Recy & DepoTech 2024

VORTRÄGE-Konferenzband

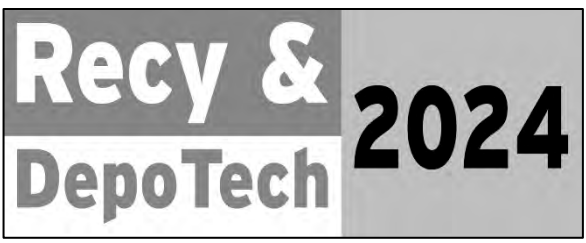
zur 17. Recy & DepoTech-Konferenz

13. - 15. November 2024
Montanuniversität Leoben, Österreich

Herausgeber: Roland Pomberger, Julian Aberger, Josef Adam, Ferozan Azizi, Therese Bouvier-Schwarz, Paul Demschar, Maximilian Enengel, Florian Feucht, Martin Findl, Elias Grath, Lisa Kandlbauer, Karim Khodier, Gerald Koinig, Thomas Kremlicka, Nikolai Kuhn, Tatjana Lasch, Karl E. Lorber, Thomas Nigl, Richard Nti, Bettina Ratz, Susanne Roßkogler, Cornelia Rutkowski, Bettina Rutrecht, Renato Sarc, Klaus Philipp Sedlazeck, Hana Stipanovic, Alexia Tischberger-Aldrian und Alena Vydrenkova

VORTRÄGE-Konferenzband
zur 17. Recy & DepoTech-Konferenz

13. - 15. November 2024
Montanuniversität Leoben, Österreich



Herausgeber
Roland Pomberger, Julian Aberger, Josef Adam, Ferozan Azizi, Therese Bouvier-Schwarz, Paul Demschar, Maximilian Enengel, Florian Feucht, Martin Findl, Elias Grath, Lisa Kandlbauer, Karim Khodier, Gerald Koinig, Thomas Kremlicka, Nikolai Kuhn, Tatjana Lasch, Karl E. Lorber, Thomas Nigl, Richard Nti, Bettina Ratz, Susanne Roßkogler, Cornelia Rutkowski, Bettina Rutrecht, Renato Sarc, Klaus Philipp Sedlazeck, Hana Stipanovic, Alexia Tischberger-Aldrian und Alena Vydrenkova

AVW
Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft
Eigenverlag

Erfassung, Satz und Seitenlayout der einzelnen Manuskripte dieses Konferenzbandes lagen in der Verantwortung der jeweiligen Autoren.

Vervielfältigung und Verwendung der Texte und Bilder, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben gestattet.

Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden im gesamten Konferenzband alle Namen ohne akademische Grade angegeben.

© Copyright 2024

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW)
Franz Josef-Straße 18, 8700 Leoben, Österreich
Telefon: +43 (0) 3842 / 402-5101, Telefax: +43 (0) 3842 / 402-5102
E-Mail: avaw@unileoben.ac.at, Internet: https://www.avaw-unileoben.at/

Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft
Eigenverlag

Gedruckt in Österreich

DGS - Druck u. Graphikservice GmbH
Hardeggasse 69, 1220 Wien, Österreich
Oktober 2024

FSC www.fsc.org FSC® A000507 The mark of responsible forestry

ISBN: 978-3-200-09925-8

Inhalt

Vorwort Bundesministerin Leonore Gewessler 5
Vorwort Landeshauptmann Christopher Drexler 6
Vorwort Landesrätin Simone Schmiedtbauer 7
Vorwort Sektionschef Christian Holzer 8
Vorwort Bürgermeister Kurt Wallner 9
Vorwort Magnifizenz Peter Moser 10
Vorwort Ingrid Winter 11
Vorwort ÖWAV-Geschäftsführer Daniel Resch 12
Vorwort VOEB-Präsidentin Gabriele Jüly 13
Vorwort GTV-Geschäftsführer Bernhard Puttinger 14
Vorwort ISWA-Präsident Arne Ragossnig 15

Editorial Roland Pomberger 16

Organisation & Redaktion 19
Kooperationspartner 19
Wissenschaftliches Komitee 20
Ehrungen 22
Ehrenschutz 23

Förderungen & Firmenpartnerschaften 24

Inhaltsverzeichnis Plenarvorträge 27
Inhaltsverzeichnis Vorträge 28

Index English abstracts of plenary lectures 45
Index English abstracts of lectures 46

Plenarvorträge 63
Vorträge 87
English abstracts 855

Autorenverzeichnis 1.005

Sachregister 1.014



© BMK/Cajetan Perwein

Vorwort

Bundesministerin Leonore Gewessler

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie

Die Montanuniversität Leoben hat mit der Recy & DepoTech eine beeindruckende Konferenz geschaffen.

In einer Zeit, in der die Auswirkungen des Klimawandels immer deutlicher spürbar werden, ist es unerlässlich, dass wir unsere Wirtschaft grundlegend neu denken. Die Kreislaufwirtschaft bietet dabei einen vielversprechenden Ansatz, um unsere Abhängigkeit von begrenzten Ressourcen zu reduzieren und gleichzeitig die Umweltauswirkungen unserer Produktions- und Konsummuster zu minimieren. So können wir nicht nur wertvolle Rohstoffe einsparen, sondern auch erhebliche Mengen an Treibhausgasemissionen vermeiden. Veränderung bedeutet aber auch den Mut aufzubringen, vertraute Wege zu verlassen und über den Tellerrand zu blicken. Die Recy & DepoTech fungiert hier seit Jahrzehnten als verlässliche Wegbegleiterin, die weit über die nächste Tagesetappe hinaus die richtigen Schritte aufzeigt. Eine effiziente Kreislaufwirtschaft, die diesen Namen wirklich verdient, geht weit über die Vorstellung von Abfallwirtschaft mit „ein bisserl mehr Recycling“ hinaus. Das gesamtheitliche Kreislaufdenken und –handeln soll daher auf allen Ebenen mehr ins Bewusstsein gerückt werden, denn die Zukunft liegt in unserer Hand.

Das Programm der Recy & DepoTech beinhaltet die neuesten Forschungsergebnisse, holt Best Practice Beispiele vor den Vorhang und widerspiegelt einen Großteil der Herausforderungen, die es jetzt und künftig gemeinsam zu lösen gilt.

In diesem Sinne wünsche ich der Recy & DepoTech gutes Gelingen mit einem regen Austausch sowie folgend einen signifikanten Niederschlag bei allen Stakeholdern in der Kreislaufwirtschaft bis hin zu interessierten Bürger:innen.

Mit freundlichen Grüßen und einem herzlichen Glück Auf




© Marija Kanizaj

Vorwort

Landeshauptmann Mag. Christopher Drexler
Steiermärkische Landesregierung

Sehr geehrte Damen und Herren!

Von 13. bis 15. November 2024 findet in Leoben mit der Recy & DepoTech bereits zum 17. Mal die größte Abfallwirtschafts- und Recyclingkonferenz Österreichs statt, bei der sich wieder drei Tage lang alles um Ressourcenschonung, Wiederverwertung und Abfallentsorgung dreht. Es freut mich daher sehr, Sie zur Recy & DepoTech in der Steiermark willkommen zu heißen.

Denn in der Steiermark wird der Forschung und dem technologischen Fortschritt ein ganz hoher Stellenwert eingeräumt. Als österreichisches Forschungsland Nummer 1 und eine der Regionen Europas mit der höchsten Forschungs- und Entwicklungsquote sind wir stolz darauf, dass immer wieder neue wissenschaftliche Erkenntnisse und Errungenschaften in der Steiermark begründet werden und regelmäßig Expertinnen und Experten aus den verschiedensten Bereichen in der Steiermark vereint werden, und den Ideenaustausch zwischen Wissenschaft und Wirtschaft voranzutreiben.

Gerade im Bereich des Umweltschutzes konnten in den letzten Jahren viele wissenschaftliche Fortschritte erzielt werden – zu dem auch die Recy & DepoTech immer wieder Wesentliches beigetragen hat. Ich möchte mich daher beim Organisationsteam rund um Univ.-Prof. Roland Pomberger und Konferenzorganisatorin Tanja Trieb recht herzlich für die erneute Initiative zur Ausrichtung der Recy & DepoTech bedanken. Mein Dank gilt aber auch allen Konferenzteilnehmerinnen und –teilnehmern, die Leoben drei Tage lang zum Innovationszentrum für Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement machen und wünsche erfolgreiche und erkenntnisreiche Tage in der Steiermark!

Ein steirisches „Glück auf“!




© Lebensressort

Vorwort

Landesrätin für Ressourcenmanagement und Nachhaltigkeit Simone Schmiedtbauer

Steiermärkische Landesregierung

Sehr geehrte Damen und Herren, liebe Expertinnen und Experten aus der Ressourcenwirtschaft!

Als Vertreterin des Landes Steiermark freut es mich, sie zur diesjährigen „Recy & Depo Tech-Konferenz an der Montanuniversität Leoben begrüßen zu dürfen. Diese Veranstaltung ist ein wichtiger Meilenstein in unserer gemeinsamen Anstrengung, eine nachhaltigere Zukunft zu gestalten.

Die Montanuniversität Leoben hat seit jeher eine führende Rolle in der Entwicklung innovativer Technologien für die Rohstoffgewinnung und -verarbeitung inne. Mit der heutigen Konferenz unterstreichen wir einmal mehr unser Engagement für eine Kreislaufwirtschaft, in der Ressourcen effizient genutzt und Wertstoffe wiedergewonnen werden. Das Thema Recycling und Deponierung gewinnt angesichts der zunehmenden Ressourcenknappheit und der dringenden Notwendigkeit, unseren ökologischen Fußabdruck zu verringern, immer mehr an Bedeutung. Die Herausforderungen, denen wir uns stellen müssen, sind komplex und erfordern interdisziplinäre Lösungsansätze. Die Recy & Depo Tech Konferenz bietet eine hervorragende Plattform für den Austausch von Wissen und Erfahrungen zwischen Wissenschaftlern, Ingenieuren, Politikern und Vertretern der Industrie. Durch die Präsentation neuester Forschungsergebnisse und die Diskussion aktueller Trends können wir gemeinsam nach innovativen Lösungen suchen und Synergien schaffen. Besonders hervorheben möchte ich die Bedeutung der Zusammenarbeit zwischen Forschung und Industrie. Nur durch eine enge Vernetzung können wir die Ergebnisse der Grundlagenforschung schnell in marktreife Produkte und Verfahren überführen.

Ich bin überzeugt, dass diese Konferenz einen wichtigen Beitrag dazu leisten wird, die Recycling- und Deponietechnologien weiterzuentwickeln und ihre Anwendung in der Praxis zu fördern. Ich wünsche Ihnen allen eine erfolgreiche Konferenz und ermutige Sie, die zahlreichen Möglichkeiten zum Networking und zum Austausch von Ideen zu nutzen!

Mit besten Grüßen





Vorwort

Sektionschef Dipl.-Ing. Christian Holzer

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie

Die weit über die Landesgrenzen hinaus wirkende “Schwerkraft“ der Recy & DepoTech 2024 zieht wiederum mit einem breit angelegten Programm die gesamte Community an die Montanuniversität - quasi das temporäre “Schwarze Loch“ der Circular Economy. Die enorme Dichte an hochkarätigen Vorträgen lässt einen intensiven Austausch von Wissenschaft und Praxis erwarten und knüpft damit nahtlos an den Mythos der Recy & DepoTech an - für akute Herausforderungen stets veritable Lösungsansätze zu liefern. Die Österreichische Kreislaufwirtschaftsstrategie rechtzeitig mit Leben zu erfüllen gilt als oberste Prämisse zur Erreichung der engagierten Klimaziele. Dieser gesamtwirtschaftliche Auftrag, der nur im Zusammenwirken aller Beteiligten erreicht werden kann, benötigt auch offene Plattformen auf höchstem Niveau, wie sie die Recy & DepoTech repräsentiert.

Sämtliche Schritte im Wertschöpfungskreislauf, beginnend bei der Produktion, über den Ressourceneinsatz, die Sicherung einer langen Gebrauchsfähigkeit, die Reparierbarkeit bis hin zur finalen Abfallbehandlung müssen zusammenspielen, um die hochgesteckten Ziele erreichen zu können. Am vorläufigen Ende wird jedenfalls auch mitentscheidend sein, wie mit ausgeklügelter Verfahrenstechnik als Schlüssel aus heterogenen Abfällen verwertbare Sekundärrohstoffe gewonnen werden können.

Neben den altbekannten Herausforderungen der Abfallwirtschaft drängen auch immer wieder akute Themen in das Rampenlicht. Der zunehmende Bodenverbrauch mit Verlust von lebensnotwendigem Ackerland, Versiegelung und Brachflächenthematik hat bereits zu veritablen Anstrengungen im BMK geführt, diesem negativen Trend entgegenzuwirken – mehrere Förderschienen wurden dazu etabliert. Daneben hat der PFAS-Hype unsere Alpenrepublik erreicht und gelangt zunehmend ins mediale Interesse. Die Challenge der “Ewigkeitschemikalien“ wird uns aufgrund des universellen Einsatzes – gleich dem seinerzeitigen “Wundermaterial“ Asbest – sicher noch geraume Zeit beschäftigen. Das sichere Ausschleusen von PFAS aus Grundwasser, Boden sowie aus dem Materialkreislauf steht im Fokus neuester Forschungsprojekte, die die Sünden von Vergangenheit und Gegenwart wieder in den Griff bekommen.

Die gesicherte Expertise dazu sowie zu allen anderen Fragen der Kreislaufwirtschaft bietet die Recy & DepoTech 2024. Ich wünsche der Veranstaltung einen fruchtbaren Wissentransfer und starke Impulse für eine erfolgreiche Kreislaufwirtschaft.

Mit freundlichen Grüßen sowie einem kräftigen Glück Auf





© Freisinger

Vorwort

Kurt Wallner

Bürgermeister der Stadt Leoben

Sehr geehrte Damen und Herren,
geschätzte Tagungsteilnehmer:innen!

Vor einigen Jahren erhielten viele der Themen, die im Rahmen der *Recy & Depo Tech* behandelt werden, nur wenig Aufmerksamkeit. Heute jedoch steht nachhaltiges und wirtschaftliches Handeln im Mittelpunkt und Abfälle werden als wertvolle Ressource betrachtet. Dies setzt jedoch voraus, dass sie effizient und korrekt gesammelt, aufbereitet und wiederverwertet werden. Die 17. Auflage der Recy & Depo Tech setzt sich mit Kreislaufwirtschaft und dem Beitrag der Abfallwirtschaft dazu sowie Künstlicher Intelligenz (KI) und Digitalen Methoden in der Abfall- und Recyclingtechnologie auseinander und leistet somit einen wertvollen Beitrag zur Verwirklichung abfallwirtschaftlicher Ziele.
Es freut mich besonders, dass Leoben erneut Gastgeber für mehr als 500 Kongressteilnehmer:innen sein darf. Die Vielzahl an internationalen Fachleuten unterstreicht nicht nur die Bedeutung der Veranstaltung, sondern spiegelt auch die Vorreiterrolle der Montanuniversität in den Bereichen Umweltschutz, Abfallverwertungstechnik und Recycling wider. Die enormen Herausforderungen, insbesondere im Bereich Klima- und Umweltschutz sowie Ressourcensicherheit, erfordern innovative Lösungen. Das Institut für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft unter der Leitung von Professor Roland Pomberger leistet hier hervorragende Arbeit. Dank der neuen Ausrichtung in Richtung Nachhaltigkeit und Digitalisierung werden die Studierenden an der Montanuniversität künftig noch besser im Hinblick auf aktuelle gesellschaftliche und globale Herausforderungen geschult, um smarte Lösungen für ein besseres Morgen zu erarbeiten.
Auch die österreichische Abfallwirtschaft steht vor großen Herausforderungen, die natürlich auch Städte und Gemeinden betreffen. Die Stadt Leoben ist sich ihrer Verantwortung bewusst und setzt zahlreiche Schwerpunkte, um ihrer Rolle als Informant und Bewusstseinsbildner, beispielsweise durch entsprechende Berichterstattung im Stadtmagazin, in den sozialen Medien oder auch durch Informationsveranstaltungen, gerecht zu werden.
Wir sind sehr stolz auf die vielfältige Forschungstätigkeit der Montanuniversität und das Engagement der Wissenschafter:innen, die Leoben als innovatives, grünes Zentrum im Herzen der Steiermark positionieren. In diesem Sinne wünsche ich der Recy & DepoTech 2024 einen erfolgreichen Verlauf und spannende Diskussionen.

Ein Leobener Glück auf!



Vorwort

Magnifizenz Univ.-Prof. DI Dr. mont.Dr.-Ing.E.h. Peter Moser

Rektor der Montanuniversität Leoben

Sehr geehrte Teilnehmer:innen und Gäste der Recy & DepoTech 2024!

Auf den Punkt gebracht geht es in der Kreislaufwirtschaft darum: „Möglichst viel Material so lange wie möglich im Kreislauf halten“ oder anders ausgedrückt: „Die Rohstoffe in unseren Produkten so lange wie möglich zu nutzen!“
Bei der Umsetzung der Kreislaufwirtschaft haben Forschung und Lehre an der Montanuniversität eine bedeutende Rolle erlangt. Wir arbeiten daran, Technologien zur Umsetzung der Kreislaufwirtschaft zu entwickeln. Es geht dabei um Zirkularitätstechnologien, also um technische Lösungen für nachhaltige Produkte zu entwickeln, z.B. auf Basis von Hochleistungswerkstoffen und effizienten und umweltschonenden Produktionsverfahren, in denen die Rohstoffe in unseren Produkten möglichst lange genutzt werden können.
Und doch wird am Ende jedes Produkt zu Abfall. Und dann brauchen wir umweltschonende Recyclingverfahren um aus unseren Abfällen Sekundärrohstoffe zu gewinnen, die wieder in den Kreislauf gehen und dort primäre Rohstoffe ersetzen können. Recycling ist an der Montanuniversität nicht an einem Lehrstuhl angesiedelt, sondern hat sich zu einer Querschnittsmaterie entwickelt. Es laufen aktuell etwa 100 Forschungsprojekte, die dem Bereich der Kreislaufwirtschaft zugeordnet werden können. Ja ich kann feststellen: Die Montanuniversität ist auch zu einer Recyclinguniversität geworden.
Mehrere Studienrichtungen wurden eingerichtet, die Ingenieure ausbilden sollen, die Technologien und technische Lösungen für die Kreislaufwirtschaft entwickeln und betreiben können. Unsere Studenten der Studienrichtungen „Umwelt und Klimaschutztechnik“, „Recyclingtechnik“ sowie der englisch sprachigen Studien „Circular Engineering“ und „Responsible Consumption and Production“ werden auf die Aufgaben in der Kreislaufwirtschaft bestens vorbereitet. Auf den ingenieursspezifischen Grundlagen bauen wir eine spezialisierte Ausbildung auf, die unsere Absolventen zu innovativen Problemlösern in der Kreislaufwirtschaft machen wird.
In diesem Sinne ist die Recy & DepoTech an der Montanuniversität zu einem Kristallisationspunkt für Recycling, Abfall- und Kreislaufwirtschaft geworden.

Ich wünsche Ihnen erfolgreiche und inspirierende Tage an der Montanuniversität Leoben

Ein herzliches Glückauf



Vorwort

Mag.ret.nat. Dr.techn. Ingrid Winter

Leiterin des Referates Abfall- und Ressourcenwirtschaft
Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14

Dass die rasche Umsetzung einer ressourceneffizienten und schadstofffreien Kreislaufwirtschaft unter Anwendung der Abfallhierarchie dringend notwendig ist, wie beispielsweise auch im aktuellen, achten Umweltaktionsprogramm der Europäischen Union betont wird, steht für das Fachpublikum außer Zweifel. Die Erreichung dieses Ziels erfordert innovative, kooperative und bereichsübergreifende Ansätze unter Einbindung aller Bereiche, von der Wissenschaft und Forschung über die Wirtschaft in allen Facetten bis hin zur Gesellschaft und Verwaltung.

Die Fachtagung Recy & DepoTech beweist seit vielen Jahren, dass sie die Plattform für jenen fachlichen Austausch ist, der als wesentliche Grundlage für das Generieren zukunftsweisender Ansätze gilt. Die Recy & DepoTech beindruckt auch heuer wieder mit einer Vielzahl an topaktuellen Themen aus den unterschiedlichen Blickwinkeln der Abfall- und Kreislaufwirtschaft; neben dem Fokus auf Forschungsergebnisse werden Praxiserfahrungen, Rahmenbedingungen und Zukunftstechnologien diskutiert. Von besonderer Bedeutung aus Sicht der öffentlichen Verwaltung sind die Chancen und Potenziale, die sich aus den Ergebnissen der Konferenzbeiträge für eine beschleunigte Umsetzung der Kreislaufwirtschaft ableiten lassen und zur Weiterentwicklung der bestehenden Strategien und Umsetzungspläne beitragen können.

Ich bedanke mich herzlichst bei Herrn Prof. Pomberger und seinem Team für das große Engagement, die professionelle Abwicklung und die ansprechende Rahmengestaltung der heurigen Konferenz und wünsche allen Teilnehmerinnen und Teilnehmern interessante Einblicke und anregende Fachgespräche.





Vorwort

Herr GF DI Dr. Daniel Resch

Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)

Bereits Anfang April haben wir in Österreich den Earth Overshoot Day erreicht. Der Earth Overshoot Day ist der Tag, an dem die Ressourcen, die eigentlich bis Ende des Jahres reichen sollten, aufgebraucht sind. Auch global betrachtet verbrauchen wir viel zu viele Ressourcen. Trotzdem steigt der globale Ressourcenverbrauch weiter.
Unverändert ist auch der Wandel des Verbrauches von erneuerbaren zu nicht-erneuerbaren Rohstoffen.

Einen wichtigen Beitrag dieser Entwicklung entgegenzuwirken kann dabei die Abfallwirtschaft leisten. Durch Recycling von Abfällen können Sekundärrohstoffe gewonnen und dadurch der Verbrauch von Primärrohstoffen verringert werden.
Gleichzeitig ist es auch erforderlich unser derzeitig linear ausgerichtetes Wirtschaftssystem hin zu einer Kreislaufwirtschaft umzubauen. Bestehende Materialien und Produkte sollen dabei so lange wie möglich geteilt, geleast, wiederverwendet, repariert, aufgearbeitet und recycelt werden. Auch hierbei ist die Abfallwirtschaft ein wichtiger Bestandteil der Umsetzung.

Soll die Umgestaltung unseres Wirtschaftssystems hin zu einer Kreislaufwirtschaft gelingen ist eine verstärkte Zusammenarbeit aller Stakeholder unbedingt erforderlich. Grundlage hierfür bilden auch Forschungsinitiativen sowie Veranstaltungen wie die Recy & DepoTech.
Auch wir als Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) wollen hier als Netzwerkplattform für den Informations- und Wissensaustausch unseren Beitrag leisten.

Ich diesem Sinne danke ich dem Organisationsteam um Prof. Pomberger für die langjährige, großartige Arbeit und wünsche allen Teilnehmern eine spannende Veranstaltung mit vielen interessanten Diskussionen.

Glückauf!





Vorwort

Präsidentin Gabriele Jüly

VOEB – Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe

Unsere Abfall- und Ressourcenbranche hat sich in den letzten Jahrzehnten von einer reinen Entsorgungswirtschaft zu einer umfassenden Ressourcenwirtschaft entwickelt. Früher lag der Schwerpunkt auf der Beseitigung von Abfällen, heute hingegen erzeugen Unternehmen der Ressourcenwirtschaft wertvolle Sekundärrohstoffe aus Abfällen, die wiederum die Industrie beliefern. Verlässliche Rahmenbedingungen und das Einbeziehen der Abfall- und Ressourcenwirtschaft sind daher unabdingbar, damit die Branche auch weiterhin die zentrale Rolle in der Erreichung der EU Recycling- und Klimaziele erfüllen kann.

Seit 1990 verzeichnet die Abfallwirtschaft den größten sektoriellen Rückgang an CO_2-Emissionen. Die Branche hat die von ihr verursachten Treibhausgasemissionen um die Hälfte reduziert, nämlich von 4,7 auf 2,2 Mio. Tonnen CO_2-Äquivalent. Hinsichtlich Sammlung & Verwertung von Abfällen ist Österreich im internationalen Vergleich führend und erreicht bereits heute die für 2025 gesetzten EU-Ziele beim Recycling von Papier, Metallen, Glas und Verpackungen.

Nicht nur der Übergang von einer linearen zu einer zirkulären Wirtschaft ist von Bedeutung, sondern auch die Menschen, die diese Transformation ermöglichen. Seit einigen Jahren ist der Ruf nach zukünftigem Fachpersonal in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft immer lauter geworden. Es ist daher entscheidend, Aus- und Weiterbildungsmöglichkeiten anzubieten und zu fördern, um dem Fach- & Arbeitskräftemangel frühzeitig entgegenzuwirken. Gemeinsam mit wichtigen Stakeholdern wurde der Lehrberuf "Entsorgungs- und Recyclingfachkraft" etabliert, um eine Grundlage zu schaffen. Darüber hinaus hat der VOEB mit seinem Circular Economy Traineeprogramm eine weitere Möglichkeit geschaffen, Menschen für die Abfall- und Ressourcenbranche zu begeistern. Auch die VOEB Umweltwochen, bei der Mitgliedsunternehmen ihre Türen für Schulklassen öffnen, tragen dazu bei, Jugendlichen die Kreislaufwirtschaft näherzubringen. Es ist essenziell, das Bewusstsein bereits in jungen Jahren zu fördern. Eine enge Zusammenarbeit aller Akteure ist dabei unerlässlich – nur so kann Österreich eine funktionierende Kreislaufwirtschaft sicherstellen, die für das Erreichen der Klimaziele unabdingbar ist.





Vorwort

Geschäftsführer Bernhard Puttinger

Green Tech Valley Cluster GmbH

Die Umwelttechnik-Branche steht derzeit gleichermaßen vor Herausforderungen, und Chancen: geopolitischen Verschiebungen, weniger wachsender Konjunktur und hohen Energiekosten stehen Chancen wie Transformation hin zur Kreislaufwirtschaft, quantitativen Zielen und Strategien sowie enorme Potenziale für Sekundärrohstoffe in Primärqualität gegenüber.

Die Branche reagiert mit Innovation. Digitalisierung und künstliche Intelligenz spielen eine immer größere Rolle bei der Optimierung von Recyclingprozessen. Neue Technologien verbessern die Effizienz und Genauigkeit in der Abfallverwertung und sind gerade in Zeiten hoher Energiepreise und zunehmender regulatorischer Anforderungen von großer Bedeutung.

Im Green Tech Valley, dem Süden Österreichs, arbeiten über 300 Unternehmen und Forschungseinrichtungen intensiv daran, zukunftsweisende Lösungen für diese Herausforderungen zu entwickeln. Ihre Arbeit reicht von der effizienten Sammellogistik über fortschrittliche Sortier- und Aufbereitungstechnologien bis hin zur Produktion hochwertiger Recycling-Rohstoffe. Diese Bemühungen sind essenziell, um den Übergang zu einer kreislauforientierten Wirtschaft zu beschleunigen.

Die Recy & DepoTech bietet eine einzigartige Plattform, um diese innovativen Ansätze zu präsentieren und den Austausch zwischen führenden Köpfen der Branche zu fördern. Dank des Engagements des Teams rund um Roland Pomberger wird diese Konferenz jedes Jahr zu einem Ort des Wissens, der Inspiration und der Zusammenarbeit.

Lasst uns diese Gelegenheit nutzen, um gemeinsam neue Ideen zu entwickeln und die Transformation weiter zu beschleunigen. Mit Innovationen diese Chancen realisieren und Herausforderungen meistern. Gemeinsam wachsen grüne und kreislauffähige Innovationen.





Vorwort

Präsident Hon.-Prof. (FH) DI Dr. Arne M. Ragossnig, MSc. (OU)

ISWA Austria

Mit dem Thema Kreislaufwirtschaft und der neuen Dynamik, die sich hier ergibt, gewinnen Plattformen des Austausches zwischen unterschiedlichen Stakeholdern in der Kreislauf- und Ressourcenwirtschaft zunehmend an Bedeutung.

Kreislaufwirtschaft braucht den Austausch zwischen Akteuren des produzierenden Sektors, der Legistik, der Wissenschaft und des Vollzugs sowie von Akteuren der Abfall- und Ressourcenwirtschaft um technisch mögliche, wirtschaftlich machbare und rechtskonforme Kreislaufwirtschaftslösungen unter Berücksichtigung internationaler völkerrechtlicher Verpflichtungen auf den Weg zu bringen.

Eine wesentliche Herausforderung in diesem Zusammenhang besteht unter anderem auch im Finetuning unterschiedlicher Rechtsmaterien, die oft isoliert voneinander in den letzten Jahrzehnten entstanden sind, und sich heute teilweise widersprechen und somit einer sinnvollen und für die beteiligten Akteure rechtskonformen Umsetzung der Kreislaufwirtschaft entgegenstehen. Verbesserungen und Weiterentwicklungen des wirtschaftlichen und rechtlichen Rahmens für derartige Lösungen erfordern zu allererst die Bereitschaft sich auf die teils schwierigen Details einzulassen und den übrigen Stakeholdern zuzuhören um gemeinsam Ansätze für eine praktikable Umsetzung der Kreislaufwirtschaft zu erarbeiten.

Sowohl ISWA als auch die Recy & DepoTech haben sich in den letzten Jahrzehnten bereits als effektive Plattformen für den diesbezüglichen Austausch etabliert und insofern freut es uns in diesem Jahr besonders, dass wir als ISWA bzw. ISWA Austria im Rahmen der Recy & DepoTech einen gemeinsamen Work-Shop mit der International Waste Working Group zum Thema Umsetzung der Internationalen Plastic Treaty gestalten dürfen. Dieser Workshop, der den Materialkreislauf des Werkstoffs Kunststoff adressiert, soll sich auf die Umsetzung und Implementierung der gerade in diesen Tagen vor der Finalisierung stehenden Global Plastics Treaty beziehen und einen Beitrag dazu leisten, die für die unterschiedlichen Sektoren und regionalen Settings relevanten Werkzeuge der Implementierung herauszuarbeiten.

Wir gratulieren den Veranstaltern der Recy & DepoTech schon jetzt zum äusserst interessanten Programm und wünschen allen Teilnehmern interessante und informative Tage in Leoben.





Editorial

Professor Roland Pomberger

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben

Ein herzliches Leobener Glückauf zur Recy & DepoTech 2024!

Zum siebzehnten Mal trifft sich im November 2024 die abfallwirtschaftliche Community - endlich wieder persönlich - in Leoben. Die Recy & DepoTech ist einer der Leuchttürme der wissenschaftlichen Konferenzen zu den Themen der Kreislauf- und Abfallwirtschaft.

Rückblick auf 2022:
Vor 2 Jahren war die Recy & DepoTech eine der ersten Konferenzen NACH CORONA. Es war spürbar wie erleichtert alle Teilnehmer:innen waren wieder physisch an einer Konferenz und dem Austausch mit Kolleg:innen teilnehmen zu können. Es war wirklich spürbar wie die Teilnehmer:innen die (neu gewonnene) Kommunikation genossen und sich höchst aktiv an der Konferenz beteiligten.

Ausblick:
163 Vorträge und 46 Poster werden präsentiert. Firmen werden sich wieder an Messeständen präsentieren. Unser RE-USE-KAFFEEHAUS ist wieder Fixpunkt. Und wir wissen aus vielen Gesprächen: Der persönliche Kontakt und Austausch der Teilnehmer:innen ist einer der wichtigsten Gründe für die Teilnahme.

Zum Inhalt:
Kreislaufwirtschaft ist das große Thema. Aber natürlich bleibt die Abfallwirtschaft ein zentraler Kern der Kreislaufwirtschaft. ReUse, Repair, ReManufacturing etc. sind sinnvoll und müssen gefördert werden, aber am Ende gilt der Hauptsatz der Abfallwirtschaft „Jedes Produkt wird Abfall – Es ist nur eine Frage der Zeit!“. Und damit ist die Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft im Rahmen der Kreislaufwirtschaft weiterhin eine zentrale Aufgabe. Neue Ansätze, neue Geschäftsmodelle, neue Stoffströme, neue Verfahren, neue Technologien und neue Anlagen sind die Themen dieser Recy & DepoTech.

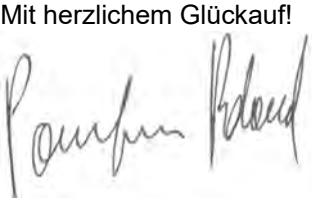
Unser Programm:
Unsere vortragenden Expert:innen decken das breite Feld der Abfalltechnik, der Abfallwirtschaft und der Kreislaufwirtschaft ab. Dabei setzen wir natürlich wieder Schwerpunkte einerseits bei stoffstrom-spezifischen Lösungen und andererseits bei technologischen Entwicklungen.
Der Bereich der Digitalisierung und der Einsatz der Künstlichen Intelligenz (KI) wird durch mehrere Sessions abgedeckt. Sensor-based Sorting & Control sowie Deep Learning Ansätze in der Sortiertechnik seien hier Beispiele.

Auf der Stoffstrom-Ebene beschäftigen sich spezielle Sessions mit dem Dauerthemen Kunststoffe und Batterien, aber auch mit Textilien und speziellen industriellen Reststoffen.
Die Ergebnisse des größten österreichischen Abfallforschungsprojektes Kompetenzzentrum ReWaste F werden in mehreren Sessions sowohl durch die wissenschaftlichen Partner:innen als auch durch Unternehmen präsentiert. Gemeinsam mit der ISWA findet ein internationaler Workshop statt.
Auch in den Bereichen Deponietechnik und Altlastensanierung gibt es positive Entwicklungen und Fallbeispiele zu berichten.
Sie sehen eine Vielzahl von Themen, neuen Ansätzen und Methoden, Fallbeispielen und Lösungsansätzen werden auf dieser Recy & DepoTech 2024 vorgestellt.

Ihr Beitrag:
Die Recy & DepoTech wird von den aktiven Konferenzteilnehmer:innen gestaltet. Der Erfolg wird getragen von Programmgestalter:innen, Referent:innen, Chairperson, Diskutant:innen und Teilnehmer:innen. Die wichtigsten Aktivitäten der Recy & DepoTech sind vortragen, zuhören, diskutieren, austauschen und vernetzen. Die Recy & DepoTech bietet dafür die Plattform und steht auch dieses Mal wieder für wertschätzenden Austausch auf hohem fachlichem Niveau.

Ich danke Ihnen für Ihre Teilnahme als Expert:in aus Forschung, Wirtschaft und Verwaltung. WIR sind die Abfallwirtschaft und WIR sind der Kern der Kreislaufwirtschaft! Ich wünsche Ihnen und uns eine erfolgreiche Recy & DepoTech 2024.

Mit herzlichem Glückauf!



STADLER®

Technik von ihrer besten Seite



Der STADLER **WireX**

Ihre optimale Wahl für die Drahtentfernung von Ballen

STADLER: für eine saubere Welt!

Die innovative Technologie hinter dem STADLER WireX revolutioniert den Prozess der Drahtentfernung. Der Einsatz **künstlicher Intelligenz** und **fortschrittlicher Sensorerkennungs- und Messsysteme** ermöglicht es dem WireX, Ballen mit Leichtigkeit zu vermessen und Drähte von sowohl einzelnen als auch kreuzverdrahteten Ballen in nur einem Schritt zu entfernen, ohne dass eine doppelte Aufgabe notwendig wird.

- Bis zu 60 Ballen in der Stunde
- Sehr niedriger Energieverbrauch
- Höhere Arbeitssicherheit, da kein manuelles Öffnen der Ballen erforderlich ist
- Einsatz von ausschließlich elektrischen Antrieben: keine Hydraulik-Systeme, kein Ölfilterwechsel und kein Ölaustritt

Verlassen Sie sich auf den STADLER WireX, um den Engpass der Drahtentfernung in Ihrem Sortierprozess zu überwinden.

STADLER Anlagenbau GmbH

+49 7584 9226-0
info@w-stadler.de
www.w-stadler.de

Organisation

Organisationsteam

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW)
der Montanuniversität Leoben

Franz Josef-Straße 18 (Umweltschutz-Gebäude), 8700 Leoben, Österreich
Telefon: +43 (0) 3842 / 402-5103, Fax: +43 (0) 3842 / 402-5102
E-Mail: rdt@unileoben.ac.at

Roland Pomberger
Tanja Trieb

Redaktion

Tanja Trieb

Kooperationspartner

Cleantech-Cluster (CTC)
DETAIL Architecture GmbH (Recycling magazin)
Green Tech Valley Cluster GmbH
ia GmbH - Wissensmanagement und Ingenieurleistungen (ASK)
International Media Consultant (Waste Management World)
ISWA – International Solid Waste Association Austria
Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes (der Montanuniversität Leoben)
Montanuniversität Leoben
MSV Mediaservice & Verlag GmbH (EU-Recycling Magazin)
Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)
RWTH Aachen - ANT
Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH
Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe (VOEB)
Verein zur Verleihung des Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes (V.EFB)
Wirtschaftskammer Österreich (WKO) - Fachverband Entsorgungs- und Ressourcenmanagement

Wissenschaftliches Komitee

A
Helmut Antrekowitsch, Montanuniversität Leoben, Österreich

B
Rupert Baumgartner, Universität Graz, Österreich
Alberto Bezama, Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Deutschland
Anke Bockreis, Universität Innsbruck, Österreich

D
Christina Dornack, Technische Universität Dresden, Deutschland

E
Martin Eisenberger, Eisenberger & Offenbeck Rechtsanwalts GmbH, Österreich

F
József Faitli, Universität Miskolc, Ungarn
Martin Faulstich, Technische Universität Dortmund, Deutschland
Johann Fellner, Technische Universität Wien, Österreich
Helmut Flachberger, Montanuniversität Leoben, Österreich
Sabine Flamme, Fachhochschule Münster, Deutschland

G
Stefan Gäth, Justus-Liebig-Universität Gießen, Deutschland
Evangelos Gidarakos, Technical University of Crete, Griechenland
Daniel Goldmann, Technische Universität Clausthal // IFAD, Deutschland
Kathrin Greiff, RWTH Aachen, Deutschland

H
Soraya Heuss-Aßbichler, Ludwig-Maximilians-Universität München, Deutschland
Peter Hodecek, Scholz Austria GmbH, Österreich
Christian Holzer, Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Österreich
Clemens Holzer, Montanuniversität Leoben, Österreich
Marion Huber-Humer, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich

K
Thomas Kienberger, Montanuniversität Leoben, Österreich
Gernot Kreindl, Stadtgemeinde Leoben, Österreich
Rainer Kronberger, Magistrat der Stadt Wien, Österreich

L
David Laner, Universität Kassel, Deutschland
Markus Lehner, Montanuniversität Leoben, Österreich

M
Mario Mocker, Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden, Deutschland

N
Michael Nelles, Universität Rostock // DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH, Deutschland

Q
Peter Quicker, RWTH Aachen, Deutschland

R
Arne Ragossnig, RM Umweltkonsulenten ZT GmbH // ISWA Austria, Österreich
Harald Raupenstrauch, Montanuniversität Leoben, Österreich
Helmut Rechberger, Technische Universität Wien, Österreich
Karl Reiselhuber, Magistrat der Stadt Wien, Österreich
Daniel Resch, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Österreich
Gerhard Rettenberger, Hochschule Trier, Deutschland
Marco Ritzkowski, HiiCCE - Hamburg Institute for Innovation, Climate Protection and Circular Economy GmbH, Deutschland
Vera Susanne Rotter, Technische Universität Berlin, Deutschland

S
Liselotte Schebek, Technische Universität Darmstadt, Deutschland

T
Stephanie Thiel, Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, Deutschland

U
Olga Ulanova, Technische Universität Irkutsk, Russland

V
Daniel Vollprecht, Universität Augsburg, Deutschland

W
Ingrid Winter, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Österreich
Werner Wruss, ESW Consulting Wruss ZT GmbH, Österreich

Z
Michael Zorzi, Bundesaltlastensanierungsgesellschaft m.b.H., Österreich

Ehrungen

Aufgrund ihrer Verdienste um die Umwelttechnik / Abfallwirtschaft in Wissenschaft und Praxis und ihrer langjährigen aktiven Mitarbeit an der Recy & DepoTech ehren und danken wir:

Univ.-Prof. DI Dr. Marion Huber-Humer (Jahrgang 1971) ist Professorin an der Universität für Bodenkultur Wien und leitet dort seit 2011 das Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft. Sie hat selbst ihre akademische Ausbildung an der BOKU absolviert, hat 2005 im Bereich Kulturtechnik und Wasserwirtschaft promoviert und sich 2015 für den Fachbereich „Globale Abfallwirtschaft" habilitiert, mit Forschungsschwerpunkten im Bereich der Deponietechnik, des Emissionsmonitorings und der biotechnischen Reduktion von treibhauswirksamen Methanemissionen aus abfallwirtschaftlichen Prozessen. Dafür sowie für die Initiierung der Forschungsarbeiten zum Thema „Nano-Waste" (Abfälle, die von Produkten und Materialien mit Nanotechnologischer Modifizierung stammen) wurde sie 2015 zur „Österreicherin des Jahres im Bereich Wissenschaft und Forschung" gewählt. Sie war und ist immer wieder auch als Gastprofessorin an ausländischen Universitäten aktiv (z.B. an der UNALM in Lima, der UNICA Cagliari und der Perm National Research Polytechnic University) und ist vertreten in diversen nationalen und internationalen Gremien, wie u.a. im Managing Board der International Waste Working Group (IWWG) und als Vizepräsidentin der ISWA Austria. Mit Frau Prof. Huber-Humer und der BOKU pflegt das Recy&DepoTech Team und der Lehrstuhl enge Kooperation in verschiedenen gemeinsamen Forschungsprojekten.

Prof. Dr.mont. Michael Nelles (geboren 1066) ist seit seit 2006Professor, Inhaber des Lehrstuhls für Abfall- und Stoffstromwirtschaft der Universität Rostock in Deutschland und leitet seit 2012 das Deutsche Biomasseforschungszentrum gGmbH (DBFZ) in Leipzig. Mit der Montanuniversität verbindet er den Beginn und die Basis seiner wissenschaftlichen Laufbahn. Gemeinsam mit Prof. Lorber baute er von 1994 bis 2000 als Stellvertretender Leiter das Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik an der Mintanuniversität auf. 1998 promovierte er mit Auszeichnung zum Dr. mont., Fachgebiet Industrieller Umweltschutz und Recycling. Unzählige Mitgliedschaften, Auszeichnungen und Publikationen zeichnen seine wissenschaftliche Arbeit aus. Er ist (Mit)Herausgeber von mehr als 100 Fachbüchern und Tagungsbänden, Autor von rund 500 Beiträgen in Büchern und Fachzeitschriften und Vortragender von mehr als 500 Fachvorträgen. Schwerpunkte seiner fachlichen Arbeit sind Umwelttechnik und Erneuerbare Energien mit den Schwerpunkten: technische, ökologische und ökonomische Aspekte der mechanischen, biologischen und energetischen Verwertung von Abfällen und Biomasse. Besonders hervorzuheben ist seine Gastprofessor an der Anhui Universität in Hefei (VR China), Prof. Nelles gilt als der Experte für Abfallwirtschaft in China. Mit der Recy&DepoTech und dem Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft verbindet ihn nicht nur die gemeinsame Geschichte sondern auch freundschaftlicher und reger Austausch.

Dipl.-Ing. Dr. Michael Zorzi wurde 1959 in Wien geboren und absolvierte von 1977 bis 1984 das Studium der Kulturtechnik und Wasserwirtschaft an der Universität für Bodenkultur in Wien. 1989 erfolgte seine Dissertation. Nach einer zweijährigen Tätigkeit am Umweltbundesamt wechselte er in die Bauwirtschaft zur PORR Umwelttechnik AG und baute dort die erste österreichische Bodenwaschanlage auf. Auch das Projektmanagement einer der größten österreichischen Altlasten, der Fischer Deponie, zählt zu seinen Referenzen. Seit 2005 ist Dr. Zorzi Geschäftsführer der Bundesaltlastensanierungsges.m.b.H. (BALSA GmbH) und verantwortet u.a. die Sanierung der größten österreichischen Altlastensanierung, der N6 in Wiener Neustadt. Seit 1995 gibt er sein theoretisches und praktisches Wissen als Lektor weiter an Studierende Montanuniversität Leoben. Für die langjährige Zusammenarbeit und Lehre bedanken wir uns mit der Ehrenmitgliedschaft.

Ehrenschutz

Leonore GEWESSLER
Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie

Christopher DREXLER
Landeshauptmann der Steiermark

Simone SCHMIEDTBAUER
Landesrätin für Land- und Forstwirtschaft einschl. land- und forstwirtschaftlicher Schulen, Wohnbau, Wasser- und Ressourcenmanagement, Veterinärwesen sowie Gesellschaft

Christian HOLZER
Sektionschef des Bundesministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie

Kurt WALLNER
Bürgermeister der Stadt Leoben

Peter MOSER
Magnifizenz der Montanuniversität Leoben

Ingrid WINTER
Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Daniel RESCH
Geschäftsführer des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes

Gabriele JÜLY
Präsidentin des Verbandes Österreichischer Entsorgungsbetriebe

Bernhard PUTTINGER
Geschäftsführer der Green Tech Valley Cluster GmbH

Arne RAGOSSNIG
Präsident der International Solid Waste Association

Förderungen & Firmenpartnerschaften

Förderstellen

Amt der Steiermärkischen Landesregierung - Abteilung 12 - Referat Wissenschaft und Forschung
Amt der Steiermärkischen Landesregierung - Abteilung 14 - Referat Abfall- und Ressourcenwirtschaft
Amt der Steiermärkischen Landesregierung - Landesamtsdirektion - Referat Protokoll und Auszeichnungen
Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie
Stadtgemeinde Leoben

Gold-Firmenpartner

Bernegger GmbH
GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH
HUESKER Synthetic GmbH
RM Umweltkonsulenten ZT GmbH
Siemens AG Österreich
STADLER Anlagenbau GmbH

Silber-Firmenpartner

Breitenfeld Edelstahl AG
PORR Umwelttechnik GmbH
Saubermacher Dienstleistungs AG
Servus Abfall Dienstleistungs GmbH

Mittagsbuffet-Firmenpartner

Binder+Co AG
KIAS Recycling GmbH

Bronze-Firmenpartner

Alpacem Zement Austria GmbH
ARAplus GmbH
Brantner Österreich GmbH
Bundesaltlastensanierungsgesellschaft m.b.H.
EWP Recycling Pfand Österreich gGmbH
FCC Austria Abfall Service AG
Geocycle
Holding Graz
OMV Downstream GmbH
TÜV SÜD

Messestände
ARP Aufbereitungs,- Recycling- und Prüftechnik GmbH
Komptech GmbH
Niederhuber & Partner Rechtsanwälte GmbH
POWPRO GmbH
SAMsoric
SCANTEC
Steyr Automotive GmbH
Vecoplan AG
voestalpine High Performance Metals GmbH
Wanggo Gummitechnik GmbH

(Stand 4. Oktober 2024)



NACHHALTIGKEIT

Digitalisierte Kreislauf-wirtschaft für eine bessere Zukunft

Innovative Technologien für Produktdesign, Recycling oder Nachverfolgung ebnen den Weg in eine nachhaltige Kreislaufwirtschaft. Siemens begleitet Sie mit maßgeschneiderten Lösungen bei Ihrer digitalen und grünen Transformation.
siemens.at/recycling

SIEMENS

Inhaltsverzeichnis Plenarvorträge

Potenziale und Grenzen der (abfallwirtschaftlichen) Kreislaufwirtschaft
Roland Pomberger *65*

Abfallwirtschaft: Wir Schweizer machen's anders. Warum?
Rainer Bunge *73*

CO_2 Recycling
Markus Lehner *81*

Inhaltsverzeichnis Vorträge

Rechtliche Aspekte

Die neue Altfahrzeugverordnung der Europäischen Union – Status Quo, Herausforderungen und Potentiale für die Recyclingindustrie
Peter Hodecek *89*

Erneuerbare Energie Richtlinie (RED II bzw. RED III) und ihre Auswirkungen auf die Abfallwirtschaft
Christian Gikopoulos, Tanja Bäck & Robert Hermann *93*

Abfallende

Boden als Produkt – die geplante Abfall-Ende Verordnung für Aushubmaterial
Roland Starke *99*

Vom Abfall zum Produkt – Was geht und was geht (noch immer) nicht?
Marie Sophie Reitinger *103*

Recycling-Baustoffe ohne Abfallende?
Wolfgang Klett *109*

Möglichkeiten zur Gestaltung von Abfallendebestimmungen
Thomas Kasper *117*

Abfallwirtschaft in Österreich

Die Strategische Umweltprüfung als Methode der abfallwirtschaftlichen Planung am Beispiel Wien
Florian Huber & Ulrike Volk *123*

Abfalltransporte mit der Bahn in Österreich
Martin Wellacher, Cornelia Riegler & Andreas Käfer *127*

Biomasse-Nachhaltigkeitsanforderungen - Wie Abfälle die europäischen Vorgaben erfüllen können
Felix Papsch *133*

Vermeidung & ReUse

Methoden und Normen zur Bewertung der Reparierbarkeit von Elektro(nik)geräten
Ralf Brüning & Florian Witt *137*

„Weniger Müll für´s Lebensg´fühl“ - effiziente Kreislaufwirtschaft in der Stadtgemeinde Schladming
Christian Pladerer & Maximilian Wagner *143*

Status Quo und Potenzial von Re-Use im österreichischen Möbelbereich
Elisabeth Schmied & Gudrun Obersteiner *147*

Digitalisierung in der Logistik

Auswirkungen der Lebensmittelabfallvermeidungs-App To Good To Go auf das Abfallaufkommen
Gudrun Obersteiner, Katharina Hofer, Sandra Luck, Reinhold Ottner & Elisabeth Schmied *151*

Symbiose Mensch & KI: Nachhaltige (Abfall-)Logistikoptimierung
Jonas Neumair & Markus Gschanes *155*

Anthropogene Ressourcen

Erschließung des Sekundärrohstoffpotenzials in anthropogenen Ressourcen mittels UNFC
Soraya Heuss-Aßbichler, Iman Dorri & Bhagya Yajasinghe *159*

Building knowledge – Harmonisierung von Klassifikationssystemen für gebaute Umwelt im Kontext der Quantifizierung des anthropogenen Lagers
Katharina Kippert & Vera Susanne Rotter *165*

Projektverbund ForCYCLE II zur Steigerung der Ressourceneffizienz in der bayerischen Wirtschaft
Mario Mocker, Markus Bär, Katharina Reh & Peter Hense *171*

Nachhaltigkeitsbewertung

Verpflichtende Nachhaltigkeitsberichterstattung in Unternehmen der Abfallwirtschaftsbranche
Ulrike Gelbmann *175*

Der Einfluss von Sammel- und Bebauungsstruktur auf die ökobilanzielle Bewertung der Bewirtschaftung urbaner Bioabfälle
Konstantin Bachmann & David Laner *181*

Nachhaltigkeit von dezentralen Energiesystemen in Wohnquartieren unter Berücksichtigung von Maßnahmen zur Lebensdauerverlängerung
Martin Gertz *185*

Kreislaufwirtschaft spezieller Abfallströme

Kreislaufwirtschaftliche Wirkungen durch wiederaufbereitete Medizinprodukte
Markus Meissner, Sabrina Lichtnegger & Rhodri Saunders *191*

Recycling paper and board from mixed waste streams: Determining data requirements for a reliable environmental assessment
Hannah Köhler, Alena Maria Spies, Rosalie von Behr, Karoline Raulf & Kathrin Greiff *197*

Biogene Abfälle

Herausforderungen im Bereich der biogenen Abfälle
Andreas Kreuzeder *203*

Wirkungen der Maßnahmen zur Verbesserung der Sammelqualität bei der Bioabfallsammlung
Alexandra Loidl, Gernot Kreindl, Andreas Zöscher, Cornelia Riegler, Martin Wellacher, Elena Dvorak & Josef Adam *207*

Optimierung der Voraufbereitung biogener Abfälle aus der Haushaltssammlung
Andreas Kunter, Paul Demschar, Georg Weingrill, Alexandra Loidl, Franz Poschacher, Martin Wellacher & Josef Adam *213*

CompoScan – ein System zur automatisierten Bewertung von Bioabfall an Kompostanlagen
Georg Waltner & Cornelia Patzig *219*

Biogene Abfälle und Reststoffe - Kohlenstoffquelle, Bioenergie und negative Emissionen
Michael Nelles, René Backes & Karen Deprie *223*

Kleingeräte zur Behandlung von Bioabfällen in Haushalten und der Gastronomie
Anke Bockreis, Julius Hecher, Luzia Schäfer & Julika Knapp *229*

Bio Waste Carbon^3 Capture System
Daniela Meitner, Andreas Hackl & Gernot Stangl *233*

Erfahrungen mit der Sicherheitstechnik/dem Explosionsschutz bei Vergärungs-/ Biogasanlagen
Gerhard Rettenberger *239*

Biogene Abfälle – Bewertung

Vergleich der Analysenmethoden für Atmungsaktivität (AT_4) und Sauerstoffaufnahmerate (OUR) zur Beurteilung der Stabilität von Komposten
Erwin Binner & Ivoneta Diethart *243*

Systematische Betrachtung der Altholzaufbereitung auf Basis einer CO_2-Bilanzierung von ausgewählten Prozessen
Claudia Hofbauer *251*

Comparing the movement of three different types of microplastic in a simulated agricultural environment dependent on soil slope and rain intensity
Poroshat Haddadi, Agnes Tekle-Röttering, Thomas Brümmer, Jörg Meyer & Ralf Holzhauer *257*

CEFoodCycle - Circular Economy: Mapping Food Streams and Identifying Potentials to Close the Food Cycle
Kevin Kaltenbrunner, Daniel Orth & Christian Pladerer *261*

Abfälle im öffentlichen Raum

Plastic Pirates Österreich – Citizen Science zur Erhebung von Kunststoff-Littering
Gudrun Obersteiner, Magdalena Kraml, Sabine Lenz, Anna Noichl, Reinhold Ottner & Elisabeth Schmied *265*

Bündnis Mikroplastikfrei
Walter Hauer & Daniel Steinitz *269*

Verbesserung der Abfalltrennung im öffentlichen Raum - Erkenntnisse aus einer Feldstudie
Veronika Kladnik, Therese Schwarzböck & Sabine Dworak *273*

Abfalltrennverhalten von KonsumentInnen im öffentlichen und privaten Raum
Betül Gök, Barbara Hartl, Sabine Dworak, Therese Schwarzböck & Astrid Allesch *279*

Kreislauf Kunststoffverpackungen

Recyclingfähigkeit von Verpackungen - Potentiale der individuellen, graduellen Bewertung
Angelika Wlodarczyk, Elisabeth Pinter, Michael Krainz, Anja Fredriksson, Joachim Christiani, Sandra Beckamp & Michael Washüttl *285*

Environmental impact of the end-of-life scenarios of PET rigid packaging in Austria
Werner Frühwirth, Bernd Brandt, Hanna Schenk & Katrin Detter *291*

Mögliche Wege, Hindernisse und Sinnhaftigkeit der Verwendung von mechanisch recycelten Post-Consumer-Materialien aus Polyolefinen in Verpackungen mit Lebensmittelkontakt
Franz Rittmannsberger & Julia Roitner *297*

Analyse und Optimierung von österreichischem Polystyrol-Haushaltsabfall für die Wiederverwendung in Joghurtbecher-Lebensmittelverpackungen
Nina Krempl, Matthias Frühwirth, David Zidar, Zahra Shahroodi, Clemenz Holzer, Elisabeth Pinter, Vasiliki Archodoulak, Lorenz Bichler, Elisabeth Jahn, Viktoria Helene Gabriel & Florian Aschermayer *305*

Materialeffizienz und Umweltauswirkungen der Kunststoffverpackungsabfallwirtschaft in Deutschland
Sarah Schmidt & David Laner *313*

Potenziale im Siedlungsabfall

Wertstoffe aus dem Restmüll. Wieviel kann vor und wieviel nach der Verbrennung zurückgewonnen werden?
Dominik Blasenbauer, Johann Fellner & Jakob Lederer *317*

Recycling of paper and board from mixed waste collections: Potential, technical feasibility and future challenges
Alena Maria Spies, Hannah Köhler, Karoline Raulf, Arne Krolle, Robin Huesmann, Annika Ludes, Bastian Küppers, Sebastian Kaufeld, Oliver Lambertz, Andreas Faul, Jens Winter, Alexander Atapin & Kathrin Greiff *321*

Wieviel ist (noch) drin? Realistisch abschöpfbare Wertstoffe aus Siedungsabfällen in Österreich
Peter Beigl & Anna Happenhofer *327*

Metallrecycling

ReMFra – Recovering metals and mineral fraction from steelmaking residues
Wolfgang Reiter, Klaus Doschek-Held, Christoph Gatschlhofer, Johannes Rieger & Christoph Thaler *333*

Possible ways of utilising metal by-products from thermal phosphorus recovery
Matthias Rapf, Eva Gerold, Dietmar Zobel, Willem Schipper, Alexander Maurer, Andrea Kotze, Sander Arnout & Lukas Pohl *337*

De-oiling of grinding sludge: What is the potential of mechanical de-oiling by a centrifuge?
Anna-Caroline Assmann, Eric Johach, Anna Becker, Karoline Raulf & Kathrin Greiff *343*

Metal recovery over the product life cycle
Josephine Müller, Nicos Tsioutsios & Philipp Horner *349*

Inwertsetzung von metallurgischen Schlacken: Wertmetall/(Phosphor)rückgewinnung und Herstellung einer Bindemittelkomponente
Christoph Gatschlhofer, Anna Krammer, Klaus Doschek-Held & Florian Steindl *353*

Rückgewinnung von Wertmetallen aus feinen Deponiefraktionen
Paul Demschar, Thomas Kremlicka & Klaus Philipp Sedlazeck *359*

Recycling spezieller Abfallströme

Zementhaltige Suspensionen: Recyclen statt deponieren – aber wie?
Peter Freitag, Thomas Kirchmaier & Alexander Zöhrer *365*

Metallrecycling bei EoL-LED-Stableuchten mithilfe von chlorhaltigen Abfällen
Michael Peer, Burkhard Berninger, Thomas Fehn & Alexander Hofmann *369*

Electronic Waste – ein Abfall der übersehen wird!
Pauline Schleenbecker & Stefan Gäth *373*

Kunststoffrecycling

Optimierungsparameter bei der Nassaufbereitung von Kunststoff-Flakes im mechanischen Kunststoffrecycling
Bettina Muster-Slawitsch, Mauricio Pane, Arianna Quintana, Christian Platzer, Moritz Mager & Jörg Fischer *379*

The Borealis Borcycle™ M Demo Plant – Borcycle™ M as Best Practice
Andreas Nagl *385*

Praxisbeispiel - Aufbereitung alternativer PET-Ströme
Markus Huemer *389*

Open- und closed-loop Strategien für das mechanische Recycling der österreichischen PET-Restfraktion
Moritz Mager, Nikolai Kuhn, Gerhard Bräuer & Jörg Fischer *395*

Chemisches Recycling

Parameterstudien zum chemischen Recycling von polyolefinhaltigen Kunststoffgemischen mittels Pyrolyse im Labormaßstab
Angelika Luckeneder & Sven Wolf *397*

Status Quo der Abfallvergasung und die Rolle der Entsorgungsindustrie an deren Erfolg
Jan Meier, Gerald Schmidt & Richard von Goetze *403*

ReOil®-Technology – Scale-up und Modellierung eines Kunststoffrecyclingprozesses
Sebastian-Mark Lorbach & Andreas Lechleitner *409*

Das chemische Recycling wird großtechnische Realität
Gerald Schmidt & Richard von Götze *413*

Photovoltaik-Recycling

Photovoltaics in Focus: Developments, Future Predictions and How the PVReValue Project aims to Recycle PV Modules
Ferozan Azizi & Thomas Nigl *417*

Hochdurchsatz-Upcycling-Anlage für gebrauchte PV-Module
Simon Prüller *425*

Towards closed material cycles in lithium-ion batteries and PV systems: a sustainable resource approach
Eva Gerold, Klaus Ebenauer, Andreas Anbauer, Sergei Shaveko & Helmut Antrekowitsch *429*

Lithium-Ionen-Batterie-Recycling

Limits and Challenges of the Calculation and Verification of the Recycling Efficiency of Lithium-ion Batteries posed by the new European Battery Regulation
Bettina Rutrecht, Cornelia Rutkowski, Thomas Hafner, Astrid Arnberger, Robert Hermann, Thomas Nigl & Roland Pomberger *437*

Carbo-thermisches Recycling von Lithium-Ionen-Batterien: Entwicklungsschritte vom batch- zum semikontinuierlichen Betrieb
Lukas Wiszniewski, Zlatko Raonic, Thomas Hochsteiner & Klaus Doschek-Held *443*

Battery Lifecycle – Decentralised Hub Concepts to offer centralised solutions for challenges along the Supply Chain
Mathias Nippraschk, Lukas Brandl & Florian Karlstedt *447*

Increasing Resource Efficiency in the Recycling of Lithium-ion Batteries Through Advanced Mechanical Processing
Merle Zorn & Sabine Flamme *453*

ReWaste - Digital Waste

Digitale Sortieranalyse und Messung kalorischer Parameter im Digital Waste Research Lab
Lisa Kandlbauer, Alexander Egarter & Renato Sarc *459*

Das Nachhaltigkeits- und Kreislaufwirtschaftspotential der Zementindustrie
Maximilian J. Enengel & Sandra A. Viczek *463*

ReWaste - Smart Waste Factory

KI & Robotics für eine effiziente Abfallsortierung
Barbara Mayer, Daniel Schall & Herbert Tanner *467*

Verschleiß als wesentlicher Einflussfaktor auf die Leistungsfähigkeit eines Vor- und Nachzerkleinerers von festen Abfällen
Christoph Feyerer, Tatjana Lasch, Karim Khodier & Renato Sarc *471*

Leitprojekt circPLAST-mr

circPLAST-mr - Das österreichische Leitprojekt zum mechanischen Recycling von Kunststoffen
Jörg Fischer, Nikolai Kuhn, Mauricio Pane, Tamara Cwioro, Lukas Zeilerbauer & Moritz Mager *477*

Berücksichtigung von Eigenschaftsprofilen bei der Aufbereitung von Leichtverpackungen aus Polypropylen
Nikolai Kuhn, Moritz Mager, Gerald Koinig, Jörg Fischer & Alexia Tischberger-Aldrian *479*

Optimierung durch Sensortechnik

Advancing Polypropylene Recycling: A Study on Possibilities to Improve Sorting Systems
Jutta Geier, Márton Bredács & Gernot Oreski *483*

Mehr als Sortieren: Potenziale von Sensortechnik zur Optimierung von Sortieranlagen
Nils Kroell, Xiaozheng Chen, Bastian Küppers, Annika Ludes, Marvin Emmerich, Elias Pfund & Julia Stadler *487*

Sensor-basierte Optimierung von Kunststoffsortieranlagen – Erfolgreiche Fallbeispiele
Sabine Schlögl *493*

Sensorgestützte Sortierung

Kaskadierte Anwendung von Foundation Models als Verfahren zur Beschreibung von Leichtverpackungsstoffströmen im Recycling
Moritz Ottenweller, Michael Kalb & Steffen Rüger *499*

Sensorbasierte Optimierung der Sortierperformance in LVP-Sortieranlagen
Marvin Emmerich, Bastian Küppers, Nils Kroell, Annika Ludes, Xiaozheng Chen, Elias Pfund, Lenard Saenger, Daniel Vollprecht & Roland Pomberger *505*

Sortiertechnik

Waste4Future – Mit digitalen Techniken zur „optimalen“ Sortierung
Malte Vogelgesang, Chanchan Li, Wladislaw Benner, Alice do Carmo Precci Lopes, Katharina Hendrich, Gert Homm & Emanuel Ionescu *511*

The heat is on! - From the material characterisation of spent refractory bricks to sensor training (practical examples from Project ReSoURCE)
Florian Feucht, Simone Neuhold, Alexander Leitner, Cord Fricke-Begemann & Julio Hernandez *517*

Künstliche Intelligenz in Aufbereitung & Sortierung

KI-gestützte Verwertungs- und Aufbereitungsstrategien von Aushubmaterialien bei Großprojekten des Tiefbaus
Elisabeth Hauzinger, Daniel Schneider & Robert Galler *523*

I-STEP – A Case Study: Machine Learning Powered Condition Monitoring of a Linear Motion Industrial Vibrating Screen
Philip Krukenfellner & Helmut Flachberger *529*

Die nächste Generation der sensorgestützten Sortierung – Laserstrahlen und Messobjekte in Bewegung und wie damit Stückgüter auf Förderbändern materialabhängig sortiert werden
Volker Mörkens, Joachim Makowe, Markus Dargel, Carsten Schönthier & Reinhard Noll *535*

Nachhaltiges Management von teerhaltigem Straßenaufbruch: Ein ganzheitlicher Projektansatz
Paul Bäcker, Georg Maier, Volker Thome, Ralf Erdmann, Thomas Fehn & Thomas Längle 541

Künstliche Intelligenz in Sortierung & Recycling

Implementation and evaluation of a real-time capable approach to sensor-based sorting using CNNs
Felix Lehnerer, Lukas Roming, Jürgen Hock, Felix Kronenwett, Georg Maier & Thomas Längle *547*

The Role of Multispectral Scrap Characterisation and Artificial Intelligence in Efficient Steel Recycling
Heimo Gursch, Caroline Mempör, Malte Jaschik, Harald Ganster, Robert Harb, Johannes Rieger & Monika Häuselmann *553*

Klassifizierung von Metallschrott mittels Deep Learning Methoden
Gerald Koinig, Melanie Neubauer, Walter Martinelli, Yves Radmann, Nikolai Kuhn, Thomas Fink, Elmar Rückert, Gerhard Ebenhofer, Thomas Pönitz & Alexia Tischberger-Aldrian *559*

Value Chain Optimization for Metal Recycling Processes through Probabilistic Modeling
Valeria Fonseca Diaz, Ramin Nikzad-Langerodi, Roman Rainer, Klemens Winkler & Alexia Tischberger-Aldrian *565*

Machine Learning in der Sortierung

Detektion und Ausschleusung von Batterien aus gemischten Abfällen mittels Sensorik und künstlicher Intelligenz
Elias Grath, Thomas Nigl & Michael Autischer *571*

BatterySort: Ein Sortiersystem zur Detektion und Aussortierung von Li-Ionen-Batterien aus Abfallströmen zur Vermeidung von Bränden
Johannes Leisner & Nathanael Laier *575*

Intelligente Assistenzsysteme: Ein Game-Changer in der händischen Abfallsortierung
Julian Aberger, Lena Brensberger, Benedikt Haecker, Georgios Sopidis, Michael Haslgrübler & Renato Sarc *579*

Comparative Analysis of Transfer and Continual Learning for Vision-Based Particle Classification in Plastics Sorting for Recycling
Somayeh Shami, Benedikt Haecker, Julian Aberger, Mohammadreza Hosseini, Jesus Pestana & Michael Krisper *585*

Behandlung industrieller Abwässer

Ist-Stand der chemisch-physikalischen Abfallbehandlung in Österreich
Michael Roll, Thomas Weissenbach & Christian Neubauer *593*

BVT in der Praxis: Saubermacher CPB-Anlagen als Fallbeispiel
Andrea Zirkl & Sabine Tanzer *597*

Abwasserbehandlung und Ressourcenrückgewinnung von Metallen aus Industrieabwässern
Iphigenia Anagnostopoulos & Soraya Heuss-Aßbichler *603*

Drucklose Membranfiltration in der industriellen Wasseraufbereitung und Kreislaufwirtschaft
Jürgen Gamweger, Thomas Grießler & Andrea Udier *609*

PFAS - Aktuelles in Österreich

Der österreichische PFAS-Aktionsplan – Maßnahmen zur Reduktion der Belastung von Mensch und Umwelt
Barbara Perthen-Palmisano *613*

Die „PFAS-Strategie“ im Rahmen der Vollziehung des Altlastensanierungsgesetzes
Gernot Döberl *617*

Schwerpunktaktionen zu PFAS Kontaminationen in Boden und Grundwasser in der Steiermark
Elisabeth Winkler, Roman Prantl & Julia Thüringer *623*

Geförderte Altlastenforschung

PFAS removal via combination of adsorption on highly selective fluoropolymers and ultrafiltration
Rania Bakry, Jan Back, Johanna Freilinger, Maria Fürhacker, Sebastian Handl, Claudia Hledik, Simon Jabornig, Marc Koch, Madeleine Larch, Jana Marx, Herwig Schottenberger, Thomas Obholzer, Marco Rupprich & Martin Spruck *629*

PFASAN – Entwicklung innovativer Sanierungsstrategien für PFAS kontaminierte Standorte in Österreich
Thomas G. Reichenauer, Ottavia Zoboli & Thilo Hofmann *633*

MIBICYD - Mikrobielle Sanierung Gaswerksspezifischer Schadstoffe unter der besonderen Berücksichtigung von Cyaniden – Laboruntersuchungen und kleinskalige Feldversuche
Daniel Ruech, Jessica Beyert & Thomas G. Reichenauer *637*

PFAS-Studien

Comparing the sustainability of active and passive groundwater containment systems for the treatment of PFAS plumes
Marcello Carboni & Gareth Leonard *641*

Verbesserte PFAS-Bodenwäsche: Erfahrungen im Projektmaßstab und zukünftige Entwicklungen
Benjamin Faigle, Bernhard Volz & Thomas Meyer *647*

PFAS Leibnitzer Feld – Chancen und Grenzen der Grundwasser- und Schadstoffmodellierung
Richard Moderegger, Klaus Philipp Sedlazeck & David Misch *651*

Fallbeispiele Altlasten

Verwertung von Aluminium haltigen Rückständen aus einer Altdeponie am Beispiel N6
Johannes Czeczil..... *657*

Altlast N94 „Hirschwanger Accumulatorenfabrik“
Heimo Zimmermann *663*

Deponietechnik & Nachsorge

Stand der Technik der Abfallablagerung auf Deponien in Deutschland und deren Beitrag zum Klimaschutz zur Vorbereitung der Arbeiten für ein BVT-Merkblatt Deponien
Marco Ritzkowski, Bastian Beythien, Kai-Uwe Heyer & Philipp Benkus *669*

Aufgrabung eines Oberflächenabdichtungssystems aus geo-synthetischer Tondichtungsbahn und Kunststoffdränelement 24 Jahre nach der Errichtung
Stefan Niewerth, Bernd Märtner & Herbert Lassnig..... *675*

Nachnutzung von Deponien mittels Fotovoltaik am Beispiel der Deponie Leoben Seegraben
Arne Ragossnig, Günter Wind, Gernot Kreindl & Herwig Ragossnig..... *681*

Deponiegas

Nachhaltigkeit bei Deponien und Ablagerungen: Bilanzierung, Bewertung und Reduktion von Treibhausgasemissionen entlang des Lebenszyklus einer Deponie
Jürgen Forsting & Konstantin Meier..... *687*

Deponieplanung unter Dichtestress: Ermittlung Deponiebedarf und Standortsuche in der Schweiz
Daniel Locher, Nadine Schneiderk, Roksoliana Bilovus & Christina Stadler..... *695*

Langzeit-Feldeinsatz von Kompost in Methanoxidationsfenstern und seine Methanoxidationskapazität
Marlies Hrad & Marion Huber-Humer *701*

Deponie & MVA-Reststoffe

Deponiemanagement und Klimaschutz – Beitrag des Deponiewesens zur Reduzierung von Treibhausgasen
Ulrich Stock & Roman Dinslage *705*

Geophysical characterization of an industrial landfill to quantify raw materials and detect possible leakages
Lukas Aigner & Adrián Flores Orozco *711*

Mobilität und Immobilisierung von Schwermetallen in MVA-Rostaschen
Daniel Vollprecht, Simon Faul, Romy Wittum, Lena Putz & Christian Strakos *717*

Verwertung von Verbrennungsrückständen

Nutzung von optimierten Fraktionen der Hausmüllverbrennungsasche als Gesteinskörnung und Zementersatz in Betonprodukten
Iveta Vateva, Marcel Laabs, Bernhard Middendorf & David Laner *721*

Verwertungsmöglichkeiten von Bettaschen aus der Abfallverbrennung
Julia Mühl, Simon Hofer & Jakob Lederer *725*

Special Session: International Waste Management

Waste Management in a European Country of 6,000 Islands and Islets
Evangelos Gidarakos & Maria Aivalioti *729*

Use what's left? Yes, please! – Evaluation of the energetic potential of the residuals from Uganda's composting plants
Sara Neuburg, Francis Okori, Richard David Lee, Therese Schwarzböck & Helmut Rechberger *733*

The Allegory of Stupidity and Waste
Torben Kraffczyk *739*

Special Session: Digitaler Produktpass

Digitale Produktpässe nach Maß: Anforderungen der Abfallbehandlung für verschiedene Produktgruppen kategorisieren und DPP Designs ableiten
Eduard Wagner, Theresa Aigner, Mario Osterwalder, Diana Baumgärtel & Anna-Lena Hofmann *745*

Digitale Produktpässe als Instrumente zur Verbesserung des Umgangs mit Automobilteilen am Ende des Lebenszyklus - das Fallbeispiel Turbolader
Martin Popowicz, Antonia Pohlmann, Josef-Peter Schöggl & Rupert J. Baumgartner *751*

Potenziale für die Kreislaufwirtschaft: Digitale Produktpässe für optimiertes Metallrecycling
Felix Strohmeier & Alexia Tischberger-Aldrian *757*

Special Session: Künstliche Mineralfasern

Mineral Wool Waste – From on-site Analysis to Recycling
Theresa Sattler, Jonathan Krobatschek, Klaus Philipp Sedlazeck & Roland Pomberger..... *763*

Einfluss der Mineralfaserabfallqualität auf die Verwertung als Bindemittelkomponente mittels thermochemischer Behandlung in Österreich
Klaus Doschek-Held, Anna Krammer, Franz Lobner, Sarah Steiner & Florian Roman Steindl *769*

Thermisch behandelte Stahlschlacken und künstliche Mineralfasern als neuartige reaktive Bindemittel für die Baustoffindustrie
Sarah Steiner, Florian Steindl, Clemens Bendler, Katharina Weisser, Klaus Doschek-Held, Anna Krammer, Klaus Philipp Sedlazeck, Florian Mittermayr & Joachim Juhart *775*

Special Session: Lebensmittelabfälle

Gleaning 2.0 - Vermeidung von Lebensmittelverlusten und -abfällen in der landwirtschaftlichen Primärproduktion durch professionelle Nachernten und soziale Weitergabe
Daniel Orth, Kevin Kaltenbrunner & Christian Pladerer *781*

Erhebung und Vermeidung von Lebensmittelabfällen im Schulcatering
Reinhold Ottner, Sandra Luck, Elisabeth Schmied & Gudrun Obersteiner *785*

LOWINFOOD: Quantifizierung von Emissionsreduktionen durch Lebensmittelabfallvermeidung
Silvia Scherhaufer, Nadine Brunnhuber & Gudrun Obersteiner..... *789*

Special Session: Alternative Baustoffe

Forschungsprojekt Erdbewegung: Der Weg vom Bodenaushub zum (Lehm-)Baustoff
Tudor Dobra & Ute Muñoz-Czerny *795*

CO_2-armer Ökomauerstein aus mineralischen Recycling-Brechsanden
Frank Hlawatsch, Harald Kurkowski, Wolfgang Eden, Zakaria Istanbuly & Daniel Ufermann-Wallmeier..... *799*

GECCO$_2$: Ein neues Christian-Doppler-Labor für umweltfreundliche reststoffbasierte Baumaterialien
Florian R. Steindl, Bettina Ratz, Stefanie Radinger, Iris Zögl, Amr Hassan, Sara Raič, Ognjen Rudic, Klaus Doschek-Held, Klaus Philipp Sedlazeck, Florian Mittermayr & Cyrill Vallazza-Grengg *805*

Special Session: Alttextilien

ReSTex: Josef Ressel Centre for Recycling Strategies for Textiles
Christian B. Schimper, Birgit Herbinger, Judith Rudolf-Scholik, Agnes Grünfelder, David Lilek, Felice Quartinello, Jean Marie Egan, Georg Gübitz, Thomas Rosenau, Wolfgang Ipsmiller, Nika Depope & Andreas Bartl *811*

Textilrecycling: unerlässlich, aber nicht genug!
Andreas Bartl, Wolfgang Ipsmiller & Sebastian Rosenbusch *815*

Kreislaufwirtschaftliche Herausforderungen im Sektor der Alttextilienbewirtschaftung
Markus Meissner, Kevin Kaltenbrunner & Daniel Orth *821*

Herausforderungen bei der automatisierten Sortierung von Post-Consumer-Textilien mittels Standard-NIR-Spektroskopie
Hana Stipanovic, Tanja Bäck, Hanna Kobald, Sophie Zirps & Alexia Tischberger-Aldrian *825*

Special Session: CO_2-Speicherung

Bewertung alkalischer Reststoffe für die CO_2-Speicherung durch direkte, wässrige Karbonatisierung: MVA-Rückstände
Sarah Reiter, Florian Schinnerl & Markus Lehner *831*

Untersuchung des Karbonatisierungspotentials industrieller Abfälle mittels direkter, wässriger Karbonatisierung
Florian Schinnerl, Sarah Reiter & Markus Lehner *837*

Beton in der Baustoff-Kreislaufwirtschaft: potenzieller Abfallverwerter und CO_2-Speicher
Joachim Juhart, Sarah Steiner & Florian Steindl *843*

Assessing Climate Neutrality and Circularity in LCA – Methodology and Application in a Case Study
Gerfried Jungmeier, Michael Schwingshackl, Ladislaus Lang-Quantzendorff, Jarod Kelly & Niklas Hill *849*

Ingenieurdienstleistungen für Umweltschutz mit Mehrwert

www.umweltkonsulenten.at




Luftaufnahme: Altlast begrünt



Oberflächenabdichtung

Ziel der Sicherung ist eine Abdichtung der verbliebenen Ablagerungen gegenüber Luft und Grundwasser. Diese behördlich aufgetragene Sicherungsmaßnahme enthält neben den Maßnahmen im Grundwasser ein innovatives, mehrlagiges und multifunktionales Oberflächenabdichtungssystem:

- 11 kg/m² Calciumbentonitmatte (NaBento RL-C)
- Geoverbundstoff mit 2 kg/m² Aktivkohlefüllung (Tektoseal Active AC)
- LDPE Membran mit integrierter CKW-dichter Aluminiumfolie
- Dränelement

Ihr Ansprechpartner in Österreich:
Herbert Lassnig
Tel.: + 43 (0) 664 / 435 25 39 | Mail: herbert.lassnig@HUESKER.at

HUESKER
Ideen. Ingenieure. Innovationen.

Index English abstracts of plenary lectures

Potentials and limits of the (waste based) circular economy
Roland Pomberger *857*

Waste Management: We Swiss Do It Differently. Why?
Rainer Bunge *858*

CO_2 Recycling
Markus Lehner *859*

Index English abstracts of lectures

Legal aspects

The new End-of-Life Vehicle Regulation (ELVR) of the European Union – status quo, challenges and potential for the recycling industry
Peter Hodecek *860*

Renewable Energy Directive (RED II and RED III) and its impact on waste management
Christian Gikopoulos, Tanja Bäck & Robert Hermann *861*

End of waste

Soil as product - the planned end-of-waste ordinance for soil excavation material
Roland Starke *862*

From waste to product - what works and what (still) does not work?
Marie Sophie Reitinger *863*

Recycled building materials without end of waste?
Wolfgang Klett *864*

Possibilities to create an end-of-waste rule
Thomas Kasper *865*

Waste management in Austria

Strategic environmental assessment as a planning tool for waste management – A case study from Vienna
Florian Huber & Ulrike Volk *866*

Waste Transport by Rail in Austria
Martin Wellacher, Cornelia Riegler & Andreas Käfer *867*

Sustainability of waste – How waste can comply with the sustainability provisions for biomass
Felix Papsch *868*

Avoidance & ReUse

Methods and standards for assessing the repairability of electrical and electronic devices – Strengthening material efficiency under the Ecodesign Directive
Ralf Brüning & Florian Witt *869*

„Weniger Müll für´s Lebensg´fühl“ – Efficient Circular Economy in the Municipality of Schladming
Christian Pladerer & Maximilian Wagner *870*

Status quo and potential of re-use in the Austrian furniture sector
Elisabeth Schmied & Gudrun Obersteiner *871*

Digitalization in logistics

Impact of the food waste prevention app To Good To Go on waste generation
Gudrun Obersteiner, Katharina Hofer, Sandra Luck, Reinhold Ottner & Elisabeth Schmied *872*

Human-AI Symbiosis: Sustainable Optimization of (Waste-)Logistics
Jonas Neumair & Markus Gschanes *873*

Anthropogenic resources

Exploiting the potential of secondary raw materials in anthropogenic resources with UNFC
Soraya Heuss-Aßbichler, Iman Dorri & Bhagya Jayasinghe *874*

Building knowledge – Harmonization of classification systems for the built environment in the context of quantifying the anthropogenic stock
Katharina Kippert & Vera Susanne Rotter *875*

Project Network ForCYCLE II to increase Resource Efficiency in the Bavarian Economy
Mario Mocker, Markus Bär, Katharina Reh & Peter Hense *876*

Sustainability assessment

Mandatory Sustainability Reporting in Waste Management Companies
Ulrike Gelbmann *877*

The impact of collection systems and settlement structures on the environmental performance of urban bio-waste management
Konstantin Bachmann & David Laner *878*

Sustainability of decentralized energy systems in residential districts, taking measures to extend service life into account
Martin Gertz *879*

Circular economy of special waste streams

Circular economy effects through reprocessed medical devices
Markus Meissner, Sabrina Lichtnegger & Rhodri Saunders *880*

Recycling paper and board from mixed waste streams: Determining data requirements for a reliable environmental assessment
Hannah Köhler, Alena Maria Spies, Rosalie von Behr, Karoline Raulf & Kathrin Greiff *881*

Biogenic waste

Challenges in the field of biogenic waste
Andreas Kreuzeder *882*

Measures to improve the quality of biowaste collection
Alexandra Loidl, Gernot Kreindl, Andreas Zöscher, Cornelia Riegler, Martin Wellacher, Elena Dvorak & Josef Adam *883*

Treatment Optimization for Biogenic Waste Materials
Andreas Kunter, Paul Demschar, Georg Weingrill, Alexandra Loidl, Franz Poschacher, Martin Wellacher & Josef Adam *884*

CompoScan – A System for Automated Assessment of Bio-Waste at Composting Facilities
Georg Waltner & Cornelia Patzig *885*

Biogenic Waste and Residues – Source of Carbon, Bioenergy and Negative Emissions
Michael Nelles, René Backes & Karen Deprie *886*

Small appliances for the treatment of biowaste in households and the catering industry
Anke Bockreis, Julius Hecher, Luzia Schäfer & Julika Knapp *887*

Bio Waste Carbon^3 Capture System
Daniela Meitner, Andreas Hackl & Gernot Stangl *888*

Experience with safety technology/explosion protection in fermentation/ biogas plants
Gerhard Rettenberger *889*

Biogenic waste – Assessment

Comparison of analysis methods for respiration activity (AT_4) and oxygen uptake rate (OUR) to assess the stability of compost
Erwin Binner & Ivoneta Diethart *890*

Systematic consideration of waste wood treatment on the basis of a CO_2 accounting balancing of selected processes
Claudia Hofbauer *891*

Comparing the movement of three different types of microplastic in a simulated agricultural environment dependent on soil slope and rain intensity
Poroshat Haddadi, Agnes Tekle-Röttering, Thomas Brümmer, Jörg Meyer & Ralf Holzhauer *892*

CEFoodCycle - Circular Economy: Mapping Food Streams and Identifying Potentials to Close the Food Cycle
Kevin Kaltenbrunner, Daniel Orth & Christian Pladerer *893*

Waste in public spaces

Plastic Pirates Austria - Citizen Science to survey plastic littering
Gudrun Obersteiner, Magdalena Kraml, Sabine Lenz, Anna Noichl, Reinhold Ottner & Elisabeth Schmied *894*

bündnis mikroplastikfrei
Walter Hauer & Daniel Steinitz *895*

Improving waste separation in public spaces – Insights from a field study
Veronika Kladnik, Therese Schwarzböck & Sabine Dworak *896*

Waste separation in private versus public spaces – the view of consumers
Betül Gök, Barbara Hartl, Sabine Dworak, Therese Schwarzböck & Astrid Allesch *897*

Circular plastic packaging

Recyclability of packaging - potentials of the individual, gradual assessment
Angelika Wlodarczyk, Elisabeth Pinter, Michael Krainz, Anja Fredriksson, Joachim Christiani, Sandra Beckamp & Michael Washüttl *898*

Environmental impact of the end-of-life scenarios of PET rigid packaging in Austria
Werner Frühwirth, Katrin Detter, Hanna Schenk & Bernd Brandt *899*

Viable paths, Obstacles and Suitability of using mechanically recycled Post-Consumer Materials made from Polyolefins in Food Contact Packaging
Franz Rittmannsberger & Julia Roitner *900*

Analysis and Optimization of Austrian Polystyrene Household Waste for Reuse in Yogurt Cup Food Packaging
Nina Krempl, Matthias Frühwirth, David Zidar, Zahra Shahroodi, Clemens Holzer, Elisabeth Pinter, Vasiliki Archodoulaki, Lorenz Bichler, Elisabeth Jahn & Florian Aschermayer 901

Material Efficiency and Environmental Impacts of Plastic Packaging Waste Management in Germany
Sarah Schmidt & David Laner 902

Potential in municipal waste

Recyclable materials from mixed municipal solid waste. How much can be recovered before and how much after incineration?
Dominik Blasenbauer, Johann Fellner & Jakob Lederer 903

Recycling of paper and board from mixed waste collections: Potential, technical feasibility and future challenges
Alena Maria Spies, Hannah Köhler, Karoline Raulf, Arne Krolle, Robin Huesmann, Annika Ludes, Bastian Küppers, Sebastian Kaufeld, Oliver Lambertz, Andreas Faul, Jens Winter, Alexander Atapin & Kathrin Greiff 904

How much is (still) in it? Realistically recoverable materials from municipal solid waste in Austria
Peter Beigl & Anna Happenhofer 905

Metal recycling

ReMFra – Recovering metals and mineral fraction from steelmaking residues
Wolfgang Reiter, Klaus Doschek-Held, Christoph Gatschlhofer, Johannes Rieger & Christoph Thaler 906

Possible ways of utilising metal by-products from thermal phosphorus recovery
Matthias Rapf, Eva Gerold, Dietmar Zobel, Willem Schipper, Alexander Maurer, Andrea Kotze, Sander Arnout & Lukas Pohl 907

De-oiling of grinding sludge: What is the potential of mechanical de-oiling by a centrifuge?
Anna-Caroline Assmann, Eric Johach, Anna Becker, Karoline Raulf & Kathrin Greiff 908

Metal recovery over the product life cycle
Josephine Müller, Nicos Tsioutsios & Philipp Horner 909

Valorisation of Metallurgical Slags: Recovery of Valuable Metals/ Phosphorus and Production of a Binder Component
Christoph Gatschlhofer, Anna Krammer, Klaus Doschek-Held & Florian Steindl 910

Recovery of valuable metals from fine landfill fractions
Paul Demschar, Thomas Kremlicka & Klaus Philipp Sedlazeck *911*

Recycling of special waste streams

Cement containing slurries: Recycling instead of deposition – but how?
Peter Freitag, Thomas Kirchmaier & Alexander Zöhrer *912*

Metal recycling for EoL LED bar lights using waste containing chlorine
Michael Peer, Burkhard Berninger, Thomas Fehn & Alexander Hofmann *913*

Electronic waste - a waste that is overlooked
Pauline Schleenbecker & Stefan Gäth *914*

Plastics recycling

Optimization parameters for the wet-mechanical processing of plastic flakes in mechanical recycling
Bettina Muster-Slawitsch, Mauricio Pane, Arianna Quintana, Christian Platzer, Moritz Mager & Jörg Fischer *915*

The Borealis Borcycle™ M Demo Plant – Borcycle™ M as Best Practice
Andreas Nagl *916*

Practical example - processing alternative PET streams
Markus Huemer *917*

Open- and closed-loop strategies for the mechanical recycling of the Austrian PET residual fraction
Moritz Mager, Nikolai Kuhn, Gerhard Bräuer & Jörg Fischer *918*

Chemical recycling

Parameter studies on the chemical recycling of polyolefin-containing plastic mixtures by means of pyrolysis on a laboratory scale
Angelika Luckeneder & Sven Wolf *919*

Advancements in Waste Gasification and the Role of the Waste Management Industry in its success
Jan Meier, Gerald Schmidt & Richard von Goetze *920*

ReOil®-Technology – Schale-up and modelling of a plastic recycling process
Sebastian-Mark Lorbach & Andreas Lechleitner *921*

Turning Chemical Recycling into commercial reality
Gerald Schmidt & Richard von Goetze *922*

Photovoltaic recycling

Photovoltaics in Focus: Developments, Future Predictions and How the PVReValue Project aims to Recycle PV Modules
Ferozan Azizi & Thomas Nigl *923*

High-Throughput Upcycling Plant for Used PV Modules
Simon Prüller *924*

Towards closed material cycles in lithium-ion batteries and PV systems: a sustainable resource approach
Eva Gerold, Klaus Ebenauer, Andreas Anbauer, Sergei Shaveko & Helmut Antrekowitsch *925*

Limits and Challenges of the Calculation and Verification of the Recycling Efficiency of Lithium-ion Batteries posed by the new European Battery Regulation
Bettina Rutrecht, Cornelia Rutkowski, Thomas Hafner, Astrid Arnberger, Robert Hermann, Thomas Nigl & Roland Pomberger *926*

Carbo-thermal recycling of lithium-ion batteries: Development steps from batch to semi-continuous operation
Lukas Wiszniewski, Zlatko Raonic, Thomas Hochsteiner & Klaus Doschek-Held *927*

Battery Lifecycle - Decentralised Hub Concepts to offer centralised solutions for challenges along the Supply Chain
Mathias Nippraschk, Lukas Brandl & Florian Karlstedt *928*

Increasing Resource Efficiency in the Recycling of Lithium-ion Batteries Through Advanced Mechanical Processing
Merle Zorn & Sabine Flamme *929*

ReWaste - Digital waste

Digital sorting analysis and measurement of calorific parameters in the Digital Waste Research Lab
Lisa Kandlbauer, Alexander Egarter & Renato Sarc *930*

The sustainability and circular economy potential of the cement industry
Maximilian J. Enengel & Sandra A. Viczek *931*

ReWaste - Smart waste factory

AI & Robotics for efficient waste sorting
Barbara Mayer, Daniel Schall & Herbert Tanner *932*

Wear as a major factor influencing the performance of a pre- and post-shredder for solid waste
Christoph Feyerer, Tatjana Lasch, Karim Khodier & Renato Sarc *933*

Lead project circPLAST-mr

circPLAST-mr – The Austrian flagship project for mechanical plastics recycling
Jörg Fischer, Nikolai Kuhn, Mauricio Pane, Tamara Cwioro, Lukas Zeilerbauer & Moritz Mager *934*

Considering Material Property Profiles of Lightweight Packaging Waste made of Polypropylene during Mechanical Processing
Nikolai Kuhn, Moritz Mager, Gerald Koinig, Jörg Fischer & Alexia Tischberger-Aldrian *935*

Optimization through sensor technology

Advancing Polypropylene Recycling: A Study on Possibilities to Improve Sorting Systems
Jutta Geier, Márton Bredács & Gernot Oreski *936*

More than sorting: Potentials of sensor technology for optimizing sorting plants
Nils Kroell, Xiaozheng Chen, Bastian Küppers, Annika Ludes, Marvin Emmerich, Elias Pfund & Julia Stadler *937*

Sensor-based Optimization of Lightweight Packaging Waste Sorting Plants - Successful case studies
Sabine Schlögl *938*

Sensor-based sorting

An Iterative Approach for Describing Lightweight Packaging Material Flows in Recycling with Foundation Models
Moritz Ottenweller, Michael Kalb & Steffen Rüger *939*

Sensorbased Optimization of Sorting Performance in LWP-sorting plants
Marvin Emmerich, Bastian Küppers, Nils Kroell, Annika Ludes, Xiaozheng Chen, Elias Pfund, Lenard Saenger, Daniel Vollprecht & Roland Pomberger *940*

Sorting technology

Waste4Future – Digital Methods for „Optimal" Sorting
Malte Vogelgesang, Chanchan Li, Wladislaw Benner, Alice do Carmo Precci Lopes, Katharina Hendrich, Gert Homm & Emanuel Ionescu *941*

The heat is on! - From the material characterisation of spent refractory bricks to sensor training (practical examples from Project ReSoURCE)
Florian Feucht, Simone Neuhold, Alexander Leitner, Cord Fricke-Begemann & Julio Hernandez *942*

Artificial intelligence in processing & sorting

AI-supported reuse and processing strategies for excavated materials in major civil engineering projects
Elisabeth Hauzinger, Daniel Schneider & Robert Galler *943*

I-STEP – A Case Study: Machine Learning Powered Condition Monitoring of a Linear Motion Industrial Vibrating Screen
Philip Krukenfellner & Helmut Flachberger *944*

The next generation of sensor-based sorting - laser beams and measuring objects in motion and how they are used to sort unit loads on conveyor belts depending on the material
Volker Mörkens, Joachim Makowe, Markus Dargel, Carsten Coenen & Reinhard Noll *945*

Sustainable Management of Tar-Containing Road Debris: A Holistic Project Approach
Paul Bäcker, Georg Maier, Volker Thome, Ralf Erdmann, Thomas Fehn & Thomas Längle *946*

Artificial intelligence in sorting & recycling

Implementation and evaluation of a real-time capable approach to sensor-based sorting using CNNs
Felix Lehnerer, Lukas Roming, Jürgen Hock, Felix Kronenwett, Georg Maier & Thomas Längle *947*

The Role of Multispectral Scrap Characterisation and Artificial Intelligence in Efficient Steel Recycling
Heimo Gursch, Caroline Mempör, Malte Jaschik, Harald Ganster, Robert Harb, Johannes Rieger & Monika Häuselmann *948*

Classification of scrap metal using deep learning methods
Gerald Koinig, Melanie Neubauer, Walter Martinelli, Yves Radmann, Nikolai Kuhn, Thomas Fink, Elmar Rückert, Gerhard Ebenhofer, Thomas Pönitz & Alexia Tischberger-Aldrian *949*

Value Chain Optimization for Metal Recycling Processes through Probabilistic Modeling
Valeria Fonseca Diaz, Ramin Nikzad-Langerodi, Roman Rainer, Klemens Winkler & Alexia Tischberger-Aldrian *950*

Machine learning in sorting

DeB-AT: Detection and separation of portable batteries from mixed waste using sensor technology and artificial intelligence
Elias Grath, Thomas Nigl & Michael Autischer *951*

BatterySort: A sorting system for detecting and removing Li-ion batteries from waste streams
Johannes Leisner & Nathanael Laier *952*

Intelligent assistance systems: a game changer in manual waste sorting
Julian Aberger, Lena Brensberger, Benedikt Haecker, Georgios Sopidis, Michael Haslgrübler & Renato Sarc *953*

Comparative Analysis of Transfer and Continual Learning for Vision-Based Particle Classification in Plastics Sorting for Recycling
Somayeh Shami, Benedikt Haecker, Julian Aberger, Mohammadreza Hosseini, Jesus Pestana & Michael Krisper *954*

Treatment of industrial wastewater

Current status of chemical-physical waste treatment in Austria
Michael Roll, Thomas Weissenbach & Christian Neubauer *955*

BAT in Practice: Saubermacher CPB-Plans as Case Study
Andrea Zirkl & Sabine Tanzer *956*

Wastewater treatment and resource recovery of metals from industrial wastewater
Iphigenia Anagnostopoulos & Soraya Heuss-Aßbichler *957*

Pressureless membrane filtration in industrial water treatment and circular economy
Jürgen Gamweger, Thomas Grießler & Andrea Udier *958*

PFAS - News in Austria

Austria’s PFAS Action Plan – Reducing PFAS Contamination in Population and Environment
Barbara Perthen-Palmisano *959*

"PFAS Strategy" regarding the enforcement of the Contaminated Sites Remediation Act
Gernot Döberl *960*

Focus actions on PFAS contamination in soil and Groundwater in Styria
Elisabeth Winkler, Roman Prantl & Julia Thüringer *961*

Funded research into contaminated sites

PFAS removal via combination of adsorption on highly selective fluoropolymers and ultrafiltration
Rania Bakry, Jan Back, Johanna Freilinger, Maria Fürhacker, Sebastian Handl, Claudia Hledik, Simon Jabornig, Marc Koch, Madeleine Larch, Jana Marx, Herwig Schottenberger, Thomas Obholzer, Marco Rupprich & Martin Spruck *962*

PFASAN – Development of innovative remediation strategies for PFAS contaminated sites in Austria
Thomas G. Reichenauer, Ottavia Zoboli & Thilo Hofmann *963*

MIBICYD - Microbial Remediation of Gasworks-Specific Contaminants with Special Consideration of Cyanides – Laboratory Investigations and Small-Scale Field Test
Daniel Ruech, Jessica Beyert & Thomas Reichenauer *964*

PFAS studies

Comparing the sustainability of active and passive groundwater containment systems for the treatment of PFAS plumes
Marcello Carboni & Gareth Leonard *965*

Improved PFAS-soil-washing: Experiences on the large scale and future developments
Benjamin Faigle, Bernhard Volz & Thomas Meyer *966*

PFAS Leibnitzer Feld – Possibilities and Limits of Groundwater- and Transport Modeling
Richard Moderegger, Klaus Philipp Sedlazeck & David Misch *967*

Case studies of contaminated sites

Recycling of aluminium-containing residues from an old landfill as per example of N6
Johannes Czeczil *968*

Contaminated Site N94 “Hirschwanger Accumulatorenfabrik”
Heimo Zimmermann *969*

Landfill technology & aftercare

State of the art of waste disposal in landfills in Germany and its contribution to climate protection in preparation for the work on a BAT reference document on landfills
Marco Ritzkowski, Bastian Beythien, Kai-Uwe Heyer & Philipp Benkus *970*

Survey investigation of a surface sealing system consisting of geo-synthetic clay liner and geocomposite drain 24 years after construction
Stefan Niewerth, Bernd Märtner & Herbert Lassnig *971*

Landfill Post-Utilization for Photovoltaic(PV)-Power-Generation on the Example of the Leoben Seegraben Landfill
Arne Ragossnig, Günter Wind, Gernot Kreindl & Herwig Ragossnig *972*

Landfill gas

Sustainability of landfills and landfill sites: Balancing, evaluation and reduction of greenhouse gas emissions along the life cycle of a landfill
Jürgen Forsting & Konstantin Meier *973*

Landfill planning in constraint space: Determination of landfill requirements and site search in Switzerland
Daniel Locher, Nadine Schneider, Roksoliana Bilovus & Christina Stadler *974*

Long-term field application of compost in methane oxidation windows and its methane oxidation capacity
Marlies Hrad & Marion Huber-Humer *975*

Landfill & waste incineration residues

Landfillmanagement and climate protection – the contribution of landfills to reducinggreenhouse gases
Ulrich Stock & Roman Dinslage *976*

Geophysical characterization of an industrial landfill to quantify raw materials and detect possible leakages
Lukas Aigner & Adrián Flores Orozco *977*

Mobility and Immobilization of Heavy Metals in MSWI Bottom Ashes
Daniel Vollprecht, Simon Faul, Romy Wittum, Lena Putz & Christian Strakos *978*

Utilization of incineration residues

Use of optimized grain size fractions of municipal solid waste incineration bottom ash as aggregates and binder in concrete products
Iveta Vateva, Marcel Laabs, Bernhard Middendorf & David Laner *979*

Utilization possibilities for fluidized bed incineration bottom ash from municipal solid waste incineration
Julia Mühl, Simon Hofer & Jakob Lederer..... *980*

Special Session: International waste management

Waste Management in a European Country of 6,000 islands and Islets
Evangelos Gidarakos & Maria Aivalioti *981*

Use what's left? Yes, please! – Evaluation of the energetic potential of the residuals from Uganda's composting plants
Sara Neuburg, Francis Okori, Richard David Lee, Therese Schwarzböck & Helmut Rechberger..... *982*

The Allegory of Stupidity and Waste
Torben Kraffczyk..... *983*

Special Session: Digital product passport

One DPP to rule them all? Proposing custom DPP designs that meet waste treatment and product specific requirements
Eduard Wagner, Theresa Aigner, Mario Osterwalder, Diana Baumgärtel & Anna-Lena Hofmann..... *984*

Digital product passports as enablers for improved end-of-life handling of automotive parts – the case of the turbocharger
Martin Popowicz, Antonia Pohlmann, Josef-Peter Schöggl & Rupert J. Baumgartner..... *985*

Potential for the circular economy: digital product passports for optimized metal recycling
Felix Strohmeier & Alexia Tischberger-Aldrian *986*

Special Session: Artificial mineral fibers

Mineral Wool Waste – From on-site Analysis to Recycling
Theresa Sattler, Jonathan Krobatschek, Klaus Philipp Sedlazeck & Roland Pomberger *987*

Influence of mineral wool waste quality on its valorisation as binder component through thermochemical treatment in Austria
Klaus Doschek-Held, Anna Krammer, Franz Lobner, Sarah Steiner & Florian Roman Steindl 988

Thermochemical-treated mineral wool and steel slag wastes as novel Supplementary Cementitious Material
Sarah Steiner, Florian Steindl, Clemens Bendler, Katharina Weisser, Klaus Doschek-Held, Anna Krammer, Klaus Philipp Sedlazeck, Florian Mittermayr & Joachim Juhart 989

Special Session: Food waste

Avoiding food losses and waste in primary agricultural production through professional gleaning and social transfer
Daniel Orth, Kevin Kaltenbrunner & Christian Pladerer 990

Survey and avoidance of food waste in school catering
Reinhold Ottner, Sandra Luck, Elisabeth Schmied & Gudrun Obersteiner 991

LOWINFOOD: Quantification of emission reduction through food waste prevention
Silvia Scherhaufer, Nadine Brunnhuber & Gudrun Obersteiner 992

Special Session: Alternative building materials

Research project Erdbewegung: The path from excavated soil to earth building materials
Tudor Dobra & Ute Muñoz-Czerny 993

Low-CO_2-Content Eco-Brick
Frank Hlawatsch, Harald Kurkowski, Wolfgang Eden, Zakaria Istanbuly & Daniel Ufermann-Wallmeier 994

GECCO_2: A new Christian Doppler laboratory for environmentally friendly waste-based construction materials
Florian R. Steindl, Bettina Ratz, Stefanie Radinger, Iris Zögl, Amr Hassan, Sara Raič, Ognjen Rudic, Klaus Doschek-Held, Klaus Philipp Sedlazeck, Florian Mittermayr & Cyrill Vallazza-Grengg 995

Special Session: Used textiles

ReSTex: Josef Ressel Centre for Recycling Strategies for Textiles
Christian B. Schimper, Birgit Herbinger, Judith Rudolf-Scholik, Agnes Grünfelder, David Lilek, Felice Quartinello, Jean Marie Egan, Georg Gübitz, Thomas Rosenau, Wolfgang Ipsmiller, Nika Depope & Andreas Bartl 996

Textile recycling: essential, but not enough!
Andreas Bartl, Wolfgang Ipsmiller & Sebastian Rosenbusch..... *997*

Circular economy challenges in the management of waste of textiles
Markus Meissner, Kevin Kaltenbrunner & Daniel Orth..... *998*

Challenges in the automated sorting of post-consumer textiles using standard NIR spectroscopy
Hana Stipanovic, Tanja Bäck, Hanna Kobald, Sophie Zirps & Alexia Tischberger-Aldrian..... *999*

Special Session: CO_2 storage

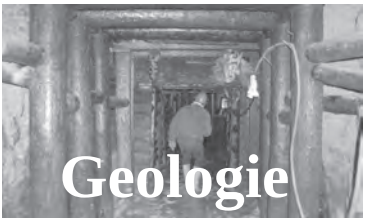
Evaluation of alkaline solid wastes for CO_2-sequestration via direct, aqueous carbonation: MSWI residues
Sarah Reiter, Florian Schinnerl & Markus Lehner..... *1.000*

Investigation of the Carbonation Potential of Industrial Waste via Direct Aqueous Carbonation
Florian Schinnerl, Sarah Reiter & Markus Lehner..... *1.001*

Concrete in the circular building materials economy: potential waste recycler and CO_2 storage
Joachim Juhart, Sarah Steiner & Florian Steindl *1.002*

Assessing Climate Neutrality and Circularity in LCA – Methodology and Application in a Case Study
Gerfried Jungmeier, Michael Schwingshackl, Ladislaus Lang-Quantzendorff, Jarod Kelly & Niklas Hill..... *1.003*

Kompetenz in ...



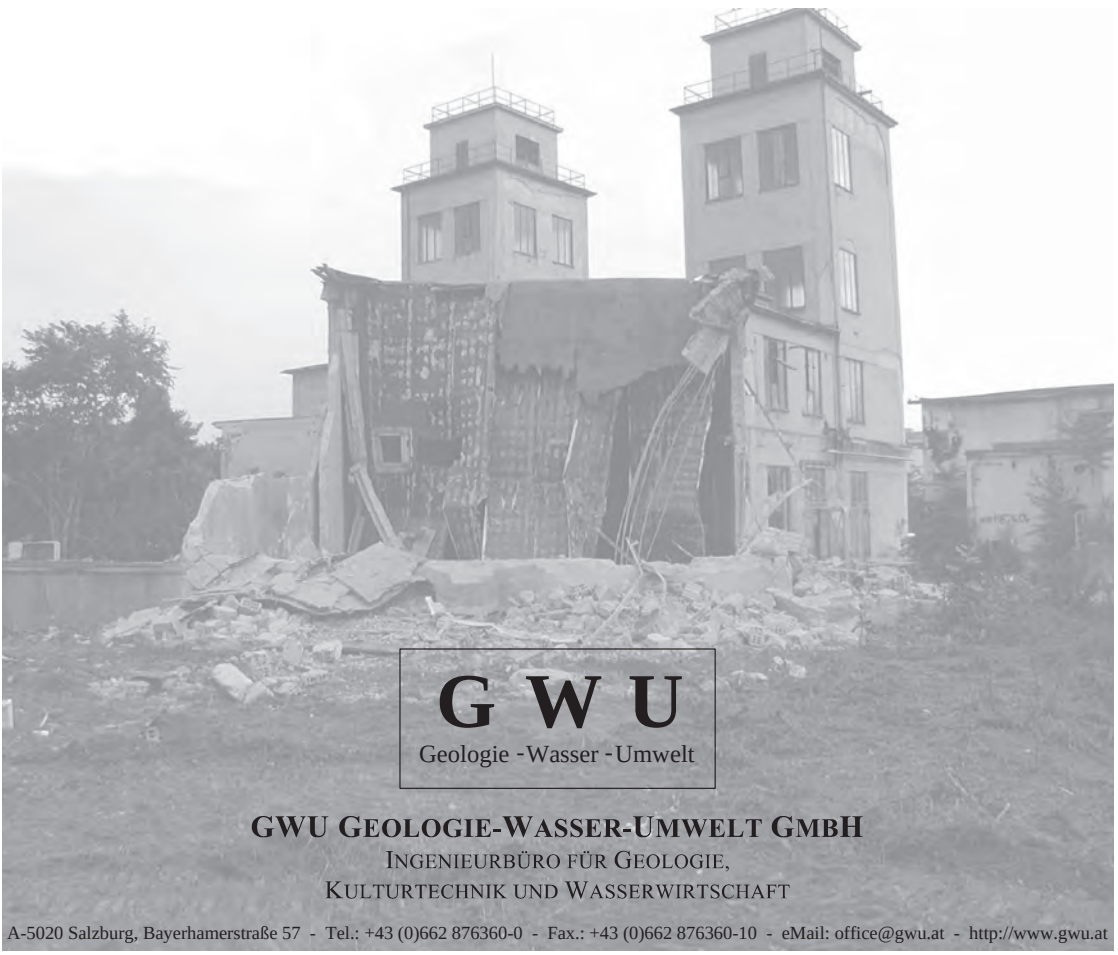
Geologische Dokumentation
und Beratung,
Kartierung,
Baugrunderkundung,
Bohrbetreuung,
Geologische Gutachten für
alle Planungsphasen,
Steinschlagsimulation (2D+3D),
Naturgefahrenbewertung, ...



Wasserwirtschaftliche
Beweissicherung,
Hydrogeologische Gutachten,
Planungen für
Trinkwasserver- und
Abwasserentsorgung,
wasserrechtliche Bauaufsicht,
Baustellenkoordination,
Erdwärmenutzung, ...



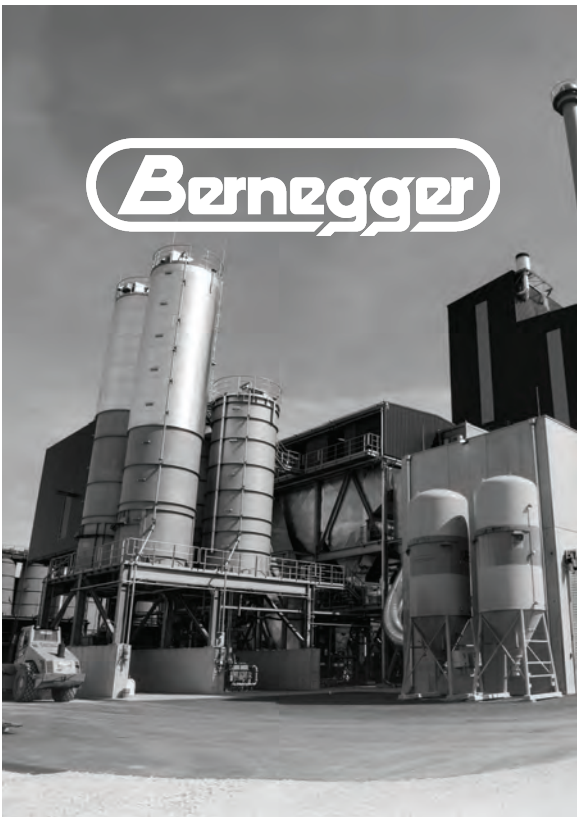
Abfall- und Aushubbeurteilung,
Schad- und Störstofferkundung,
Erkundung / Sanierung
PFAS-Kontamination,
Verdachtsflächenerkundung,
Altlastensanierung,
Grundstücksbewertung,
Deponieplanung und -aufsicht,
Ausgangszustandsbericht gem.
Industrieemissionsrichtlinie,
Umweltverträglichkeitserklärung
(UVE), ...

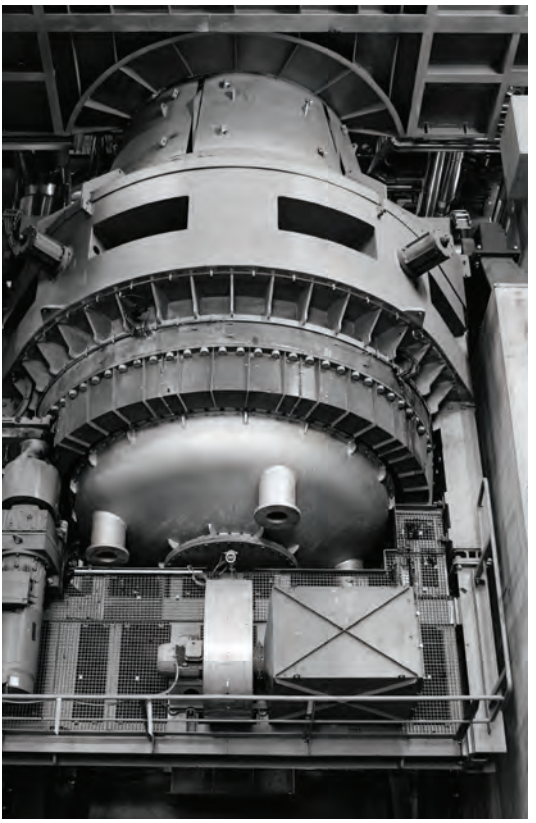


G W U
Geologie - Wasser - Umwelt

GWU GEOLOGIE-WASSER-UMWELT GMBH
INGENIEURBÜRO FÜR GEOLOGIE,
KULTURTECHNIK UND WASSERWIRTSCHAFT

A-5020 Salzburg, Bayerhamerstraße 57 - Tel.: +43 (0)662 876360-0 - Fax.: +43 (0)662 876360-10 - eMail: office@gwu.at - http://www.gwu.at

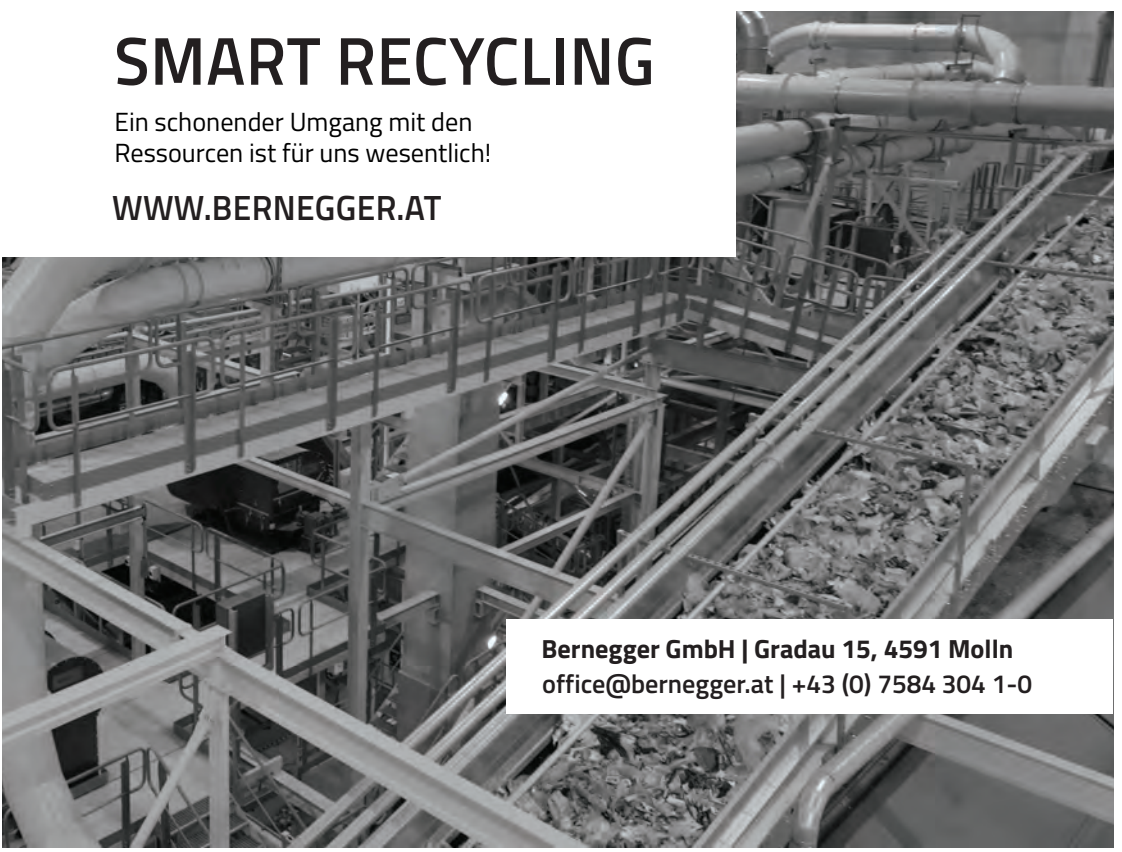




SMART RECYCLING

Ein schonender Umgang mit den
Ressourcen ist für uns wesentlich!

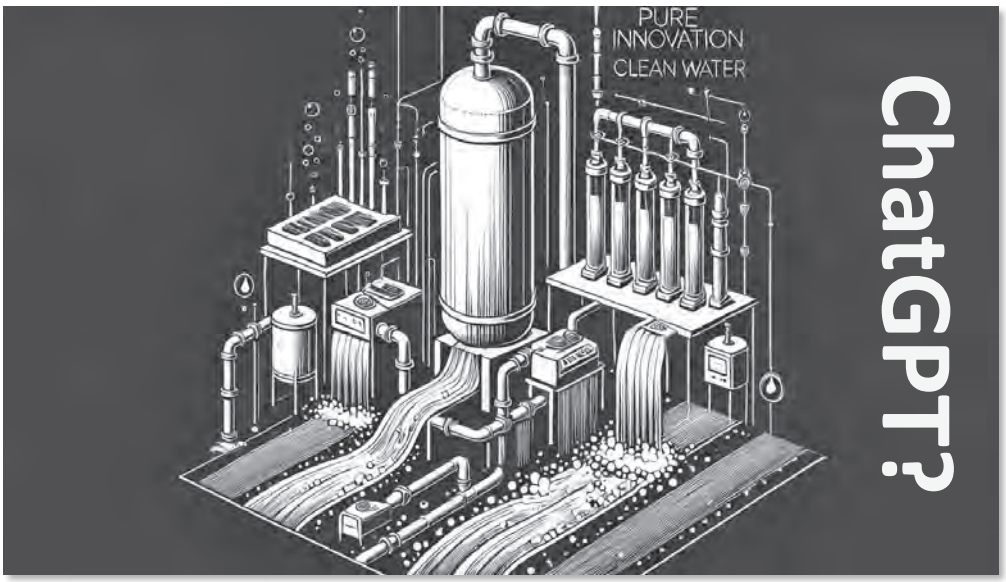
WWW.BERNEGGER.AT



Bernegger GmbH | Gradau 15, 4591 Molln
office@bernegger.at | +43 (0) 7584 304 1-0

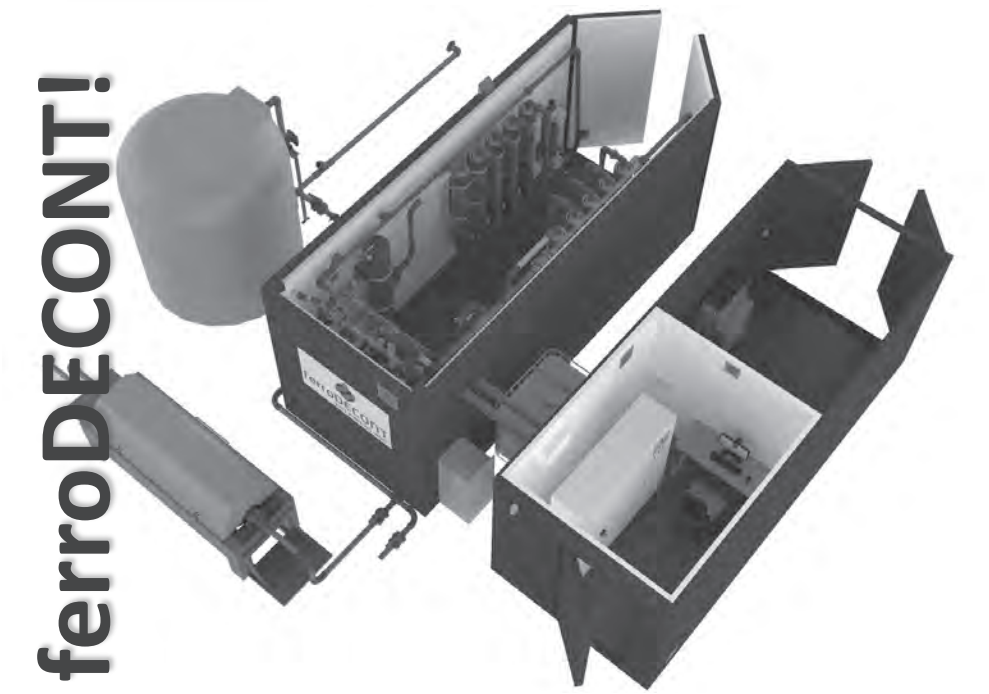
Plenarvorträge

ferroDECONT
JUST PUMPING IRON



ChatGPT?

ferroDECONT!



Entdecken Sie unsere hochmodernen Lösungen
für eine effiziente Abwasserreinigung.
Gemeinsam schaffen wir eine nachhaltige Welt.
*Erfahren Sie mehr bei **ferroDECONT**.*
https://www.ferrodecont.at

Potenziale und Grenzen der (abfallwirtschaftlichen) Kreislaufwirtschaft

Roland Pomberger[1]
[1)] Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: In der österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie wird die Rolle der Abfallwirtschaft und die Möglichkeiten zur Etablierung einer Kreislaufwirtschaft hervorgehoben. Unter den quantitativen Zielen ist besonders die Zirkularitätsrate von abfallwirtschaftlicher Bedeutung. Umfangreiche abfallwirtschaftliche Maßnahmen werden in Aussicht gestellt. Die Potentiale liegen besonders bei Bodenaushub inkl. Tunnelausbruch und industriellen Reststoffen. Hier ist das Potential zur Steigerung der Zirkularitätsrate deutlich höher als bei den Siedlungsabfällen. Konsequente Steigerung des Einsatzes von Sekundärrohstoffen braucht aber auch Erleichterungen und Förderungen. Der stoffliche Ansatz beim Abfallende und Abfallendeverordnungen könnten Kreisläufe erleichtern. Recyclingfähigkeit und Reparierbarkeit von Produkten sind Voraussetzungen für die Kreislaufführung. Sekundärrohstoffe und deren Einsatz werden derzeit eher behindert. In Zukunft sollten sie besonders gefördert werden. „Sekundärrohstoffe brauchen Rechte!“

1 GRUNDLEGENDES

Die Methoden der Kreislaufwirtschaft können in 10 Stufen beschrieben werden. Die grundlegenden Methoden des Refuse, Rethink und Reduce sind der Sphäre der Produktentwicklung zuzuordnen und befinden sich somit außerhalb des Wirkungsbereiches der Abfallwirtschaft. Reuse, Repair, Refurbish, Remanufacture und Repurpose sind teilweise der erweiterten Abfallwirtschaft zuzuordnen, wobei sich die Aktivitäten oftmals in einem Übergangsbereich zwischen (noch) Produkt und (schon) Abfall bewegen. Aktivitäten werden oftmals vom Gebrauchtwarenbereich oder von Sozialprojekten wahrgenommen. Recover und Recycling sind die Kernaufgaben der klassischen Abfallwirtschaft und werden von kommunalen und privaten Abfallwirtschaftunternehmen, Sammel- und Verwertungssystemen sowie spezialisierten Recycling- und Industrieunternehmen wahrgenommen. Die Beseitigung befindet sich als Methode außerhalb der Kreislaufwirtschaft, muss aber für nicht verwertbare Abfälle trotzdem bereitgestellt werden. Die Vorstellung, dass keine zu beseitigende Abfälle anfallen und alle Materialien im Kreis geführt werden können, muss leider als unmögliche und auch unsinnige Wunschvorstellung bezeichnet werden.

Der 1. Hauptsatz der Abfallwirtschaft lautet:
„Jedes Produkt wird Abfall – es ist nur eine Frage der Zeit“.

Dies bedeutet, dass nur die Vermeidung von Produkten, zu einer tatsächlichen Abfallvermeidung führen kann. Sinnvolle Methoden der Kreislaufwirtschaft (10 Stufen der Kreislaufwirtschaft) wie Reuse, Remanufacturing, Repair etc. sind sinnvoll und verlängern die Lebensdauer der Produkte, am Ende werden aber auch diese Produkte zu Abfall und werden (hoffentlich immer mehr) verwertet (Recover) oder Recycled. Auf die Abfallmenge, die schlussendlich in der Abfallwirtschaft behandelt werden muss, hat das langfristig nur einen relativ geringen Einfluss.

Kreislaufwirtschaft an sich ist kein Wert. Es geht um die Effekte, die durch Kreislaufführung erzielt werden sollen. Diese decken sich weitgehend mit den sehr treffend formulierten Zielen des österreichischen Abfallwirtschaftsgesetzes. Durch Kreislaufwirtschaft sollen u.a. schädliche oder nachteilige Einwirkungen vermieden, Emissionen von Luftschadstoffen und klimarelevanten Gasen minimiert und Ressourcen geschont werden.

2 DIE ÖSTERREICHISCHE KREISLAUFWIRTSCHAFTSSTRATEGIE

In der österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie wird die Rolle der Abfallwirtschaft gut zusammengefasst.

> *„In einer kreislauforientierten Wirtschaft werden Rohstoffe umweltverträglich gewonnen und die daraus produzierten Güter möglichst ressourcenschonend hergestellt. Gleichzeitig wird die Lebensdauer der Erzeugnisse verlängert und deren Nutzung intensiviert, um Ressourcenverbrauch, Abfallaufkommen und Umweltbelastungen auf ein Minimum zu reduzieren. Eine auf Langlebigkeit, weitestgehende Schadstofffreiheit, Reparierbarkeit und Aufrüstbarkeit ausgerichtete Produktgestaltung sowie dienstleistungsorientierte Geschäftsmodelle werden dazu einen wichtigen Beitrag leisten. Erst wenn Produkte nicht mehr anderweitig Verwendung finden, werden sie dem Abfallstrom zugeführt, als Sekundärrohstoffe genutzt und wieder in den Stoffkreislauf eingebracht. Nur jene Abfälle, die sich nicht zur stofflichen Verwertung eignen, werden energetisch genutzt oder deponiert."* (BMK 2022)

Es geht ganz wesentlich um Produkte bevor sie zu Abfall geworden sind. In einer kreislauforientierten Wirtschaft wird der Wert von Produkten, Stoffen und Ressourcen innerhalb der Wirtschaft so lange wie möglich erhalten und möglichst wenig Abfall und Umweltbelastungen erzeugt.
Und es geht vermehrt auch um sekundäre Rohstoffe. In einer ressourceneffizienten und schadstoffarmen Produktion werden soweit wie möglich Sekundärrohstoffe oder nachwachsende Rohstoffe eingesetzt.
Eine nachhaltige Produktpolitik soll ermöglichen, dass die erzeugten Produkte so lange wie möglich genutzt, wiederverwendet, repariert, aufgearbeitet und recycelt werden. Auf diese Weise wird der Lebenszyklus der Produkte verlängert und der Verbrauch von Primärrohstoffen insgesamt verringert.

2.1 Quantitative Ziele

Positiv hervorzuheben ist, dass die österreichische Kreislaufwirtschaftsstrategie konkrete quantitative Ziele festschreibt. Diese erscheinen sehr ambitioniert und können sicherlich nur erreicht werden, wenn grundlegende unterstützende Maßnahmen ergriffen sowie neue und unterstützende Rahmenbedingungen geschaffen werden. Die zentralen Ziele der Strategie sind:

- Ziel 1 Reduktion des Ressourcenverbrauchs
  - Inländischer Materialverbrauch (DMC): maximal 14 t/cap a (2030)
  - Material-Fußabdruck (MF): maximal 7 t/cap a (2050)
- Ziel 2 Steigerung Ressourcenproduktivität um 50 Prozent (2030)
- Ziel 3 Steigerung Zirkularitätsrate auf 18 Prozent (2030)
- Ziel 4 Reduktion Konsum privater Haushalte um 10 Prozent (2030)

Insbesondere die Steigerung der Zirkularitätsrate (Ziel 3) quantifiziert abfallwirtschaftliche Ziele und ist besonders geeignet die Wirksamkeit der Maßnahmen sichtbar zu machen.

> *„Ziel 3: Steigerung der Zirkularitätsrate auf 18 % bis 2030*
> *Die Zirkularitätsrate lag im Jahr 2020 laut Eurostat für Österreich bei 12 %. Bis 2030 sollen 18 % der in der Wirtschaft eingesetzten Materialressourcen aus der kreislauforientierten Rückführung und Wiederverwendung von Materialien gewonnen werden. Die Steigerung der Zirkularitätsrate soll einerseits auf der Reduktion des Materialeinsatzes um rund 20 % und andererseits auf der Erhöhung des Recyclings um etwa 10 % verglichen mit 2020 basieren." (BMK 2022)*

2.2 Schwerpunkte

Abfallwirtschaftlich besonders relevant ist hier das Handlungsfeld ***„Recycling und Sekundärrohstoffe".*** Der Materialbedarf für die Produktion soll so weit wie möglich durch qualitativ

hochwertige Sekundärrohstoffe aus dem Recycling gedeckt und Material- und Stoffflüsse geschlossen werden.
Neben dem Umstieg auf erneuerbare Rohstoffe wird die verstärkte Bereitstellung und Nutzung von Sekundärrohstoffen ein zentraler Hebel für die Senkung des inländischen Materialverbrauchs und die Steigerung der Ressourceneffizienz angesehen.
Sekundärrohstoffe gewinnen zunehmend an Bedeutung. Sie tragen dazu bei, Versorgungsrisiken zu minimieren, Primärlagerstätten zu schonen und die Emissionsbilanz der Rohstoffproduktion zu verbessern. Um dieses Potenzial voll auszuschöpfen, sollen Angebot und Nachfrage nach Sekundärrohstoffen durch gezielte Maßnahmen gesteigert werden. Dafür sind ausreichende Quantität und Qualität der zurückgeführten Materialien sicherzustellen.
Folgende Optionen und Handlungsmöglichkeiten werden in der Kreislaufwirtschaftsstrategie angeführt, um die Nachfrage nach Rohstoffen und Gütern zu gestalten und die Rohstoffversorgung zu sichern und zu verbessern.

- Vorgaben für recyclinggerechtes Bauen
- Steigerung der Ressourceneffizienz bei der Rohstoffgewinnung und in der produzierenden Wirtschaft,
- Verbesserung der Abfallqualitäten
- Modernisierung und Erweiterung von Behandlungsanlagen
- Verbesserung der Datenlage zur zukünftigen Verfügbarkeit von Sekundärrohstoffen aus heimischen Bergbaurückständen, biogenen Reststoffen und Abfallströmen

Für eine erfolgreiche Kreislaufwirtschaft wird ein **innovatives Abfallmanagement** als unverzichtbar gesehen. Die hohen Anforderungen an die Qualität und die erforderliche Menge an Recyclingmaterialien und Sekundärrohstoffen können aber nur durch ein Zusammenspiel von Sammlung, Behandlung und Rückgewinnung sowie die Beseitigung von Störstoffen erreicht werden.

> *„Neben dem **Ausbau und der Modernisierung von Recyclinganlagen** ist es vor allem das Marktumfeld, das über eine verlängerte Wertschöpfung von Materialien nach deren Nutzung entscheidet.*
>
> ***Beschaffungs- und Absatzmärkte für Sekundärrohstoffe** müssen durch ein Bündel an Maßnahmen gestärkt werden. Das schließt die Vorgabe von **Recyclinganteilen in den Produkten** ebenso ein wie Maßnahmen zur Qualitätssicherung von Materialien und Prozessen. Weitere Maßnahmen sind die Berücksichtigung von Recyclingmaterialien und die Etablierung von Sorgfaltspflichten bei der **Beschaffung** von Rohstoffen.*
>
> *Neben gesetzlichen Maßnahmen gilt es, das **Bewusstsein der Bevölkerung** dafür zu stärken, dass die Verwendung von Produkten mit hochwertigen Rezyklatanteilen ein Qualitätsmerkmal darstellt und die ordnungsgemäße **Abfalltrennung** eine wesentliche Voraussetzung für die Rückgewinnung von Wertstoffen ist.“ (BMK 2022)*

3 POTENTIALE

Der Rahmen für die Schwerpunktsetzung in der österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie ist durch den EU-Aktionsplan Kreislaufwirtschaft 2020 (EU 2020) vorgegeben. Folgende Schwerpunkte wurden als relevant für die österreichische Kreislaufwirtschaftsstrategie abgeleitet:

- Bauwirtschaft und bauliche Infrastruktur
- Mobilität
- Abfallmanagement
- Biomasse
- Textilien und Bekleidung
- Kunststoffe und Verpackungen
- Elektro- und Elektronikgeräte

Zu diesen definierten Schwerpunkten werden in der Kreislaufwirtschaftsstrategie konkrete Ziele und Maßnahmen angeführt.

3.1 Verstärkter Einsatz von Sekundärrohstoffen

Die Bedeutung der Herstellung von Sekundärrohstoffen, insbesondere auch durch Sortierung und Aufbereitung, und ihr sinnvoller Einsatz wird in der neuen österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie mehrfach hervorgehoben. Wenn Sekundärrohstoffe zukünftig verstärkt produziert und eingesetzt werden sollen, so müssen diese aber auch im Vergleich zu heute besonders gefördert und privilegiert werden. Das Abfallende kann hier unterstützend wirken, sei es durch einen pragmatischeren Umgang in Feststellungsverfahren oder auch durch spezielle Abfallendeverordnungen. Auch der Ansatz bestimmte durch Sortierung hergestellte und qualitätsgesicherte Sekundärrohstoffe als RC-Rohstoffe (Recycling-Rohstoffe) zu bezeichnen und zu bevorzugen, könnte ein Erfolg versprechender Ansatz sein.

3.2 Potentiale im Siedlungsabfall

Siedlungsabfälle, die bereits als Altstoffe getrennt erfasst und dem Recycling zugeführt werden, weisen nur geringes Potential auf. Lediglich der vermehrte Einsatz von Mehrwegprodukten kann weitere Verbesserungen erreichen. Das Potential liegt in den gemischten Siedlungsabfällen (Restmüll). Aktuelle Restmüllanalysen zeigen, dass das Trennverhalten noch immer nicht optimal ist und sich verwertbare Fraktionen noch immer in zu hohen Anteilen im Restmüll finden. Insbesondere Bioabfälle aber auch Verpackungen, Papier und Textilien könnten bei verbesserter Trennmoral in die getrennte Sammlung verlagert und damit einem Recycling zugeführt werden. Das Potential durch verbesserte getrennte Sammlung kann mit ca. 30 kg/cap a (ca. 250 000 t/a) abgeschätzt werden.
Reuse, Repair, Remanufacturing und Repurpose verlängern die Nutzungsdauer von Produkten, die von Haushalten gebraucht werden. Die Verstärkung dieser Bereiche sollte zu einer Reduktion des gemischten Siedungsabfalls (Restmüll und Sperrmüll) führen. Eine konsequente Umsetzung dieser Methoden dürfte aber kaum 10 % des gemischten Siedlungsabfalls vermeiden können. In diesem sehr optimistischen Ansatz wäre damit eine Menge von ca. 25 kg/cap a (ca. 200 000 t/a) erreichbar.
In Summe könnten für den Bereich der Siedlungsabfälle ca. 450 000 t/a zusätzlich im Kreislauf geführt werden und damit die Zirkularitätsrate um ca. 0,2 % verbessert werden.

3.3 Potentiale industrieller Rohstoffe

Eine Studie für den Rat für Forschung und Technologieentwicklung (RFTE) untersuchte das Potential verschiedener Reststoffe der Industrie und deren möglicher Beitrag zur Vermeidung von Treibhausgasen. Dabei wurden mehrere Stoffströme und Technologien identifiziert, die einen signifikanten Beitrag zur Einsparung von Treibhausgasen leisten können und auch noch ausbaufähig sind. Noch wenig verwertet werden Aschen, Schlacken und Stäube aus der Industrie, während bei Metallabfällen, Glas und Papier bereits ein so hohes Verwertungsniveau erreicht wurde, dass weitere Verbesserungen kaum noch machbar sind.

3.4 Potential Bodenaushub

Die größte Abfallmenge Österreichs ist der Bodenaushub. Derzeit werden noch immer 27 Mio. t/a beseitigt und damit nicht im Kreislauf geführt. Die verstärkte Nutzung dieser Mengen könnte einen signifikanten Beitrag zur Erhöhung der Zirkularitätsrate leisten. Anders ausgedrückt: ohne verstärkte Verwertung von Bodenaushüben, sie sind die bei weitem größte Abfallmenge in Österreich, wird das Erreichen des Zirkularitätsziels der österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie nicht möglich sein. Eine Abfallendeverordnung für Bodenaushub ist in Vorbereitung und wäre aus fachlicher Sicht sehr zu begrüßen.
Ein besonderer Teil des Bodenaushubs sind die Tunnelausbrüche. Diese umfassen ca. 5 Mio t/a und werden nur zu einem geringen Teil wieder im Tunnelbau oder für andere Bauvorhaben

verwertet. Einzelfälle zeigen, dass die sehr eng gefassten Regelungen und das unklare Abfallende in vielen Fällen eine sinnvolle Verwertung erschweren oder verhindern. Aufgrund der besonderen Anforderungen und Rahmenbedingungen des Tunnelbaus könnte auch überlegt werden dafür eine eigene „Abfallendeverordnung Tunnelausbruch“ zu entwickeln. Dies könnte durch Rechtssicherheit und angepasste praxisnahe Regelungen die Verwertung in Tunnelbaustellen erleichtern und damit die Zirkularitätsrate deutlich erhöhen.

3.5 Potential durch branchen- und produktspezifische Kreisläufe

Bestimmte Produkte unterliegen bereits einer gesetzlich geregelten Herstellerverantwortung und es müssen dafür bereits Recyclingquoten nachgewiesen werden. Es entstehen derzeit aber auch freiwillige Sammel- und Verwertungssysteme für bestimmte Produkte einzelner Produzenten oder auch Branchenlösungen. Zwei Beispiele seien hier angeführt: Einerseits die Sammlung und Verwertung von gebrauchten Feuerfestprodukten des weltweit tätigen Unternehmens RHI Magnesita. Gebrauchte Feuerfestmaterialien werden zukünftig international gesammelt und zu Sekundärrohstoffen aufbereitet. Dabei kommen auch sehr innovative Technologien wie LIBS und Robotersortierung in einer mobilen Anlage zum Einsatz. Als zweites Beispiel wäre die Kooperation zwischen den Unternehmen St. Gobain, Porr und Saubermacher anzuführen, die ein System zur Sammlung von Gipsplattenabfällen aufbauen und eine Aufbereitungsanlage zur Produktion von Gipskonzentrat errichten.
Branchen und produktspezifische Kreisläufe bieten sich insbesondere im Bauproduktebereich an und sollten besonders gefördert werden.

4 GRENZEN

Statistische Zauberei
Die Dynamik zur verbesserten Trennung und Reduktion des gemischten Siedlungsabfalls hat leider deutlich abgenommen. Gingen bis 2022 alle Fachleute davon aus, dass die Recyclingziele für Siedlungsabfall (65% bis 2035) nur mit Anstrengungen zu erreichen wären, so ergab sich mit Vorlage des BAWP 2023 eine völlig neue Situation. Durch eine Neuformulierung des Siedlungsabfallbegriffes werden nun auch bestimmte gewerbliche Abfälle dem Siedlungsabfall zugeordnet. Für 2021 ergab das in Österreich eine Steigerung der Siedlungsabfallmenge von 4 500 000 t/a auf 7 000 000 t/a. Da die zusätzlichen Abfallmengen zu einem höheren Anteil verwertet werden, erhöhte sich auch die Recyclingrate von 58% auf 62%. Die Quote von 2030 ist damit bereits erreicht und die Quote für 2035 sollte durch verschiedene bereits vorgesehene Maßnahmen ohne größere Probleme erreichbar sein. Problematisch ist, dass damit insbesondere die kommunale Abfallwirtschaft derzeit keinerlei Druck bzw. Motivation zur Verbesserung des Sammelsystems für Siedlungsabfälle verspürt. Durch diese statistisch „Zauberei“ sind Verbesserungen in der getrennten Sammlung im kommunalen Bereich in den nächsten Jahren nicht zu erwarten.

Beitrag der Industrie übersteigt Haushaltsbereich
Der mögliche Beitrag zur Steigerung der Zirkularitätsrate aus dem Siedlungsabfallbereich und durch Reuse, Repair, etc kann mit ca. 0,45 Mio. t/a abgeschätzt werden. Dies würde eine Steigerung der Zirkularitätsrate von ca. 0,2% entsprechen. Im Gegensatz dazu ist im Bereich der Industrie und Bauwirtschaft die zusätzliche Verwertung von ca. 20% der derzeit deponierten Abfälle durchaus realistisch. Die großen Potentiale liegen hier bei Bodenaushüben inkl. Tunnelausbruch sowie industriellen Reststoffen wie Aschen, Schlacken und Stäuben. Hier ist ein realistisches Potential von ca 6 Mio t/a zu erwarten, welches einen Beitrag von ca. 3% zur Zirkularitätsrate beitragen könnte. Es ist also offensichtlich wo die Potentiale zur Erreichung des Zirkularitätsziels von 18% liegen. Sie liegen leider nicht im Bereich der Siedlungsabfälle sondern bei den Abfällen der Industrie und der Bauwirtschaft. Hier muss angesetzt werden und die Kreislaufführung ermöglicht und unterstützt werden.

Ressourcennutzungszeit
Kreislaufwirtschaft auf den Punkt gebracht lautet *„Materialien in unseren Produkten so lange wie möglich nutzen“*. Es geht also im Wesentlichen darum die Rohstoffe, die in unseren Produkten verwendet werden, möglichst lange zu nutzen. Natürlich ist Recycling, also die Nutzbarmachung der Rohstoffe als Sekundärrohstoff für andere Produkte, eine sinnvolle Methode. Hier sollte aber betrachtet werden wieviel des Rohstoffs im Kreislauf verbleibt. Bei einer Recyclingrate von 50% ergibt sich eine Materialnutzung von 100%, d.h. das im Produkt steckende Material wird gerade noch einmal verwendet. Mehrwegsysteme sind in Bezug auf Materialnutzung dem Recycling mit niedrigen und mittleren Recyclingraten deutlich überlegen. Zusätzlich sollte auch noch die Nutzungszeit zur Bewertung herangezogen werden. Auch wenn ein Produkt nicht oder nur einmal recykliert wird, kann es doch sehr sinnvoll sein, wenn das Produkt eine besonders lange Nutzungszeit aufweist. Material, das in langlebigen Produkten über viele Jahre genutzt werden kann, ist einem mehrfach recyklierten Single Use Produkt weit überlegen.

Sozialromantik
Reuse, Repair, etc. sind äußerst sinnvolle Maßnahmen der Kreislaufwirtschaft. Und doch erreichen sie nur eine Nische von Produkten, deren Nutzungsdauer sie verlängern. Unter Berücksichtigung des 1. Hauptsatzes der Abfallwirtschaft müssen wir leider feststellen, dass auch diese Produkte nach ihrem 2. Leben als Abfall in der Abfallwirtschaft landen und eine sinnvolle Behandlung benötigen. Die Vorstellung, dass durch Reuse, Repair, etc. die klassischen abfallwirtschaftlichen Behandlungen obsolet werden und keine Abfälle für Verwertung, Recycling Verbrennung oder Deponierung anfallen würden ist nur als Sozialromantik zu bezeichnen. Auch die Vorstellung, dass im Bereich der abfallwirtschaftlichen Technologien und Verfahren bereits alle Probleme gelöst seien, ist ein Wunschdenken. Gerade weil am Ende alles verwertet oder recykliert werden soll und muss, müssen wir weiterhin die offenen Fragen in diesem Bereich lösen und verbesserte Technologien entwickeln. Denn am Ende wird jedes Produkt Abfall!

Sekundärrohstoffe werden derzeit benachteiligt
Im Vergleich zu primären Rohstoffen ist der Einsatz von sekundären Rohstoffen deutlich stärker geregelt. Dies ist sinnvoll, wenn diese Sekundärrohstoffe direkt als Produkt (z.B. Bauprodukt) eingesetzt werden sollen. Wenn allerdings diese sekundären Rohstoffe als Rohstoff in einen chemischen Prozess eingehen, in dem ein Produkt oder Vorprodukt hergestellt wird, dann besteht allein durch die Qualitätssicherung des Zielproduktes ausreichende Sicherheit, dass dieser Rohstoff die Anforderungen des Produktes erfüllt. Am Ende müssen die Produktnormen und Qualitäten des Produktes erfüllt werden. Der Nachweis, dass der Sekundärrohstoff völlig gleichwertig zu primären Rohstoffen sein muss, ist in diesem Fall unsinnig. Leider wird genau diese Voraussetzung in Feststellungsverfahren vielfach von den Behörden verlangt. Diese nicht nötige Anforderung erschwert den verstärkten Einsatz von Sekundärrohstoffen in der Industrie und bringt keinen zusätzlichen Umweltnutzen.

5 STOFFLICHER ANSATZ BEIM ABFALLENDE UNTERSTÜTZT KREISLAUFFÜHRUNG

Das Abfallrecht trägt die Verantwortung über den Schutz der Gesundheit und der Umwelt, weshalb die Freigabe eines Materials aus dem abfallrechtlichen Rahmen auch eine Aufgabe von Kontrolle und somit eine Herabsenkung des Umweltschutzniveaus bedeuten kann. Hohe Hürden formaler Natur oder technischer Art, bedeuten auch hohe wirtschaftliche Hürden einen Abfall zum Nicht-Abfall machen zu können und führt letztlich dazu, dass ein Material eher der Entsorgung zugeführt und so dem Stoffkreislauf entzogen wird. Schadstoffe sollen dem Stoffkreislauf entzogen werden, Wertstoffe hingegen nicht, diese sollen im Sinne einer Kreislaufwirtschaft erhalten und verfügbar bleiben. In diesem Spannungsfeld befindet sich das Rechtsinstrument des Abfallendes und hat deshalb hohe Bedeutung und bietet hohes Diskussionspotential.
In Betrachtung der bereits vorliegenden Abfallendeverordnungen, sei es in Kraft befindlicher oder solcher im Entwurfsstadium, ist der „stoffliche Ansatz“ als gemeinsames Prinzip deutlich zu

erkennen. Der Stoffliche Ansatz bringt die Abfallende Überlegung auch im Sinne einer Kreislaufwirtschaft auf den Punkt: Ist ein Stoff materiell und technisch für eine Anwendung geeignet, weil er dem Primärrohstoff entspricht, gibt es keinen objektiven Grund ihn weiterhin als Abfall zu betrachten. Der stoffliche Ansatz ist somit der Grund und die Rechtfertigung für das Abfallende.
Entscheidend für die Verwendung von Sekundärrohstoffen, sei es ohne ins Abfallrecht zu gelangen oder um aus dem Abfallrecht entlassen zu werden, sind: eingehendes Wissen und Untersuchung des Abfalls und Wissen über die technischen Anforderungen an den Rohstoff, sowie handelt es sich um Eingangsstoffe für industrielle Anwendungen, oder um Stoffe für die direkte Anwendung.
Die bloße chemische Untersuchung nach den Kriterien des Abfallrechts gibt nur Auskunft über die Schadstoffe, die in dem Stoff oder Stoffgemisch enthalten sind, wir erfahren aber nichts darüber, wie der Stoff zusammengesetzt ist. Handelt es sich um Kalk oder um Quarz? Spricht der Metallurge von Sand, meint er in der Regel Quarz. Spricht der Geotechniker von Sand, meint er die Korngrößen zwischen 0,063 und 2mm, unabhängig von der Gesteinsart. Die Abfallwirtschaft hingegen, weiß durch die chemischen Untersuchungen nicht woraus die Abfälle (Quarz oder Kalk) bestehen, nur womit sie verunreinigt oder kontaminiert sind. Das ist für die Entscheidung, ob ein Stoff für den Einsatz als Substitutionsmaterial geeignet ist oder um Anwendungsbereiche zu finden zu wenig.
In diesem Bereich wird sich das Abfallrecht und die Abfallwirtschaft weiterentwickeln müssen, um dem stofflichen Ansatz gerecht zu werden, um die Grundlagen für eine Primärohstoffsubstitution und somit für ein Abfallende zu schaffen. Ein zeitgemäßes Abfallwirtschaftsrecht sollte einerseits den Einsatz von Sekundärrohstoffen fördern, andererseits den Menschen sowie die Umwelt vor den negativen Auswirkungen, die von Abfällen ausgehen können, schützen. Dieses sollte allerdings nicht, durch zu weit gefasste Umweltschutzvorgaben, die Nutzung von Abfällen als Ressource erschweren und so dem Ziel der Abfallwirtschaft abträglich sein. Sie sollten dem Ziel dienen die Kreislaufwirtschaft umzusetzen, um so Ressourcen zu schonen und Nachhaltigkeit praktisch umsetzbar zu machen. (Kasper 2024)

6 WIRKSAME MASSNAHMEN

Folgende Maßnahmen könnten aus Sicht der Abfallwirtschaft die Kreislaufführung von Sekundärrohstoffen fördern und die Zirkularitätsrate deutlich steigern.

Bürokratische Hürden für Nebenprodukte und Abfallende abbauen
Jahrelange Feststellungsverfahren über mehrere Instanzen führen zwar meist zum Erfolg, müssen allerdings im Einzelfall teuer und aufwendig erstritten werden. Gerade die zuständigen Amtssachverständigen sollten zukünftig die Eignung der Sekundärrohstoffe pragmatisch an ihrem Nutzen und Beitrag zur Kreislaufwirtschaft, somit an den Ressourcenzielen des AWGs, messen. Besonders hilfreich könnte der verstärkte Einsatz von Abfallendeverordnungen sein, weil dadurch für Branchen oder bestimmte Materialströme eindeutige Regeln vorgegeben werden. Insbesondere eine Abfallendeverordnung: Bodenaushub oder Tunnelausbruch könnten die Kreislaufführung fördern und klar regeln.

Sekundärrohstoffe brauchen Rechte!
Derzeit werden Sekundärrohstoffe vielfach im Vergleich zu primären Rohstoffen benachteiligt. Es ist für Unternehmen viel einfacher und risikoloser Primärrohstoffe einzusetzen und auf Kreislaufführung zu verzichten. Denken wir darüber nach Sekundärrohstoffe zukünftig mit Privilegien auszustatten und Kreislaufführung besonders zu attraktivieren.

Geld lenkt!
Gemäß dem 3. Haupsatzes der Abfallwirtschaft *„Abfall geht den Weg des geringsten Geldes – Im Rahmen der gesetzlichen Grenzen“*, sollte die Verwertung und die Kreislaufführung im Vergleich zu anderen Behandlungsverfahren auch monetär besser gestellt werden. Das Erfolgsmodell „*Altlastensanierungsbeitrag*“ verteuerte die Deponierung und Verbrennung und fördert damit höherwertige Behandlung. Ähnliche Modelle könnten besondere finanzielle Reize für Kreislaufführung setzen.

Recyclingfähigkeit und Reparierbarkeit
Nicht recyclingfähige Produkte können auch theoretisch nicht im Kreislauf geführt werden. Fehlende Reparierbarkeit führt zur vorzeitigem Abfallwerdung. Die Produzenten und Inverkehrsetzer müssen motiviert oder gezwungen werden ihre Produkte im Sinne einer ernsthaften Extended Producer Responsibility (EPR) zu gestalten. Es ist Voraussetzung für Kreislaufwirtschaft.

7 SCHLUSSFOLGERUNGEN

- Kreislaufwirtschaft ohne Abfallwirtschaft gibt es nicht.
- Am Ende landen alle Produkte in der Abfallwirtschaft und sollten verwertet werden, auch wenn sie zuvor Nutzungszeit verlängernd behandelt wurden durch Reuse, Repair Remanufacture etc.
- Recyclingfähigkeit und Reparierbarkeit von Produkten sind Voraussetzungen für die Kreislaufführung.
- Die Zirkularitätsrate kann signifikant nur durch verstärkte Kreislaufführung von mineralischen Abfällen, Bodenaushub und industriellen Reststoffen gesteigert werden.
- Der stoffliche Ansatz und spezielle Abfallendeverordnungen fördern die Kreislaufführung von sekundären Rohstoffen.
- Sekundärrohstoffe und deren Einsatz werden derzeit eher behindert. In Zukunft sollten sie besonders gefördert werden. *„Sekundärrohstoffe brauchen Rechte!“*

Die neue österreichische Kreislaufwirtschaftsstrategie stellt jedenfalls einen Meilenstein auf dem Weg zu einer nachhaltigen Wirtschaft dar. Sie sollte unabhängig von aktuellen politischen Akteuren den Weg vorgeben und einen langfristigen Plan zur Orientierung darstellen. Die Einsetzung des *„Beirates Kreislaufwirtschaft“* durch das BMK und BMAW soll diese kontinuierliche Entwicklung unterstützen.

LITERATURVERZEICHNIS

BMK (2022). Österreich auf dem Weg zu einer nachhaltigen und zirkulären Gesellschaft – Die österreichische Kreislaufwirtschaftsstrategie. Wien 2022

EU (2020) EU Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft; https://www.circularfutures.at/themen/kreislaufwirtschaftspolitik/eu-klw-aktionsplan-2020/

Kasper, T. (2024). Möglichkeiten zur Gestaltung einer Abfallendebestimmung aus technisch-rechtlicher Sicht. Dissertation. Montanuniversität Leoben

Pomberger, R. (2022). Die Rolle der Abfallwirtschaft in der Kreislaufwirtschaftsstrategie. ÖWAV.

Pomberger, R. & Fischer, E (2024). Recyclingfähigkeit – Grundlage für mehr Recycling und Kreislaufwirtschaft (in Frenz, W.: Handbuch Kreislaufwirtschaft). Erich Schmidt Verlag.

Abfallwirtschaft: Wir Schweizer machen's anders. Warum?

Rainer Bunge
Ostschweizer Fachhochschule, UMTEC, Rapperswil, Schweiz

KURZFASSUNG: Dieser Beitrag soll einen Vergleich zwischen den Abfallwirtschaftsstrategien der Schweiz und der Europäischen Union (EU) ermöglichen. Das Hauptaugenmerk liegt dabei auf dem Spannungsfeld zwischen ökologischer Nachhaltigkeit und wirtschaftlicher Machbarkeit - beides im Rahmen der Abfallwirtschaftspolitik.
Der Schweizer Ansatz betont die Kostenwirksamkeit und Verhältnismässigkeit von Umweltmassnahmen. Es wird gezeigt, dass übermässig hohe Recyclingquoten zu abnehmenden ökologischen Erträgen führen. In der Schweiz wird angestrebt, die Recyclingquoten unter wirtschaftlichen und ökologischen Aspekten möglichst zu optimieren. Im Gegensatz dazu werden bei den höheren Recyclingzielen in der EU die wirtschaftlichen und sogar ökologischen Kosten oftmals nicht berücksichtigt. Es wäre sinnvoll, Umweltmassnahmen auf der Grundlage ihres Kosten/Nutzen-Verhältnisses zu priorisieren. Ein Prinzip, das in der Schweiz stärker anerkannt und gelebt wird als in der EU.
Die sehr wirksame Abfallbewirtschaftung der Schweiz wird auf ihren pragmatischen und flexiblen Ansatz zurückgeführt, der im Gegensatz zur eher dogmatischen und starren Politik der EU steht. Hinzu kommt, dass der Wohlstand sowie die föderalistische Struktur und im Durchschnitt gut ausgebildete Gesellschaft der Schweiz massgeschneiderte und verständliche Lösungen für die Abfallbewirtschaftung ermöglichen. Dies im Gegensatz zur EU, die unterschiedliche wirtschaftliche und kulturelle Kontexte berücksichtigen muss, was oft zu suboptimalen, auf Kompromissen beruhenden oder schwer nachvollziehbaren Massnahmen von entsprechend geringerer Akzeptanz führen kann.

1 STRATEGISCHE AUSRICHTUNG DER ABFALLWIRTSCHAFT: EU VS. CH

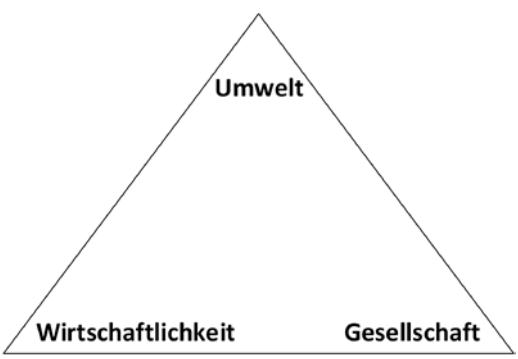


Abb. 1: Die Schweizer Abfallstrategie orientiert sich am Nachhaltigkeitsdreieck

Die Grundlage der Schweizer Abfallgesetzgebung wird durch das Dreieck der Nachhaltigkeit repräsentiert (Abb. 1). Die drei Faktoren „Umwelt“, „Gesellschaft“ und „Wirtschaftlichkeit“ sollen demnach möglichst in Einklang gebracht werden. In der Praxis spielt bei abfallwirtschaftlichen Fragestellungen der Faktor „Gesellschaft“ eine eher untergeordnete Rolle, sodass sich die Strategie hinter der Schweizer Abfallwirtschaft auf ein Ausbalancieren der Punkte „Umwelt“ und „Wirtschaftlichkeit“ reduziert. Art. 3 des Umweltschutzgesetzes lautet:
1 Die Massnahmen zur Bekämpfung von Umweltbelastungen sind so zu treffen, dass sie technisch möglich und wirtschaftlich tragbar sind.

2 Sie sind unter Berücksichtigung der Belastbarkeit der Umwelt und der wirtschaftlichen Tragbarkeit und der Verhältnismässigkeit festzulegen.

In der Schweiz müssen Umweltschutzmassnahmen also wirtschaftlich tragbar und verhältnismässig sein.

In der EU-Abfallstrategie spielt hingegen die „Abfallpyramide“ eine zentrale Rolle (Abb. 2). Danach steht die Abfallvermeidung an oberster Stelle. Es folgen in der Prioritätenkaskade die drei technischen Verfahrensgruppen Recycling, Verbrennung und Deponierung. In der Praxis wird die Vorrangkaskade so interpretiert, dass die weiter untenstehenden Verfahren nur dann in Frage kommen, wenn die weiter obenstehenden Verfahren nicht zum Ziel führen.

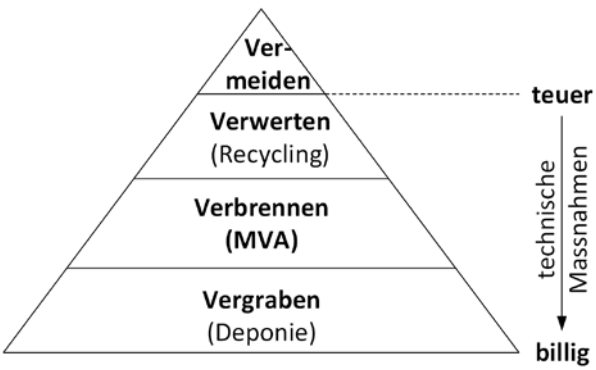


Abb. 2: EU-Abfallstrategie entsprechend der Abfallpyramide

Der Begriff der „wirtschaftlichen Tragbarkeit“ taucht zwar auch in der EU-Umweltgesetzgebung auf, spielt aber in der Praxis eine untergeordnete Rolle. Dass die in der Abfallpyramide weiter oben angesiedelten Verfahren in der Regel teurer sind als die weiter unten angesiedelten, wird kaum explizit zur Kenntnis genommen. Umgekehrt spiegelt sich die Abfallpyramide zwar auch in der schweizerischen Abfallgesetzgebung wider, wird aber unter der Prämisse der „wirtschaftlichen Tragbarkeit“ umgesetzt. Übereinstimmend erkennen beide Systeme (EU und CH) an, dass das oberste Ziel die Vermeidung von Abfällen sein muss.

Zusammenfassend kann man sagen, dass die Schweizer Abfallgesetzgebung eher strategisch ausgerichtet ist, nämlich entlang der Achse „Umwelt“ und „Wirtschaftlichkeit“ im Nachhaltigkeitsdreieck. Demgegenüber ist die EU-Abfallgesetzgebung eher taktisch ausgerichtet und orientiert sich an klaren Handlungsanweisungen entlang den Vorgaben der EU-Abfallpyramide.

2 UNTERSCHIEDE EU VS. CH AN BEISPIELEN

Zwar steht das Recycling in der Prioritätenkaskade weiter oben als die Verbrennung und Deponierung, doch scheint den politischen Entscheidungsträgern in der EU oftmals nicht klar zu sein, dass übertriebenes Recycling zu untragbaren Grenzkosten führt (Abb. 3). Diese Erkenntnis wird von „Ökofundamentalisten“ in der Regel mit einem Achselzucken quittiert: „...na und?“. Mindestens zu denken geben sollte solchen “Zero-Waste-Aposteln“ jedoch Abb. 4. Diese zeigt, dass exzessives Recycling ökologisch unsinnig ist, denn leider wird oft vergessen, dass auch die getrennte Sammlung ausgewählter Abfallfraktionen und deren Recycling klassische industrielle Prozesse sind. Also auch Recyclingprozesse verbrauchen Ressourcen und setzen Schadstoffe frei (z.B. CO_2-Emissionen durch Transport, elektrische Energie, Chemikalieneinsatz, Wasserverbrauch...). Bei exzessiven Recyclingquoten übersteigt der spezifische ökologische Aufwand zur

Bereitstellung der mittels Recycling gewonnenen Sekundärrohstoffe den ökologischen Aufwand zur Gewinnung der Primärrohstoffe: die Ökobilanz kippt in den negativen Bereich.

2.1 Recycling ist gut, mehr Recycling ist besser, aber zu viel Recycling ist ganz schlecht!

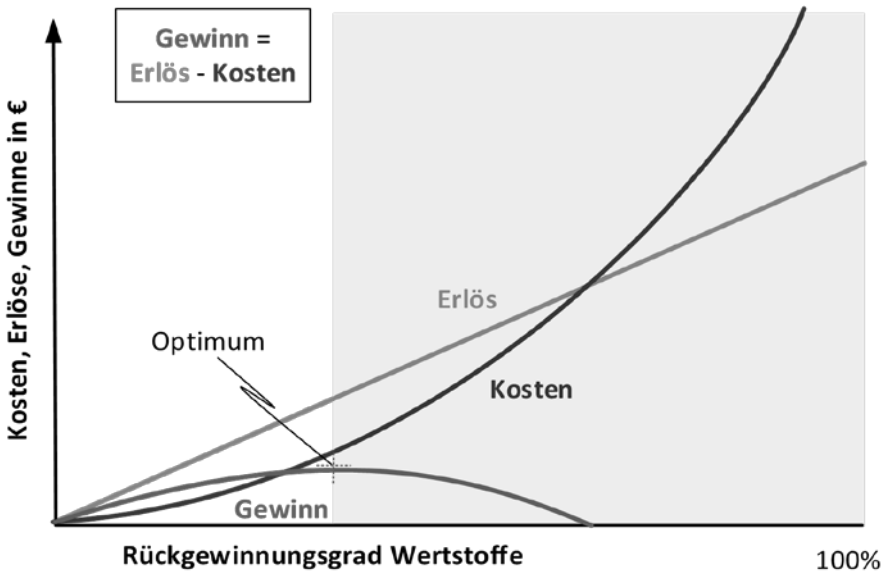


Abb. 3: Der „wirtschaftliche Gewinn“ läuft mit zunehmender Rückgewinnungsquote durch ein Maximum (wirtschaftliches Optimum) und fällt danach in den negativen Bereich. 100% Recycling ist nicht bezahlbar

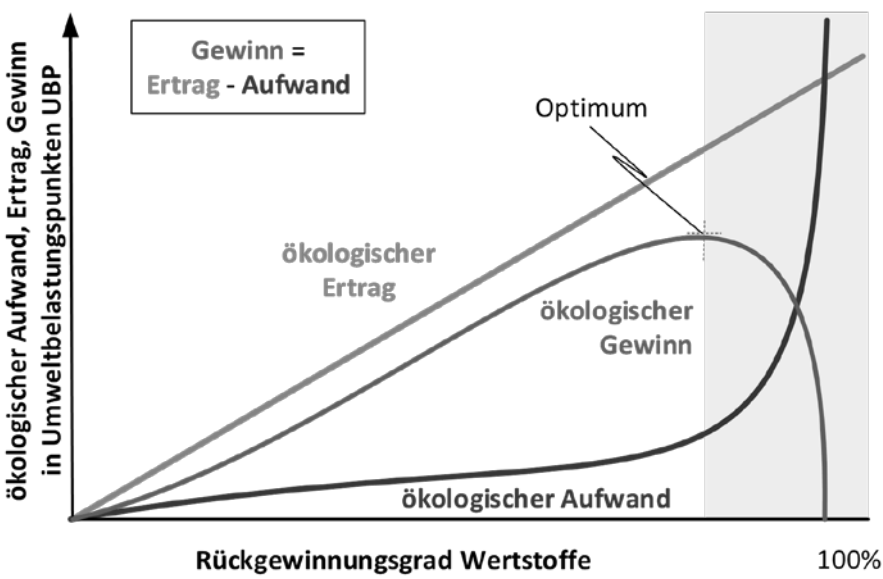


Abb. 4: Auch der „ökologische Gewinn“ läuft mit zunehmender Rückgewinnungsquote durch ein Maximum (ökologisches Optimum) und fällt danach in den negativen Bereich. Exzessive Recyclingraten ist ökologischer Unfug.

Die Erkenntnis, dass überhöhte Recyclingquoten nicht nur absurd teuer, sondern auch ökologisch unsinnig sein können, ist den Schweizer Entscheidungsträgern in aller Regel präsent: die Strukturen sind überschaubarer und Entscheidungen werden meist mit Blick auf die praktische Umsetzung gefällt. In der EU scheint die Einsicht, dass exzessives Recycling ökologisch unsinnig ist, kaum bekannt. Zumindest nicht bei vielen Vertretern der EU-Umweltbehörden und der Politik.

Angesichts dessen, dass wir bei weitem nicht genug Geld haben, um alle Umweltprobleme zu lösen, ist der Gedanke naheliegend, dass Umweltmassnahmen im Sinne der grösstmöglichen Gesamt-Umweltwirkung nach ihrer Effizienz zu priorisieren sind. Zuerst werden also diejenigen Massnahmen umgesetzt, die pro eingesetztem Euro den größten Umweltnutzen bringen, dann nach und nach die weniger effizienten.

Während den Schweizer Umweltpolitikern diese Idee zumindest nicht grundsätzlich fremd ist, ist sie EU-Umweltpolitikern offenbar kaum zu vermitteln. Oder haben Sie in der EU schon mal eine Liste gesehen, auf der verschiedenste Umweltmassnahmen punkto Kosten und ökologsicher Effizienz geordnet wurden? In Abb. 5 ist eine solche Liste für den Kontext Schweiz dargestellt. Der durch eine Massnahme vermiedene Umweltschaden gegenüber einem Basisszenario wird in vermiedenen Umweltbelastungspunkten (vUBP) ausgedrückt [Analog zu der in der Schweiz vorherrschenden Ökobilanzierungsmethode nach „Umweltbelastungspunkten UBP“ sind die ein der EU stärker verbreiteten vollaggregierenden Umweltbilanzierungsmethoden ILCD und ReCiPe]. Das „Basisszenario“ ist in der Regel der aktuelle Zustand, z.B. die Verbrennung und Verwertung in einer MVA. Die vUBP werden dann dem finanziellen Aufwand für die Massnahme gegenübergestellt, was als den SEBI (*„specific eco benefit indicator“)* mit der Einheit [vUBP/Euro] ergibt.

2.2 Maximale Ökoeffizienz: Möglichst viel Umweltnutzen für möglichst wenig Geld!

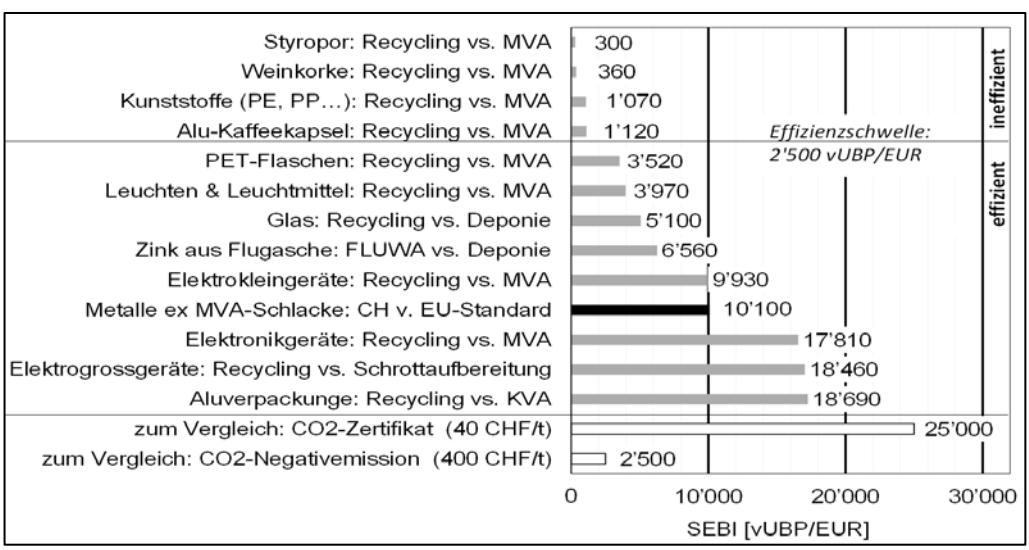


Abb. 5: Verschiedene Umweltmassnahmen geordnet nach ihrer Ökoeffizienz. Als Indikator wird der vermiedene Umweltschaden pro eingesetztem Euro verwendet (der „specific eco benefit indicator, SEBI)“. Dieser hat die Einheit vermiedene Umweltbelastungspunkte pro Euro (vUBP/EUR). Die in der Schweiz akzeptierte Grenze zwischen effizienten und ineffizienten Massnahmen liegt bei etwa 2‘500 vUBP/EUR

Aus Abb. 5 geht z.B. hervor, dass das Recycling von Olefinkunststoffen (PE, PP…) mit einem SEBI von rund 1‘000 etwa 10 Mal ineffizienter ist, als z.B. die aggressive Metallrückgewinnung

aus MVA-Schlacken (siehe Abschnitt 3.4). Das separate Recycling von PET-Flaschen liegt hingegen mit einem SEBI von rund 3‘500 vUBP/EUR auf der effizienten Seite des Spektrums.

Da solche Listen in der EU nicht existieren fragt man sich, auf welcher Basis dort umweltpolitische Entscheide zustande kommen. Vor diesem Hintergrund ist es nicht erstaunlich, dass in der EU nicht prioritär die objektiv nachweisbar effizienten Umweltmassnahmen gefordert und gefördert werden (z.B. die Metallrückgewinnung aus MVA-Filteraschen), sondern vor allem die Massnahmen, die sich medial und politisch gut verkaufen lassen, sich also „gut anfühlen“.

2.3 Chemisches Kunststoffrecycling: schlechter als die Verbrennung in MVA

Während Müllverbrennung MVA in der Schweiz sehr gut etabliert und als wichtiger Teil des abfallwirtschaftlichen Puzzles breit akzeptiert ist, tut sich die EU sehr schwer, die in Abb. 2 dargestellte Grenze vom Recycling zur Verbrennung zu überschreiten. Anstatt z.B. nicht mehr recycelbare Kunststoffabfälle (insbesondere Verbundwerkstoffe) in modernen MVA thermisch zu verwerten, wird versucht, auch für diese Abfälle ein Recycling zu erzwingen.

Die Kunststoffhersteller in der EU sind daher unter massivem politischem Druck. Sie propagieren nun „aus der Not heraus“ das „chemische Recycling“ von Kunststoffen als Alternative zur thermischen Verwertung. Die Kernidee besteht (sehr vereinfacht) darin, den Herstellungsprozess von Kunststoffen umzukehren, d.h. aus polymeren Kunststoffen wieder Monomere herzustellen. Die ökologische Absurdität dieses Ansatzes wird in Abb. 6 deutlich.

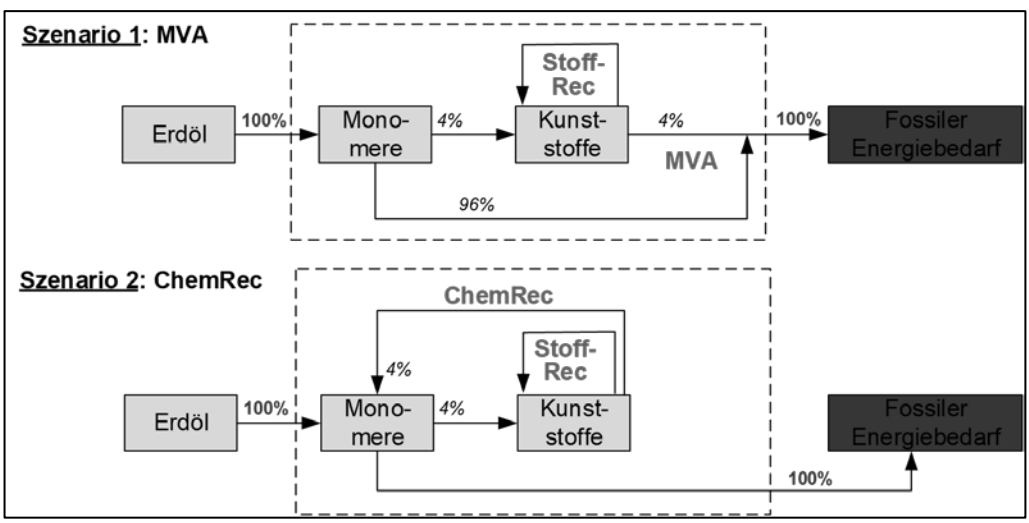


Abb. 6: Thermische Verwertung in einer modernen Müllverbrennungsanlage MVA vs. Chemisches Recycling (ChemRec). Solange noch der grösste Anteil unserer Energieversorgung aus fossilen Quellen stammt, macht Chemisches Recycling keinen Sinn

Im Szenario 1 MVA wird angenommen, dass 4 % der weltweiten Erdölproduktion über Monomere zu Kunststoffen verarbeitet werden und der nicht stofflich verwertbare Anteil der Kunststoffe (z.B. Komposite) anschliessend in modernen Müllverbrennungsanlagen MVA zu Strom und Fernwärme thermisch verwertet wird. Hierbei hat eine Tonne Kunststoff etwa den gleichen Heizwert, wie eine Tonne Erdöl. Im Szenario 2 hingegen wird der nicht stofflich verwertbare Anteil der Kunststoffe durch chemisches Recycling energieaufwändig zerlegt, von Stör-, Gift- und

Schadstoffen so gut wie möglich befreit, und schließlich als möglichst reine Fraktion wieder zurückgeführt in den „Pool“ der Monomere.

Allerdings werden aktuell etwa 96% dieser Monomere zur Energiebereitstellung in Form von Brenn- und Treibstoffen verbrannt. Für die Energiebilanz spielt es zwar keine Rolle, ob Szenario 1 oder Szenario 2 angewendet wird. Allerdings ist die Herstellung von Monomeren über das chemische Recycling von Verbundkunststoffen technisch und energetisch wesentlich aufwändiger, als die direkte Herstellung von Monomeren aus Erdöl. Szenario 2 (ChemRec) schneidet deshalb ökologisch wesentlich schlechter ab, als Szenario 1 (thermische Verwertung in einer MVA).

Zusammengefasst: Es ist ökologisch viel sinnvoller, nicht rezyklierbare (komposite) Kunststoffe direkt thermisch zu verwerten, als daraus via chemisches Recycling wieder Monomere herzustellen, die anschliessend zum weit überwiegenden Anteil ohnehin nur verbrannt (oder bestenfalls zu neuen Kunststoffen verarbeitet) werden. Im Gegensatz zur EU spielt das chemische Recycling in der Schweiz keine nennenswerte Rolle. Jedenfalls bisher…

2.4 Deponie-Phobie: „Verwertung“ von MVA-Asche im Strassenbau

Auch bei der Deponierung tut sich die EU schwer. Offenbar hat sich in den Köpfen der EU-Umweltpolitiker die Vorstellung festgesetzt, dass eigentlich alle Abfälle vollständig verwertbar sind, wenn sie nur vorher gut genug aufbereitet werden. Die weitgehende ökonomische und ökologische Unsinnigkeit dieser Vorstellung wurde bereits in Kapitel 2.1 dargelegt.

Die Vision möglichst alles zu recyceln, hat angesichts der immensen Kosten eines „Totalrecyclings“ in der EU dazu geführt, dass Schadstoffe in den Baustoffkreislauf eingeschleust werden, anstatt sie zu daraus auszuschleusen und kontrolliert zu. Ein Beispiel ist die „Verwertung“ von MVA-Schlacken im Strassenbau. In der Schweiz ist deren baustoffliche Verwertung de facto verboten, da ihre Schadstoffgehalte, insbesondere bei den Schwermetallen, weit über den typischen Hintergrundwerten geogener Baustoffe liegen.

Da es wesentlich billiger ist, schadstoffbelastete MVA-Schlacke als Baustoff einzusetzen, als sie zu deponieren, ist in der EU die eigentliche Triebfeder für den Einsatz von MVA-Schlacke als Baustoff die Kosteneinsparung. Dieses Motiv wird jedoch geschickt hinter einem „grünen Feigenblatt“ versteckt, indem argumentiert wird, dass der Einsatz von MVA-Schlacken die natürlichen Rohstoffreserven schone und daher ökologisch vorteilhaft sei. Ausser in ganz wenigen Regionen Europas (z.B. in Teilen der Niederlande) gibt es überhaupt keinen Mangel an minderwertigem aber schadstofffreiem Gesteinsmaterial, das bautechnisch ebenso so gut brauchbar ist, wie die schadstoffbelastete MVA-Schlacke. Es gibt also keinen ökologischen Grund, schadstoffhaltige MVA-Schlacke als Ersatz für sauberes Gestein zu verwenden, sondern diese Massnahme dient einzig der Vermeidung der Deponiegebühr. Auch beim Kunststoffrecycling lässt man zwecks „Recycling“ in der EU lieber technisch unbrauchbare Kunststoffrektionen in den grossen Primärkunststoffströmen „verschwinden“ als sie in MVA thermisch zu verwerten.

In der Schweiz wird die MVA-Schlacke sehr aggressiv aufbereitet, um praktisch alle in der Schlacke enthaltenen Metallpartikel, die grösser als 2 mm sind, dem Recycling zuzuführen. Dies ist gemäss Abb. 5 eine sehr ökoeffiziente Massnahme. In der Schweiz liegt der Rückgewinnungsgrad für Metallpartikel grösser als 2mm bei etwa 85% - in der EU bei rund 60%. Um auch kleinste in der Mineralmatrix verkapselte Metallstücke abtrennen zu können, muss allerdings die gesamte Schlacke zu Sand (<4mm) zerkleinert werden. Nach der Aufbereitung wird die von Metallstücken praktisch vollständig befreite Schlacke auf Deponien abgelagert.

Zwar wird auch in der EU MVA-Schlacke zum Zwecke der Metallentfrachtung aufbereitet. Eine aggressive Zerkleinerung kommt aber nicht in Frage, da das zerkleinerte mineralische Material

<4 mm als Baustoff (z.B. als Kiesersatz in Beton) praktisch nicht verwertbar ist. In der EU wird also der massive ökologische Nutzen, der durch die Rückgewinnung kleinster Metallteile entsteht, einer punkto Ressourcenschutz irrelevanten „Verwertung“ der unzerkleinerten Schlacke als Baustoff geopfert. In der Schweiz wird hingegen der enorme ökologische Nutzen, der in Form kleinster Metallstücke in der Schlacke steckt, durch eine aggressive Aufbereitung abgeschöpft und im Gegenzug die zerkleinerte mineralische Fraktion, die nicht mehr baustofflich verwertbar ist, deponiert.

In der Schweiz wissen wir: Ohne Deponien als „letzte Senke“ für nicht zerstörbare Schadstoffe, insbesondere für chemische Elemente wie Schwermetalle, geht es nicht.

2.5 Es geht auch ohne Pfand!

In der Schweiz gibt es kein allgemeines Pflichtpfand, sondern freiwillige Sammelsysteme der Branchenverbände für Glas, Papier, PET-Flaschen, Batterien, Dosen, Elektronikschrott etc. Trotzdem sind unsere Recyclingquoten bei Dosen, Flaschen usw. etwa gleich hoch wie in den Pfandländern der EU.

Unsere freiwilligen Sammelsysteme werden durch eine vorgezogene Recycling-Abgabe finanziert, die als Aufschlag auf den Kaufpreis des Produkts erhoben wird. Mit dieser Abgabe werden die Recyclingbetriebe für die Zusatzkosen, die nicht durch den Erlös für die produzierten Sekundärrohstoffe abgedeckt werden, entschädigt.

Die Separatsammlung von Wertstoffen in der Schweiz ist daher per Saldo etwa gleich effizient wie in den Pfandländern, kostet aber nur einen Bruchteil davon, weil die Rücknahmelogistik massiv schlanker ist. Wer nun glaubt, der Verzicht auf das Pfand fördere das Littering, der schaue sich in der Schweiz um. Littering ist in der Schweiz ein wesentlich kleineres Problem als in den meisten Pfandländern.

3 WARUM LÄUFT ES IN DER SCHWEIZ BESSER?

Die Schweiz unterscheidet sich von den EU-Ländern durch zwei für die Abfallwirtschaft relevante Punkte:

- Pragmatismus vs. Dogmatismus
- Strukturelle Homogenität vs. hohe Heterogenität

Als gebürtiger Deutscher, der seit mehr als 30 Jahren in der Schweiz lebt, fällt mir besonders der Schweizer Pragmatismus auf, also Flexibilität und Ergebnisorientierung. Massnahmen, die sich nach ihrer Einführung als unwirksam oder sogar kontraproduktiv herausstellen, werden wieder abgeschafft. Umweltpolitische Entscheidungen werden entlang den Leitplanken „Ökologie“ und „Wirtschaftlichkeit“ gefällt– unterstützt durch Kosten/Nutzen-Überlegungen entsprechend dem SEBI (Abb. 5).

Deutsche Politiker tendieren hingegen zu Dogmatismus, also zur Ideologie. So wird die Abfallpyramide (Abb. 2) quasi zum Status eines Naturgesetzes erhoben. Dass es sich bei der Abfallpyramide um eine zwar sehr griffige „Faustregel“ handelt, die jedoch in keiner Weise dazu geeignet ist, die Abfallwirtschaft eines gesamten Kontinents im Detail zu optimieren, wird dabei allzu oft vergessen. Auch Kosten/Nutzen - Überlegungen sind dem Umweltdogmatiker völlig fremd. Und leider kommt es fast niemals zu Abschaffungen von bereits eingeführten Massnahmen, auch wenn diese in der Realität offenkundig nicht funktionieren.

Deutscher Dogmatismus hat auch die EU-Abfallpolitik massgeblich negativ beeinflusst. Und leider schwappen die in der EU geborenen, unausgegorenen abfallpolitischen Ideen zum Teil auch in die Schweiz über. So hatten sich die Schweizer Umweltbehörden mit dem Hinweis auf den jammervollen SEBI=1'070 vUBP/EUR der Kunststoffsammlung (im Vergleich zur thermischen Verwertung in modernen MVA) jahrelang erfolgreich gegen Einführung der Kunststoffsammlung gewehrt. Neuerdings wird allerdings leider auch in der Schweiz infolge medialen und politischen Drucks und unter Hinweis auf die in der EU angeblich so erfolgreiche Kunststoffsammlung Schritt für Schritt eingeführt. Wider besseres Wissen der Umweltbehörden, und einfach nur deswegen, weil sie dem Bürger eine Möglichkeit suggeriert seinen Umwelt-Fussabdruck signifikant zu verringern. Was allerdings nicht der Fall ist.

Der wichtigste Unterschied zwischen der Schweiz und der EU besteht allerdings darin, dass die Schweiz ein sehr kleines und sehr reiches Land mit einer relativ homogenen Bevölkerungsstruktur, einem hohen Ausbildungsniveau und überschaubaren politischen Strukturen ist. Vergleichbar mit Österreich. Die EU hingegen ist ein Konstrukt, das Länder mit Bruttoinlandsprodukten zwischen 15.000 und 95.000 Euro pro Kopf umfasst. Und diese Länder haben zum Teil sehr unterschiedliche wirtschaftliche Voraussetzungen, historische Hintergründe und kulturelle Prägungen.

Es ist daher nicht verwunderlich, dass sich ein Land wie die Schweiz eine perfekt angepasste „massgeschneiderte" Lösung in der Abfallwirtschaft leistet. Im Gegensatz dazu muss das Abfallwirtschaftssystem der EU für alle Mitgliedsstaaten passen, was praktisch unmöglich ist. Was in der Abfallwirtschaft der Niederlande perfekt funktioniert, können sich die Bulgaren und Rumänen einfach nicht leisten (z.B. die Kombination von Recycling und modernen Müllverbrennungsanlagen anstatt der Deponierung). So kommt es am Ende zu „faulen Kompromissen", die für die einen sinnlos und für die anderen nicht durchsetzbar sind.

Eine Vereinheitlichung der Gesetzgebung in der EU ist nicht grundsätzlich falsch. Sie muss aber eine orientierende Rahmengesetzgebung bleiben und darf nicht tief in die Detailmechanik der betroffenen Länder eingreifen. Jedenfalls nicht im Bereich der Abfallwirtschaft.

CO_2 Recycling

Markus Lehner
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Unter CO_2-Recycling bzw. Carbon Capture and Utilization (CCU) versteht man Prozessketten, in welchen CO_2 in reiner Form gewonnen wird und dann über katalytische, elektro- und photochemische oder biologische Prozesse in nutzbare Produkte umgewandelt oder ohne Konversion direkt verwendet wird. Da die meisten CCU-Produkte das CO_2 am Ende ihrer Lebenszeit wieder freisetzen, kann eine annähernde CO_2-Neutralität nur dann erreicht werden, wenn das CO_2 direkt oder indirekt aus der Atmosphäre stammt und für die Prozesskette ausschließlich erneuerbare Energie verwendet wird. Große Potentiale für CCU-Produkte sind im Bereich der synthetischen Kraftstoffe für die Luft- und Schifffahrt sowie bei chemischen und petrochemischen Produkten zu erwarten. Derzeit existiert noch kein ausreichender Rechtsrahmen für CCU noch sind derartige Prozesse wirtschaftlich betreibbar. Es ist jedoch zu erwarten, dass CCU-Anlagen in Europa und vor allem weltweit in den nächsten Jahren entstehen werden.

1 BEGRIFFBESTIMMUNG UND RAHMENBEDINGUNGEN

Im letzten IPCC Bericht (Pathak 2022) wird dargestellt, dass das 2°-Ziel des Pariser Klimaabkommens nur mehr dann erreicht werden kann, wenn bereits in die Atmosphäre emittiertes CO_2 dieser wieder entzogen wird. Die Situation wird durch Treibhausgasemissionen verschärft, welche auch bei einer Defossilierung der Energieversorgung, der Industrie und der Mobilität weiterhin erhalten bleiben. Dazu zählen beispielsweise Emissionen aus der Zementherstellung, aus der Müllverbrennung, aber auch aus der Landwirtschaft. Die für eine CO_2-Entnahme aus der Atmosphäre als geeignet angesehenen Verfahren werden unter dem Begriff „Carbon Dioxide Removal“ (CDR) summiert. Darunter versteht man anthropogene Aktivitäten, welche das Ziel haben, atmosphärisches CO_2 abzuscheiden und dauerhaft zu speichern. Dazu zählen beispielsweise DACCS (Direct Air Carbon Capture and Storage) und BECCS (Bioenergy Carbon Capture and Storage), also der Entzug von CO_2 aus der Atmosphäre durch eine technische Abscheidung (DAC) oder durch nachhaltige Biomasse und die endgültige Speicherung des CO_2 in geeigneten geologischen Formationen. Weitere Emissionen von CO_2 in die Atmosphäre müssen jedenfalls vermieden werden. Da unsere moderne Industriegesellschaft aber nicht ohne kohlenstoffhaltige Produkte auskommen wird, kommt der Kreislaufführung von CO_2 (Abb. 1), also gewissermaßen „CO_2 Recycling“, in Zukunft eine entscheidende Bedeutung zu. Beispiele für nach dem derzeitigen Stand der Technik nicht oder nur schwer substituierbare, kohlenstoffhaltige Produkte sind nachhaltiger Flugtreibstoff (“Sustainable Aviation Fuel – SAF“), Methanol, ebenfalls als Treibstoff in Schiffsmotoren oder als Plattformchemikalie, sowie Kunststoffe für technische oder medizinische Anwendungen, um nur einige wenige zu nennen. Die Herstellung der genannten Produkte aus CO_2 erfordert allerdings für eine weitgehende CO_2-Neutralität, dass das CO_2 direkt aus der Atmosphäre kommt, entweder durch eine technische Abscheidung oder durch die Verwendung von CO_2 biogenen Ursprungs.

2 CARBON CAPTURE AND UTILIZATION (CCU)

Die Nutzung von CO_2 als Rohstoff wird als Carbon Capture and Utilization (CCU) bezeichnet (Lehner 2021). Die Prozesskette beginnt immer mit der Gewinnung von CO_2 in reiner Form durch geeignete Separationsverfahren (Carbon Capture). Es steht dafür eine Reihe von Varianten zur Verfügung, wie beispielsweise die Aminwäsche, also eine chemische Absorption mit nachfolgender Regeneration der Waschlösung durch Erhitzen. Diese Technologie ist im Be-

reich der Sauergaswäschen zur Aufbereitung von Erdgas schon lange im industriellen Einsatz, für die Anwendung zur Abscheidung von CO_2 aus geeigneten Punktquellen (z.B. Müllverbrennungsanlagen) ist sie derzeit im Demonstrationsmaßstab in Erprobung. Alle Abscheideverfahren sind sowohl hinsichtlich der Energie- als auch des Investitionsbedarfs aufwändig und resultieren daher in Abscheidungskosten, welche sich derzeit zwischen 30 und 150 €/t CO_2 bewegen (Abb. 2). Die Kosten hängen stark von der Konzentration des CO_2 in der Quelle ab, aber auch von der geforderten Reinheit sowie der gewünschten Ausbringung. (Wolf-Zöllner 2024) Die Abscheidung von CO_2 aus der Luft („Direct Air Capture“) befindet sich mit unterschiedlichen Verfahrensvarianten in der Entwicklung und ist derzeit mit Kosten von 125-800 €/t CO_2 noch sehr teuer sowie energieaufwändig. (Heß 2020)

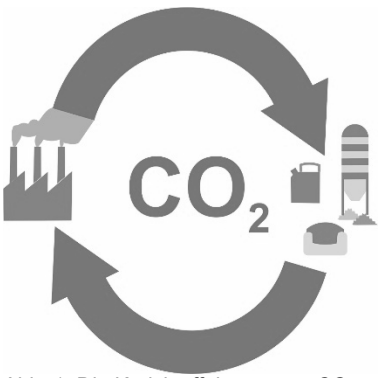


Abb. 1: Die Kreislaufführung von CO_2: „CO_2 Recycling“ bzw. „CCU“

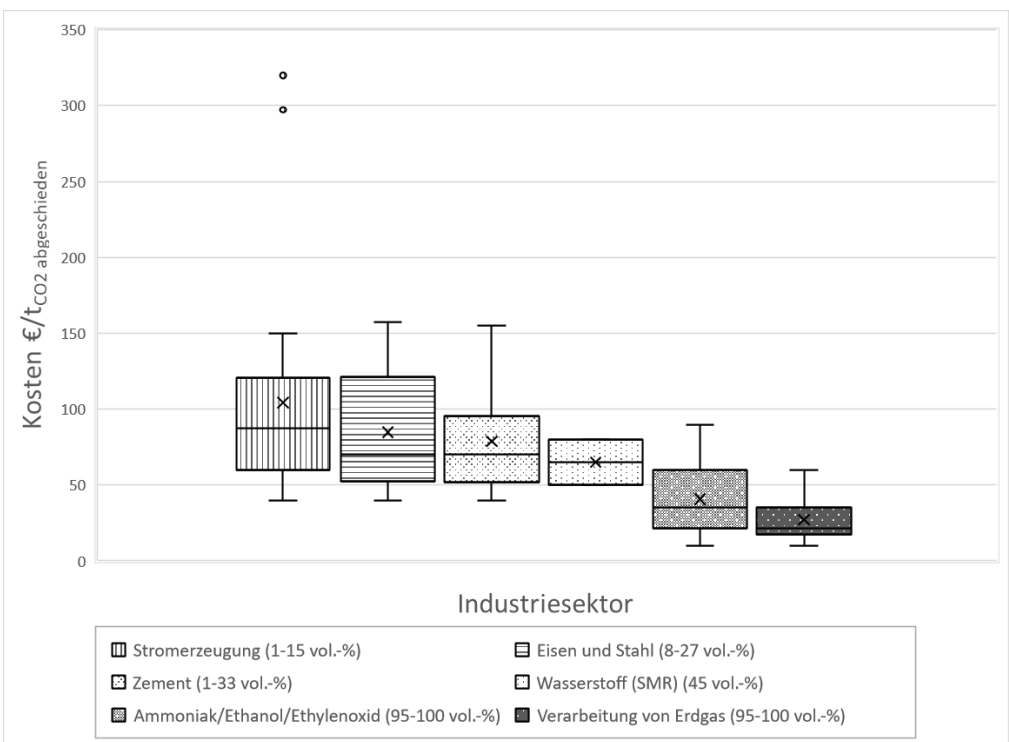


Abb. 2: Kosten für die CO_2-Abscheidung aus Punktquellen nach Industriesektoren (Wolf-Zöllner, 2024)

Die Nutzung von CO_2 kann nach der Art der verwendeten Technologie systematisiert werden (Tab. 1), wobei 5 Technologiepfade unterschieden werden können: Chemische Prozesse wandeln CO_2 meist unter Einsatz eines geeigneten Katalysators und in vielen Fällen mit grünem H_2 als Reaktionspartner in Chemikalien, Kunststoffe oder synthetische Treibstoffe („e-Fuels“) um. Die Märkte und die nachgefragten Mengen an solchen Produkten sind groß, jedoch ist der Energieaufwand, der ausschließlich aus erneuerbaren Quellen stammen darf, erheblich. Die Bindungsdauer für das CO_2 ist in den meisten Fällen gering. Elektro- und photochemische Routen sind gegenüber chemischen oftmals effizienter, sind aber in den meisten Fällen erst in der Entwicklung. Eine vielversprechende Technologie ist hier die Hochtemperatur-Co-Elektrolyse, in welcher CO_2 mit Wasserdampf zu Synthesegas umgewandelt wird. (Graves 2023) Auch dieser Technologiepfad braucht erneuerbaren Strom oder kann im Falle photochemischer Verfahren direkt mit Sonnenlicht betrieben werden. Unter Karbonatisierung versteht man die Umwandlung von geeigneten Metalloxiden (z.B. MgO, CaO) mit CO_2 zu Karbonaten. Magnesium- und Kalziumoxide finden sich in primären mineralischen Rohstoffen (z.B. Wollastonit, Serpentinit) als auch in sekundären mineralischen Reststoffen, wie Aschen und Schlacken. Die wesentlichen Vorteile dieser Technologieroute sind der geringe Energiebedarf und die dauerhafte Bindung des CO_2. Die Karbonate können potentiell in Baumaterialien Anwendung finden. Biologische Umwandlungen von CO_2 sind mittlerweile in einigen Bereichen sehr weit entwickelt. Bei der biologischen Methanisierung wandeln methanogene Bakterien CO_2 mit H_2 zu synthetischem Methan um. Ebenso ist die Herstellung von Ethanol möglich. Nachteilig ist die vergleichsweise langsame Kinetik biologischer Verfahren, was deren Mengenpotential begrenzt. Unter „Enhanced Resource Recovery“ versteht man die Verwendung von CO_2 zur Erhöhung des Lagerstättendrucks. Dabei wird CO_2 in Öl-, Gas- oder Geothermielagerstätten unter hohem Druck eingepresst und verbleibt dauerhaft in dem geologischen Reservoir, bewirkt dabei eine Förderung der Lagerstättenressource. Daher ist diese Nutzungsform eine Kombination aus Nutzung und Speicherung. Im Bereich der Ölförderung wird diese Technik schon seit Jahrzehnten großtechnisch angewendet.

Tab. 1: Technologiepfade zur Nutzung von CO_2

Technologiepfad	Produkte	Eigenschaften	TRL
Chemisch	Chemikalien, Kunststoffe, Treibstoffe	Erfordert geeignete Katalysatoren, Bindungsdauer meist kurz	2 – 5
Elektro- und photochemisch	Chemikalien, Kunststoffe, Treibstoffe	Nutzung von erneuerbarem Strom; Bindungsdauer meist kurz	1 – 4
Karbonisierung	Karbonate (potentiell: Baustoffe)	Langfristige Bindung, Gesamt CO_2-Bilanz ist zu beachten	5 – 9
Biologisch	Chemikalien und Treibstoffe	Langsame Kinetik beschränkt Mengenpotential, kurze Bindungsdauer	3 – 9
Enhanced Resource Recovery	Öl, Gas, Wasser, Geothermie	Nutzung bei dauerhafter Speicherung; weit entwickelt	5 – 9

3 HERAUSFORDERUNGEN FÜR CCU

Für die Anwendung von CCU ist meist eine ausreichende Verfügbarkeit von erneuerbarer Energie Voraussetzung für annähernde CO_2-Neutralität. Da der Zubau an erneuerbarer Stromerzeugung in Österreich langsam voranschreitet und gleichzeitig der Bedarf an elektrischen Strom steigen wird, ist zu erwarten, dass CCU überwiegend an Standorten großtechnisch entwickelt wird, welche optimale Bedingungen für die Gewinnung von erneuerbarem Strom bieten, wie beispielsweise Nordafrika oder Patagonien. Um Klimaneutralität zu erreichen, muss insbesondere bei kurzlebigen Produkten, wie synthetischen Kraftstoffen, das CO_2 aus der Atmosphäre kommen. Andererseits wird gerade für synthetische Kraftstoffe in gewissen Bereichen, wie Luft- oder Schifffahrt, die Nachfrage drastisch ansteigen. Daher kommt der Weiterentwicklung

und Optimierung von Direct-Air-Capture-Technologien und der nachhaltigen Nutzung von Biomasse-Rohstoffen (z. B. kaskadierende Nutzung von Biomasse, Mikroalgen) erhebliche Bedeutung zu (Purr 2021). Die Optimierung von CCU-Prozessen im Hinblick auf Energieeffizienz, Kostenreduzierung durch Skalierung und Lernkurven sowie die Entwicklung neuartiger katalytischer, elektro- und photochemischer CCU-Pfade sind notwendig für ihren vorteilhaften wirtschaftlichen Einsatz in einer zukünftigen „defossilierten" Wirtschaft (Klankermayer 2016).
Im Moment liegt innerhalb der Europäischen Union kein Rechtsrahmen für CCU vor, der es Unternehmen erlauben würde, Investitionsentscheidungen zu treffen. Hier geht es insbesondere um die Anrechenbarkeit im ETS-System, insbesondere für Produkte, welche das gebundene CO_2 rasch wieder freisetzen. Zudem sind derzeit die Kosten alleine für die Abscheidung in der Größenordnung der Zertifikatskosten, was die Notwendigkeit von Prozessoptimierungen unterstreicht.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Geschlossene CO_2-Kreisläufe, also das Recycling von CO_2, wird in Zukunft ein unverzichtbarer Baustein einer nachhaltigen und klimaneutralen Industrieproduktion sein. CCU-Prozesse sind heute noch nicht wirtschaftlich noch besteht ein ausreichender Rechtsrahmen für deren Implementierung. Allerdings gibt es im Bereich von chemischen und petrochemischen Produkten (z.B. synthetische Kraftstoffe, Chemikalien, Kunststoffe) langfristig keine Alternative zur deren Erzeugung im größeren Maßstab. Es ist zu erwarten, dass CCU-Anlagen insbesondere dort entstehen, wo erneuerbarer Strom günstig erzeugt werden kann, aber nicht vor Ort verbraucht oder zu Nutzern transportiert werden kann.

LITERATURVERZEICHNIS

Graves, C., Skafte T.L., Jensen, S.H. (2023). CO2 electrolysis. In Sitte, *High Temperature Electrolysis - From Fundamentals to Applications* (pp. 16-1 - 16-12). Bristol: IOP Publishing.

Heß D, Klumpp, M., Dittmeyer, R., (2020). *Nutzung von CO2 aus Luft als Rohstoff für synthetische Kraftstoffe und Chemikalien.* Karlsruhe: Karlruher Institut für Technologie.

Klankermayer, J., Wesselbaum, S., Beydoun, K., Leitner, W., (2016). Selective Catalytic Synthesis Using the Combination of Carbon Dioxide and Hydrogen: Catalytic Chess at the Interface of Energy and Chemistry. *Angew Chem Int Ed Engl 55*, 7296–7343.

Lehner, M. (2021). *Carbon Capture and Utilization - Factsheet Nr. 32.* Graz und Wien: CCCA. Retrieved from https://ccca.ac.at/fileadmin/00_DokumenteHauptmenue/02_Klimawissen/FactSheets/32_carbon_capture_and_utilization_20210426.pdf

Pathak, M., Slade, R., Shukla, P.R., Skea, J., Pichs-Madruga, R., Ürge-Vorsatz, D. (2022). *Technical Summary. In: Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

Purr, K., Garvens, H.-J. (2021). *Diskussionsbeitrag zur Bewertung von Carbon Capture and Utilization.* Retrieved from Umweltbundesamt: https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/diskussionsbeitrag-zur-bewertung-von-carbon-capture

Wolf-Zöllner, P., Lehner, M. (2024). *Carbon Capture - CCCA Factsheet (in Veröffentlichung).* CCCA.

ISWA
International Solid Waste Association

WMW
WASTE MANAGEMENT WORLD®

'Waste Management World' - the official publication of the International Solid Waste Association

Studium

Studienrichtung UKT
(Umwelt- & Klimaschutztechnik)

Exkursionen

Industrienahe Praktika

Events

Recy & DepoTech
(Abfallwirtschaftliche Konferenz)

Tagungen, Seminare & Workshops



Forschung

Arbeitsgruppe
Abfallverfahrenstechnik

Arbeitsgruppe
Future Waste & Abfallwirtschaft

Versuchsstand für sensor-gestützte Sortierung

DIGITAL Waste Research LAB

Arbeitsgruppe
Methoden & Umweltanalytik

Arbeitsgruppe
Umweltsanierung & mineralische Abfälle

VIVIS.de

Seit 50 Jahren begleiten wir die Kreislaufwirtschaftsbranche und bieten den verschiedenen Akteuren ein Forum des Wissens- und Erfahrungsaustauschs.

Wir veranstalten aktuell vier Konferenzen im Jahr, die sich jeweils einem bestimmten Themenbereich der Abfallwirtschaft widmen – Recycling und Sekundärrohstoffe, Mineralische Nebenprodukte und Abfälle (einschl. Deponien), Klärschlamm und Thermische Verfahren. Die Veranstaltungsreihen finden in einem einjährigen Rhythmus statt und stellen die aktuellen politischen, wirtschaftlichen, technischen und rechtlichen Entwicklungen vor.

Wir bieten eine Plattform, auf der sich die verschiedenen Akteure und Sektoren miteinander austauschen und vernetzen können. Unser persönliches Ziel ist, mit unseren Konferenzen zum Nachdenken anzuregen, Projekten Anschub zu geben und positive Entwicklungen in der Kreislaufwirtschaft voranzutreiben.

Das umfassende Wissen der Vortragenden wird in Fachbeiträgen ausführlich dokumentiert und im Anschluss an die Konferenzen in qualitativ anspruchsvollen Büchern und E-Books präsentiert.

UNSERE AKTUELLEN KONFERENZEN IM ÜBERBLICK:

Berliner Konferenz Abfallwirtschaft und Energie
Berliner Konferenz Metallkreisläufe
Berliner Konferenz Mineralische Nebenprodukte und Abfälle
Berliner Klärschlammkonferenz

vivis Webseite

Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH

Dorfstraße 51
16816 Nietwerder-Neuruppin
Tel. +49 (0)3391 4545 0
E-Mail: registration@vivis.de

vivis Eventportal

VOEB

VERBAND ÖSTERREICHISCHER ENTSORGUNGSBETRIEBE

Seit nun mehr als 40 Jahren ist der Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe (VOEB) für die österreichische Abfall- und Ressourcenwirtschaft als **unabhängige Interessensvertretung** aktiv. Als **Stimme der kommerziell geführten Abfall- und Ressourcenwirtschaftsunternehmen in Österreich** vertritt der VOEB derzeit über **260 Mitglieder** und repräsentiert somit zwei Drittel - gemessen am Umsatz bzw. an den Beschäftigten - der privaten österreichischen Abfallwirtschaftsbetriebe.







Akademie







Gemeinsam Ressourcen sichern

SAVE THE DATE | JAHRES-TAGUNG STEYR

Vorträge

Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband





Das österreichische **Kompetenzzentrum** für **Wasser-, Abwasser- und Abfallwirtschaft**

www.oewav.at

Folgen Sie uns auf LinkedIn

zukunft SEIT 1909 denken

V.EFB
Verein zur Verleihung des Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes



Lothringerstraße 12
1030 Wien
Tel.: +43(0)1 532 62 83
Mail: office@vefb.at

www.vefb.at

Setzen Sie ein Zeichen!

EFB-Zertifizierung: Nachhaltigkeit auf einem neuen Level - Mehr als „nur" ISO 14001

V.EFB ZERTIFIZIERTER ENTSORGUNGS FACHBETRIEB

Das Zertifikat Entsorgungsfachbetrieb:

- der anerkannte Branchenstandard der Abfall- und Ressourcenwirtschaft
- optimiert Betriebsabläufe
- sorgt für transparente Betriebsorganisation
- branchenspezifische Erweiterung zu ISO 9001 bzw. ISO 14001

Was garantiert eine EFB Zertifizierung?

- Überprüfung der Rechtskonformität (Legal Compliance)
- Leichte, unkomplizierte Umsetzung im Betrieb durch eine Prüfliste
- Ausreichender Versicherungsschutz sowie Risikoabschätzungen
- Zuverlässigkeit und Fachkunde der verantwortlichen Personen
- Plausibilitätsüberprüfung von Abfallbilanzen und Mengenströmen
- Vorteile bei Ausschreibungen und Behördenüberprüfungen
- Verwaltungsvereinfachungen für zertifizierte Betriebe

Die neue Altfahrzeugverordnung der Europäischen Union – Status Quo, Herausforderungen und Potentiale für die Recyclingindustrie

Peter Hodecek
Scholz Austria GmbH, EU-Angelegenheiten, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Bereits in dem am 11. März 2020 veröffentlichten neuen „Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft“ kündigte die Europäische Kommission (COM) eine Überarbeitung der aus dem Jahr 2000 stammenden Richtlinie 2000/53/EG über Altfahrzeuge an. Übergeordnete Ziele sind die Verbesserung der Reparierbarkeit von Fahrzeugen, die Erhöhung der Sammelmengen sowie die Steigerung der Wiederverwendbarkeit und der Recycling- und Verwertbarkeit von Altfahrzeugen. Die jüngsten Evaluierungen der bestehenden unionsrechtlichen Vorschriften betreffend Altfahrzeuge haben aufgezeigt, dass erhebliche Verbesserungen erforderlich sind, um den Übergang der Automobilindustrie zu einer Kreislaufwirtschaft voranzutreiben und die Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit der Herstellung und Entsorgung von Fahrzeugen zu verringern sowie die Nachhaltigkeit der Automobil- und Recyclingindustrie in Europa zu stärken.

Der Beitrag setzt auf den Stand der Diskussion im Juni 2024 auf.

1 EINLEITUNG

Am 13. Juli 2023 hat die COM den Entwurf einer kompletten Neufassung des Rechtsrahmens für Altfahrzeuge vorgelegt. Die neue Regelung soll die alte Richtlinie 2000/53/EG über Altfahrzeuge ablösen und unionsweit als unmittelbar in allen Mitgliedstaaten geltende Verordnung neue und moderne Anforderungen an die Fahrzeugkonstruktion und -design sowie an das Management von Altfahrzeugen richten. Die Wahl des Rechtsinstruments Verordnung anstelle einer Richtlinie zielt darauf ab, die zukünftigen rechtlichen Vorgaben betreffend Altfahrzeuge in der gesamten Europäischen Union (EU) zu harmonisieren und besser durchzusetzen und ist von zentraler Bedeutung.

2 STATUS QUO

Jedes Jahr erreichen in der EU über elf Millionen Fahrzeuge das Ende ihrer Lebensdauer und müssen als Abfall behandelt werden. Von diesen werden jedoch lediglich 6,9 Millionen Stück in der Union stillgelegt und ordnungsgemäß demontiert sowie verwertet (Eurostat, 2020).

Weitere Untersuchungen belegen, dass jährlich 3,4 bis 4,7 Millionen Stück in der EU außer Betrieb gesetzte (endgültig abgemeldete bzw. endgültig stillgelegte) Fahrzeuge „unbekannten Verbleibs“ sind (UBA, 2020). Obwohl diese Fahrzeuge als gefährlicher Abfall einzustufen sind, werden diese überwiegend illegal in Drittstaaten außerhalb der EU exportiert.

Die Produktion von Fahrzeugen ist eine der ressourcenintensivsten Branchen. Auf die Automobilindustrie in Europa entfallen 10 % des Gesamtverbrauchs an Kunststoffen, was 6 Mio. Tonnen pro Jahr entspricht. Darüber hinaus ist diese Industrie für einen erheblichen Teil der Nachfrage nach Stahl (17 %, rund 7 Mio. Tonnen pro Jahr), Aluminium (42 % für alle Fahrzeuge, etwa 2 Mio. Tonnen pro Jahr) und Kupfer (6 %, die für Automobilteile verwendet werden) verantwortlich.

Gegenwärtig werden nur 19 % der Kunststoffe aus Altfahrzeugen recycelt. Darüber hinaus werden derzeit zu viele Fahrzeuge am Ende ihrer Lebensdauer nicht ordnungsgemäß zurückgenommen, und viele alte, nicht für den Straßenverkehr taugliche und umweltschädliche Fahrzeuge werden in Drittländer exportiert. Schließlich sind Lastkraftwagen, Busse und Motorräder nicht von den geltenden Rechtsvorschriften abgedeckt.

3 HERAUSFORDERUNGEN

Eines der wichtigsten Elemente der neuen Regelung betreffend Altfahrzeuge stellt die rechtliche Abgrenzung zwischen einem Gebrauchtfahrzeug (kein Abfall) und einem Altfahrzeug (Abfall) dar. Dazu sieht der Verordnungsentwurf folgende neue Bestimmungen vor:

3.1 Neuer Altfahrzeugbegriff

Eine wesentliche Regelungslücke der noch geltenden Altfahrzeugrichtlinie 2000/53/EG stellt die nicht vorhandene rechtliche Abgrenzung zwischen Gebraucht- und Altfahrzeug dar. Eine solche Differenzierung ist besonders wichtig, um sicherzustellen, dass Altfahrzeuge nicht in betrügerischer Absicht als Gebrauchtfahrzeuge exportiert werden. Nunmehr wurden seitens der COM zahlreiche Kriterien festgelegt, anhand deren bestimmt werden soll, ob ein Gebrauchtfahrzeug als Altfahrzeug anzusehen ist.

Das Grundprinzip lautet: Ein Fahrzeug ist dann als Altfahrzeug einzustufen, wenn es irreparabel ist. Ein Fahrzeug soll dann als nicht mehr wirtschaftlich reparierbar beurteilt werden, wenn sein Marktwert niedriger ist als die Kosten für die Reparaturen, die erforderlich sind, um es so zu instand zu setzen, dass es in dem Mitgliedstaat, in dem es zugelassen wurde, eine verkehrsrechtliche Zulassung zum öffentlichen Verkehr erhalten kann. Demzufolge sollen zukünftig nur mehr verkehrstaugliche Fahrzeuge aus der Union ausgeführt werden dürfen.

Anhang I des gegenständlichen Verordnungsentwurfs listet die Kriterien für die Feststellung, ob ein gebrauchtes Fahrzeug als Altfahrzeug einzustufen ist:

- Kriterien für die **Bewertung der Reparierbarkeit** von Fahrzeugen

  a. Ein Fahrzeug ist technisch nicht reparierbar, wenn es eines oder mehrere der folgenden Kriterien erfüllt:

  - Es wurde in Einzelteile zerlegt oder ausgeschlachtet;
  - es wurde zugeschweißt oder mit Isolierschaum verschlossen;
  - es wurde in solchem Maße verbrannt, dass der Motorraum oder der Fahrgastraum zerstört ist;
  - es befand sich bis oberhalb des Armaturenbretts unter Wasser;
  - eines oder mehrere der folgenden Bauteile des Fahrzeugs können nicht repariert oder ausgetauscht werden:

    - Bauteile mit Bodenkontakt (z. B. Reifen und Räder), Federung, Lenkung, Bremsen und deren Steuerelemente;
    - Sitzverankerungen und -gelenke;
    - Airbags, Gurtstraffer, Bedienungselemente; Sicherheitsgurte und ihre peripheren Bedienungselemente;
    - Körper und Fahrgestell des Fahrzeugs.

b. Die Reparatur des Fahrzeugs ergibt aus wirtschaftlicher Sicht keinen Sinn, wenn sein Marktwert niedriger ist als die Kosten der erforderlichen Reparaturen, um es innerhalb der Union in einen technischen Zustand zu versetzen, der ausreichen würde, um eine Prüfbescheinigung in dem Mitgliedstaat zu erhalten, in dem das Fahrzeug vor der Reparatur zugelassen war.

c. Ein Fahrzeug kann als technisch nicht reparierbar angesehen werden, wenn

- es sich bis unterhalb des Armaturenbretts unter Wasser befand und der Motor oder das elektrische System beschädigt ist;
- die Türen nicht an ihm befestigt sind;
- Kraftstoff oder Kraftstoffdämpfe austreten und eine Brand- und Explosionsgefahr darstellen;
- Gas aus seinem Flüssiggassystem ausgetreten ist, weshalb eine Brand- und Explosionsgefahr besteht;
- Betriebsflüssigkeiten (Batteriesäure, Kraftstoff, Kühlflüssigkeit, Bremsflüssigkeit, Frostschutzmittel) ausgetreten sind und eine Wasserverschmutzung riskiert wird;
- die Bremsen und Lenkungsbauteile außerordentlich abgenutzt sind.

Ist eine dieser Bedingungen erfüllt, ist eine individuelle technische Bewertung durchzuführen, um festzustellen, ob der technische Zustand des Fahrzeugs ausreichen würde, um eine Prüfbescheinigung in dem Mitgliedstaat zu erhalten, in dem das Fahrzeug vor der Reparatur zugelassen wurde.

- Die folgenden Kriterien können auch als **zusätzliche Faktoren** herangezogen werden, um festzustellen, ob es sich bei einem gebrauchten Fahrzeug um ein Altfahrzeug handelt:
  - Es fehlen Mittel zur Identifizierung des Fahrzeugs, insbesondere die Fahrzeugidentifizierungsnummer;
  - der Fahrzeugeigner ist unbekannt;
  - es wurde für mehr als zwei Jahre seit dem Zeitpunkt, zu dem diese zuletzt erforderlich war, keiner nationalen technischen Überwachung unterzogen;
  - das Fahrzeug ist nicht angemessen vor Beschädigungen während der Lagerung, des Transports sowie des Be- und Entladens geschützt; oder
  - es wurde zur Behandlung an eine zugelassene Sammelstelle oder eine zugelassene Verwertungsanlage übergeben.

3.2 Erweiterung des Geltungsbereichs

Die meisten Bestimmungen sollen für Fahrzeugklassen M1 und N1 (Pkw und Transporter) Anwendung finden, bestimmte Anforderungen über die Entsorgung von Altfahrzeugen und über die Ausfuhranforderungen sollen auch für bestimmte Fahrzeuge der Klasse L (Fahrzeuge der Klassen L3e, L4e, L5e, L6e und L7e), für Lastkraftwagen, Busse und Anhänger (Fahrzeuge der Klassen M2, M3, N2, N3 und O) gelten. Diese schrittweise Ausweitung des bisherigen Anwendungsbereichs über die Fahrzeugklassen M1 und N1 hinweg ist ein wichtiger Schritt hin zu einer flächendeckenden Skalierung der Kreislaufwirtschaft und dient zur Gewährleistung fairer Wettbewerbsbedingungen.

3.3 Obligatorische Entfernung von Teilen und Bauteilen aus Altfahrzeugen

Die umstrittenste Neuregelung des Entwurfs der neuen Altfahrzeugverordnung stellt Anhang VII Teil C dar; dieser enthält eine Liste von Fahrzeugteilen, welche **zwingend** vor der eigentlichen Behandlung und Verwertung von Altfahrzeugen zu demontieren sind:

- Elektrofahrzeugbatterien;
- Elektromotoren, einschließlich ihrer Gehäuse und aller zugehörigen Steuergeräte, der Verkabelung und anderer Teile, Bauteile und Werkstoffe;
- Starterbatterien im Sinne von Artikel 3 Nummer 12 der Verordnung (EU) 2023/1542 über Batterien und Altbatterien;
- Motoren;
- Katalysatoren;
- Schaltgetriebe;
- Windschutz-, Heck- und Seitenscheiben aus Glas;
- Räder;
- Reifen;
- Armaturenbretter;
- direkt zugängliche Teile des Infotainment-Systems, einschließlich Ton-, Navigations- und Multimedia-Steuerungselemente, darunter Anzeigen mit einer Oberfläche von mehr als 100 cm^2;
- Scheinwerfer, einschließlich ihrer Aktuatoren;
- Kabelbäume;
- Stoßstangen;
- Flüssigkeitsbehälter;
- Wärmetauscher;
- jegliche andere Monomaterial-Metallbauteile mit einem Gewicht von mehr als 10 kg;
- jegliche andere Monomaterial-Kunststoffbauteile mit einem Gewicht von mehr als 10 kg;
- elektrische und elektronische Bauteile:
    - Wechselrichter der Elektrofahrzeuge;
    - Leiterplatten mit einer Oberfläche von mehr als 10 cm^2;
    - Fotovoltaikmodule mit einer Oberfläche von mehr als 0,2 m^2;
    - Steuermodule und Ventilgehäuse für das automatische Getriebe.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Für die Recyclingwirtschaft enthält der Entwurf einer Altfahrzeugverordnung ein großes Wachstumspotential, da der Geltungsbereich auf zahlreiche weitere Fahrzeugarten ausgedehnt und der illegale Export von Altfahrzeugen infolge einer Präzisierung des Altfahrzeugbegriffes und mit Hilfe eines neuen, unionsweit einheitlichen elektronischen Fahrzeugregistrierungs-systems verhindert werden soll.

Demgegenüber ist die zwingende Demontage bestimmter Fahrzeugteile heftig umstritten. Aus Sicht der Recyclingindustrie können solche Teile nur dann einer Weiterverwendung zugeführt werden, wenn dafür auch ein Markt existiert. Das durchschnittliche Alter der in den sechs österreichischen Shredderbetrieben verwerteten Altfahrzeuge beträgt 17 Jahre; wer ist – unionsweit betrachtet - an einem 17 Jahre Infotainment-Systems interessiert, welches zwingend vor der Verwertung eines Altfahrzeuges zu demontieren wäre?

LITERATURVERZEICHNIS

Eurostat (2020). End-of-life vehicles - reuse, recycling and recovery, totals. Brüssel, Belgien

Umweltbundesamt (2020). Effectively tackling the issue of millions of vehicles with unknown whereabouts. Dessau-Roßlau, Deutschland

Erneuerbare Energie Richtlinie (RED II bzw. RED III) und ihre Auswirkungen auf die Abfallwirtschaft

Christian Gikopoulos[1], Tanja Bäck[1] & Robert Hermann[1]
[1)] TÜV SÜD Landesgesellschaft Österreich GmbH, Green Energy & Sustainability, Bruck/Mur, Österreich

KURZFASSUNG: Die EU-Richtlinie Renewable Energy Directive (RED II), die seit April 2023 auch ins österreichische Recht umgesetzt wurde, verlangt eine Zertifizierungspflicht für nachhaltige Biomasse, wenn diese für die Energieerzeugung eingesetzt werden soll. Diese Pflicht gilt für alle Akteure der Lieferkette, von der Erzeugung bis zur Energiegewinnung. Freiwillige Zertifizierungssysteme wie z.B. SURE bieten eine Methode, um die Einhaltung der Nachhaltigkeitskriterien und Treibhausgaseinsparungen gemäß der RED II-Richtlinie zu gewährleisten. Das SURE-System zertifiziert feste Biomasse und Biogas für die Strom- und Wärmeerzeugung und kann deshalb auch zur Zertifizierung des biogenen Anteils in Abfällen angewendet werden. Besonders in der Abfallwirtschaft wird deutlich, dass die Erfassung und Zertifizierung des biogenen Anteils in Abfällen eine komplexe und aufwendige Aufgabe darstellen, die jedoch entscheidend für die Nachhaltigkeit in der Energieerzeugung ist. Studien haben gezeigt, dass eingesetzte Abfälle in den Abfallverbrennungsanlagen Österreichs einen biogenen Anteil von 35,5 bis 61,2% besitzen können und Ersatzbrennstoffe einen biogenen Anteil von 26,7 bis 50,6%. Angesichts der dynamischen Entwicklung bei erneuerbaren Energien und der stetigen Anpassung von Zertifizierungssystemen ist zu erwarten, dass die Erfassung und Zertifizierung nachhaltiger Biomasse in der Abfallwirtschaft weiter optimiert und angepasst werden muss.

1 EINLEITUNG

Mit Juli 2021 trat die RED II (**R**enewable **E**nergy **D**irective – Richtlinie 2018/2001 des europäischen Parlaments und des Rates zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen) in Kraft und sollte bis Ende 2022 in allen EU-Staaten in nationales Recht umgesetzt werden. In Österreich wurde die RED II mit April 2023 mit den drei Verordnungen Nachhaltige landwirtschaftliche Ausgangsstoffe-Verordnung (NLAV), Nachhaltige forstwirtschaftliche Biomasse-Verordnung (NFBioV) und Biomasseenergie-Nachhaltigkeitsverordnung (BMEN-VO) in nationales Recht umgesetzt. Mit der RED II sollen Förderkriterien für Energie aus erneuerbaren Quellen festgelegt werden und es werden Gesamtunionsziele bis 2030 für den Gesamtanteil an Energie aus erneuerbaren Quellen am Bruttoenergieverbrauch festgelegt. Diese Richtlinie definiert auch Kriterien für die Nachhaltigkeit und schreibt Treibhausgaseinsparungen für Biokraftstoffe, flüssige Biobrennstoffe und Biomasse-Brennstoffe vor. Eine novellierte Version dieser Richtlinie – die RED III – wurde bereits mit Oktober 2023 veröffentlicht und ist somit bis Ende April 2025 in nationales Recht umzusetzen. Mit dieser Novellierung soll der Anteil an erneuerbare Energie bis 2030 auf 42,5% des Bruttoenergiebedarfes innerhalb der EU gesteigert werden (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2023; Jany & Gössl 2023).
Die Bezeichnung „Biomasse“ wird in der RED II für biologisch abbaubare Anteile von Produkten, Abfällen und Reststoffen der Landwirtschaft und Forstwirtschaft sowie auch für biologisch abbaubare Anteile von Abfällen aus Industrie- und Haushaltsabfällen verwendet (Jany & Gössl 2023; Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2018). Nur wenn die Nachhaltigkeit der Biomasse festgestellt wurde, gilt diese als CO_2-neutral. Daraus ergibt sich nun auch die Verpflichtung sämtlicher Wirtschaftsbeteiligter die Nachhaltigkeit der eingesetzten Biomasse durch die Teilnahme an einem entsprechenden freiwilligen akkreditierten Zertifizierungssystem nachzuweisen. Zertifizierungssysteme müssen den Anforderungen der RED II entsprechen, können aber nur einen bestimmten Umfang beinhalten wie beispielsweise

feste Biomasse oder Bio-Treibstoffe. Das Zertifizierungssystem muss von der Europäischen Kommission anerkannt werden und erhält dadurch auch Gültigkeit in allen anderen Mitgliedsstaaten. Bisher wurden 14 freiwillige Zertifizierungssysteme (z.B. REDcert, SURE, ISCC EU) und ein nationales Zertifizierungssystem (AACS) anerkannt (Europäische Kommission 2022; Jany & Gössl 2023).
Die bereits erwähnte Zertifizierungspflicht umfasst alle Wirtschaftsteilnehmer der gesamten Lieferkette, vom Ort der Erzeugung der Biomasse bis hin zur Energiekonversion (Umwandlung der chemisch gebundenen Energie - Biomasse in Wärme und/oder Strom) und muss von zugelassenen, akkreditierten Zertifizierungsstellen durchgeführt werden. In Österreich wurde für den Nachhaltigkeitsnachweis von fester Biomasse das System SURE (**Su**stainable **Re**sources) für verbindlich erklärt (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2023; Jany & Gössl 2023).

2 DIE UMSETZUNG DER RED II IN DER ABFALLWIRTSCHAFT

2.1 *Sustainable Resources Verification Scheme (SURE)*

2.1.1 Freiwillige Zertifizierung gemäß SURE

Das freiwillige Zertifizierungssystem SURE wurde entwickelt, um allen Wirtschaftsbeteiligten ein zuverlässiges System bereitzustellen, das die Einhaltung der Nachhaltigkeitskriterien und der Treibhausgaseinsparungen gemäß der RED II sicherstellt. Es ermöglicht die Zertifizierung von fester Biomasse und Biogas zur Strom- oder Wärmeerzeugung, unabhängig davon, ob sie aus der Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Industrie oder Abfallwirtschaft stammen. Dies gilt für alle Anlagen mit einer Gesamtfeuerungsleistung von ≥ 20 MW beim Einsatz fester Biomasse (≥ 2 MW beim Einsatz von Biogas) und wird künftig bei Inkrafttreten der RED III auf ≥ 7,5 MW reduziert (Jany & Gössl 2023).
Die Überprüfung der Treibhausgasreduktion und die Einhaltung von Nachhaltigkeitskriterien erfolgen durch anerkannte Zertifizierungsstellen. Dabei haben alle Beteiligten (Anlagenbetreiber und Wirtschaftsteilnehmer in der vorgelagerten Lieferkette) spezifische Aufgaben zu erfüllen. Dies umfasst beispielsweise ein Massenbilanzierungssystem für die Nutzung nachhaltig erzeugter Biomasse, ein Managementsystem und eine ausreichende Dokumentation für die Rückverfolgbarkeit. Nur mit Nachweis einer Selbsterklärung bzw. Zertifikats (abhängig vom Entstehungsbetrieb) darf die Biomasse nachhaltig deklariert werden. (Jany & Gössl 2023; Sustainable Resources Verification Scheme GmbH 22.12.2023)

2.1.2 Nationale Anforderungen im SURE-System

Obwohl das SURE-System eine einheitliche Methodik zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Biomasse vorgibt, gibt es Unterschiede in den nationalen Anforderungen der europäischen Länder. Durch die Implementierung der RED II in das nationale Recht können länderspezifische Anforderungen oder Geltungsbereiche entstehen, die ebenfalls bei der Zertifizierung berücksichtigt werden müssen (Europäische Kommission 2022).
Unterschiede zwischen den einzelnen Ländern zeigen sich beispielsweise in der Abfallwirtschaft. Biomasseanteile aus Abfällen, die nicht aus einer Land- oder Forstwirtschaft stammen, können aus den RED II-Kriterien ausgenommen sein. Ob in diesem Fall jedoch der Nachweis der Nachhaltigkeit aus einem Zertifizierungssystem erforderlich ist oder nicht, hängt davon ab, wie der Mitgliedstaat die RED II in nationales Recht umsetzt (Europäische Kommission 2022).
Eine Befragung zugelassener Zertifizierungsstellen innerhalb von TÜV SÜD hat ergeben, dass sowohl in Tschechien als auch in Deutschland die Abfallwirtschaft bzw. Biomasse, welche in der Abfallwirtschaft gesammelt wird, nicht dem SURE-Regime unterworfen ist (ausgenommen Abfälle aus der Land- und Forstwirtschaft). Wohingegen in Österreich auch

Abfallwirtschaftsunternehmen zu einer Zertifizierung verpflichtet werden, wenn der Anteil an Biomasse in Abfällen zur nachhaltigen Energieerzeugung eingesetzt werden soll.
Wie schon eingangs erwähnt wurden in Österreich die Anforderungen der RED II in den drei Verordnungen NLAV, NFBioV und BMEN-VO umgesetzt, wobei letztere die Einhaltung der Nachhaltigkeitskriterien regelt und Ausnahmen definiert. Paragraph 2 Absatz 4 legt fest, dass der Einsatz fester Siedlungsabfälle für die Produktion von Strom, Wärme oder Kälte nicht den Kriterien für Treibhausgaseinsparungen unterliegt. Eine Sonderregelung in der BMEN-VO ermöglichte zudem eine Übergangslösung für Anlagenbetreiber aufgrund fehlender Zertifizierungssysteme und Zertifizierungsstellen. Bis zum 29. Dezember 2023 galten die Nachhaltigkeitsanforderungen und THG-Einsparungskriterien als erfüllt, wenn der Anlagenbetreiber eine Eigenerklärung beim Umweltbundesamt einreichte und mit dieser glaubhaft gemacht wurde, dass eine zeitgerechte Zertifizierung nicht möglich war und ein Zertifizierungsaudit beauftragt war. Ab 2024 muss nun jede eingesetzte Biomasse die RED II-Kriterien erfüllen (Jany & Gössl 2023).

2.2 *SURE in der österreichischen Abfallwirtschaft*

Die Einhaltung der Nachhaltigkeitskriterien und der Treibhausgaseinsparungen gemäß der RED II gilt auch für alle Wirtschaftsbeteiligten aus der Abfallwirtschaft (vom Abfallsammler bis zum -verwerter), wenn die feste Biomasse und das Biogas zur Strom- oder Wärmeerzeugung als nachhaltig und somit als CO_2-neutral gelten soll. D.h. jener Biomasseanteil aus Abfällen, der in Konversionsanlagen zur Produktion nachhaltiger Wärme und/oder Strom eingesetzt wird, muss gemäß SURE zertifiziert werden.
Das Abfallaufkommen in Österreich betrug im Jahr 2022 ca. 73,9 Mio. t (inkl. 43,8 Mio. t Aushubmaterial). Davon sollen 3,1 Mio. t biogene Abfälle darstellen, die zum einen getrennt erfasst werden (z.B. Gartenabfälle, Küchenabfälle, organische Schlämme, Abfälle aus der Futtermittelindustrie) und zum anderen in gemischten Siedlungsabfällen anfallen. Abfälle dieser Art werden zu 57% stofflich (Kompostier-, Biogas- und Biodieselanlagen) und 42% thermisch (inkl. Mitverbrennungsanlagen) verwertet. Der Rest wird nach entsprechender Vorbehandlung deponiert. Zudem fielen in Österreich im Jahr 2022 rund 196.500 t TS an kommunalen Klärschlamm an, welcher zu 44% thermisch behandelt wird (Bernhardt et al. 2024).
Der Biomasseanteil in den jeweiligen Abfallströmen lässt sich statistisch aufgrund fehlender Daten kaum darstellen. Fest steht, dass biogene Abfälle in vielen Fraktionen enthalten sein können, wie beispielsweise im Bau- und Abbruchabfall, Industrieabfall und Restmüll. Dies verdeutlicht, dass gewisse Abfallströme, die einer thermischen Behandlung unterzogen werden, einen wesentlichen Anteil an Biomasse enthalten, die laut RED II zertifiziert werden müsste, um als nachhaltig deklariert werden zu können. Dieser Nachweis ist vor allem für Unternehmen wichtig, die dem EU-Emissionshandel (ETS - Emission Trading System) unterliegen. Eine Nichteinhaltung der RED II Anforderungen führt dazu, dass die eingesetzte Biomasse nicht mit einem Treibhausgasausstoß von Null bewertet werden darf, was zu erheblichen Mehrkosten für das Unternehmen führen kann (Europäische Kommission 2022).
Betrachtet man nur die Behandlung von Abfällen, so fallen zwei Verwertungsmethoden auf, die Abfälle zur Strom- und Wärmeerzeugung verwenden, die thermische Verwertung und Biogasanlagen. Eine grobe Einschätzung der Biomasseanteile in solchen Behandlungsanlagen verdeutlicht den Einfluss der RED II und die Zertifizierung gemäß SURE auf die Abfallwirtschaft. Aus den Abfallmassen im Jahr 2022 wurden 1,3 Mio. t biogene Abfälle (aus der getrennten Sammlung und aus gemischten Siedlungsabfällen) thermisch verwertet (inkl. Mitverbrennungsanlagen). Verglichen mit der Gesamtmenge an thermisch verwerteten Abfällen (4,1 Mio. t im Jahr 2022) ergibt das einen Biomasseanteil von 31% (dargestellt in Abbildung 1). (Bernhardt et al. 2024)
Ähnliches Ergebnis zeigt eine Studie der Technischen Universität Wien, die im Jahr 2014 den Biomassegehalt in thermisch verwerteten Abfällen untersuchte. Daten aus insgesamt 10 Abfallverbrennungsanlagen in Österreich, welche 88% des thermisch verwerteten Abfalls

einsetzten, wurden für die Berechnung herangezogen. Die Auswertung ergab ein Jahresmittel von 35,5 bis 61,2%. Diese hohe Schwankung wird durch eine regional abweichende Abfallzusammensetzungen und durch unterschiedliche Inputströme der jeweiligen Anlagen (z.B. Restmüll, Gewerbeabfall) begründet (Schwarzböck et al. 2016).

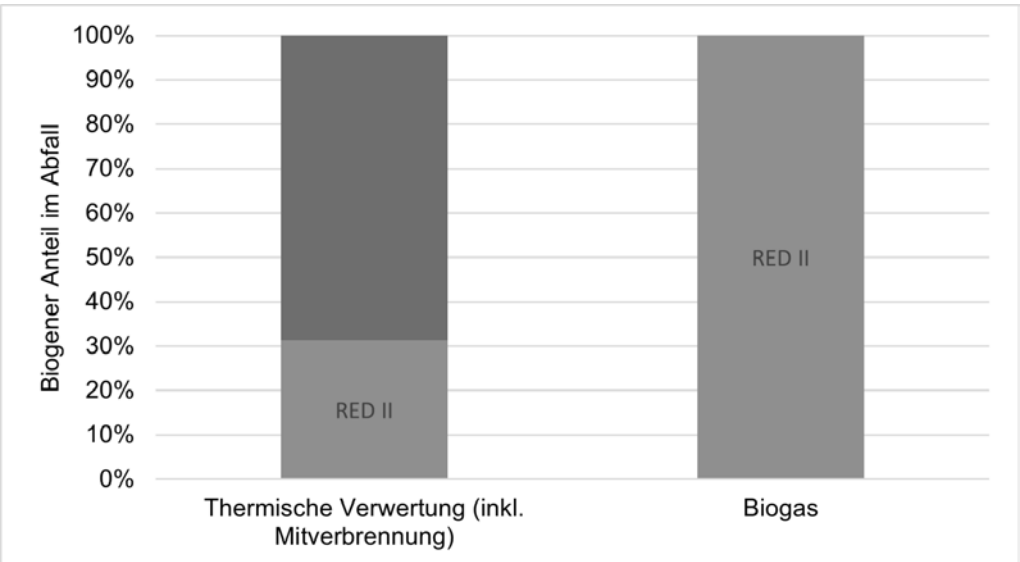


Abb. 1: Biogener Anteil im Input-Abfallstrom, der bei entsprechender Verwertung nur nachhaltig gemäß RED II wäre. Darstellung resultiert aus statistischen Daten laut (Bernhardt et al. 2024)

Die Herausforderung besteht also darin, dass Abfallströme, die thermisch verwertet werden, häufig mehrere Abfallfraktionen umfassen, die nur zum Teil biogen sind. Zudem ist der darin enthaltene biogene Anteil auch abhängig von der lokalen Abfallsammlung und -aufbereitung. Ein allgemein gültiger Wert für den biogenen Anteil lässt sich daher nicht voraussagen, sondern muss anlagenspezifisch ermittelt werden. Dafür sind regelmäßige Probenahmen und Analysen notwendig, die zu einem erhöhten Aufwand und Kosten führen.
Ein Beispiel solcher Abfälle sind Ersatzbrennstoffe (EBS), die aus der Aufbereitung sortenreiner (z.B. Kunststoffabfälle) oder gemischter Abfälle (Siedlungs-, Gewerbe- und Produktionsabfälle) hergestellt werden, um sie in Mitverbrennungsanlagen als Ersatz für Primärenergierohstoffe einsetzen zu können. Der Einsatz von EBS nimmt vor allem in der Zementindustrie stetig zu. Dort wurden im Jahr 2022 in Österreich 81,46% an EBS (Anteil am thermischen Energieeinsatz) eingesetzt. Diese können Kunststoffabfälle, landwirtschaftliche Rückstände sowie auch Altreifen enthalten. Abbildung 2 zeigt die Anteile der Abfallfraktionen in eingesetzten EBS (Mauschitz 2023). Abhängig ihrer genauen Zusammensetzung können EBS einen biogenen Anteil von 26,7 bis 50,6 % besitzen (Lorber et al. 2010).

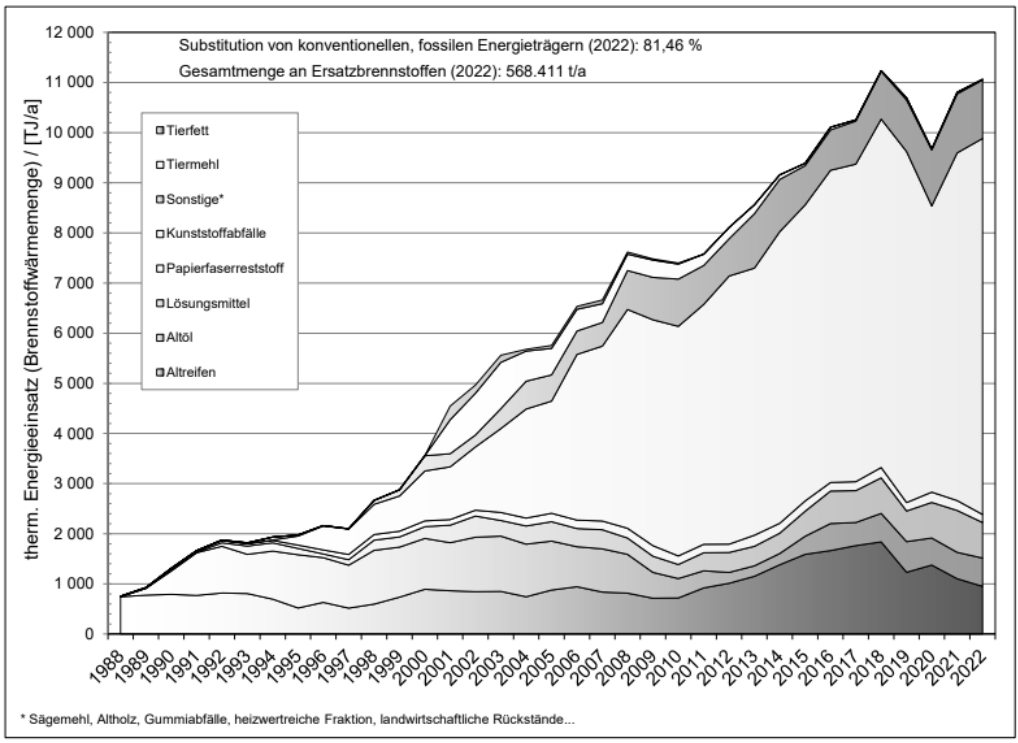


Abb. 2: Zusammensetzung von EBS in österreichischen Zementanlagen. Die Reihenfolge der Abfallfraktionen in der Grafik entspricht der Reihenfolge in der Legende (Mauschitz 2023)

3 ZUSAMMENFASSUNG

Mit der Umsetzung der RED II 2023 in das österreichische nationale Recht (NLAV, NFBioV und BMEN-VO) und die Verbindlichkeitserklärung des SURE-Zertifizierungssystems wurde in Österreich auch die Abfallwirtschaft verpflichtet die Einhaltung von Nachhaltigkeitskriterien für die Bereitstellung von Biomasse zur thermischen Verwertung durch eine Zertifizierung nach SURE nachzuweisen. Die in der Abfallwirtschaft gesammelten Biomassen (Altholz, Ersatzbrennstoffe etc) stellen ein großes Potential für die thermische Verwertung und somit für die Erzeugung/ Konversion von erneuerbarer Wärme und Strom dar. Dieses Potential ist auch ein weiterer Baustein um die von der EU erklärten Klimaziele zu erreichen.
Mit SURE ist in Österreich ein freiwilliges Zertifizierungssystem verbindlich erklärt worden, welches seinen Fokus auf die Prüfung der Nachhaltigkeitskriterien der Biomasse-Bereitstellungskette in der Landwirtschaft und Forstwirtschaft hatte. Anpassung in der Systematik nach Rückmeldung von den operativ tätigen Zertifizierungsstellen haben zu einer deutlichen Verbesserung der Handhabbarkeit des Systems geführt. Dennoch gibt es immer noch offene Fragestellungen bei der Bereitstellung von Biomasse aus der Abfallwirtschaft zur thermischen Verwertung.

LITERATURVERZEICHNIS

Bernhardt, A., Brandstätter, C., Broneder, C., Gold, C., Neubauer, C., Oliva, J., Weißenbach, T. (2024) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich. Statusbericht 2024 für das Referenzjahr 2022.* Wien: Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

Europäische Kommission. (2022) *Guidence Document. Biomass issues in the EU ETS.*

Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (21. Dezember 2018) Richtlinie (EU) 2018/2001 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Dezember 2018 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (Neufassung). *Amtsblatt der Europäischen Union*.

Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union. (2023) *RICHTLINIE (EU) 2023/2413 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 18. Oktober 2023.* Amtsblatt der Europäischen Union.

Jany, A., & Gössl, M. (2023) *Kriterien für Nachhaltigkeit und Treibhausgaseinsparungen.* Wien: Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

Lorber, K., Sarc, R., & Pomberger, R. (2010) *Österreichische Erfahrungen zum Einsatz verschiedener Abfälle als Ersatzbrennstoffe (EBS) und mögliche Anwendungsprobleme.* Türkisch-Deutsche Abfalltage 2010-Ressourcenschutz durch Umsetzung nachhaltiger Abfallwirtschaft.

Mauschitz, G. (2023) *Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie. Berichtsjahr 2022.* Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften. Wien: Technische Universität Wien.

Schwarzböck, T., Rechberger, H., Cencic, O., & Fellner, J. (2016) Anteil erneuerbarer Energien und klimarelevante CO2-Emissionen aus der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich. *Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband*, S. 415-427. doi:DOI 10.1007/s00506-016-0332-5

Sustainable Resources Verification Scheme GmbH (22.12.2023) *Geltungsbereich und grundlegende Vorgaben des SURE-Systems. Version: GSP-B-de-2.0.*

Boden als Produkt – die geplante Abfall-Ende Verordnung für Aushubmaterial

Roland Starke[1]
[1)] Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Abteilung V/6, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: (Boden)Aushubmaterial fällt bei (Neu)Bauvorhaben, aber auch bei Instandhaltung von Infrastuktureinrichtungen bis zur Räumung von Geschiebesperren, Felssturz- oder Murenmaterial in großen Kubaturen an. Die Verwertung dieser Materialien als die massemäßig größte Abfallfraktion hat dabei eine entsprechende kreislaufwirtschaftliche Relevanz und ist auch wichtiger Punkt in der österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie. Um hier einen entsprechenden gesicherten Rechtsrahmen auf Basis der bisherigen Regelungen des Bundes-Abfallwirtschaftsplans zu schaffen, plant das BMK eine entsprechende Verordnung, in der auch die Möglichkeit eines Abfall-Endes (Ende der Abfalleigenschaft bzw. Produktstatus) für Bodenaushubmaterialien der besten Qualitäten gegeben sein soll. Insbesondere sollen in dieser Verordnung hochwertige technische Verwertungswege, wie zB. die Herstellung von Gesteinskörnungen zur Betonerzeugung gefördert werden. Im Vortrag soll der aktuelle Entwicklungsstand des Fachentwurfes dieser Verordnung präsentiert werden.

1 AUFKOMMEN, QUALITÄTENVERTEILUNG UND ENTSORGUNGSWEGE

Pro Jahr fallen in Österreich mehr als 40 Millionen Tonnen Aushubmaterial als Abfall an, wobei fast 35 Mio. Tonnen als nicht verunreinigtes Bodenaushubmaterial (also weitgehend natürlich gewachsener Boden oder Untergrund) anzusehen ist. Die folgende Tabelle zeigt Aufkommen, Massenverteilung und Verbleib auf die verschiedenen Qualitätsklassen gemäß Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2023:

Tab. 1: Aufkommen, Qualitätenverteilung und Verbleib von nicht verunreinigtem Bodenaushubmaterial (Daten aus Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2023)

	Aufkommen	Verwertung (korr.)[1]	Deponierung	Quote Verwertung (korr.)[1]	Quote Deponierung (korr.)[1]
31411 29 Bodenaushub Qualität BA	19.368.000 t	4.648.000 t	14.720.000 t	24 %	76 %
31411 30 Bodenaushub Qualität A1	2.852.000 t	1.603.000 t	1.249.000 t	56 %	44 %
31411 31 Bodenaushub Qualität A2	11.182.000 t	5.722.000 t	5.460.000 t	51 %	49 %
31411 32 Bodenaushub Qualität A2-G	1.478.000 t	1.178.000 t	300.000 t	80 %	20 %
Gesamt	34.880.000 t	13.151.000 t	21.729.000 t	38 %	62 %

[1)] bezüglich der Differenz aus den Meldungen zu Aufkommen, Verwertung und Deponierung wurde zur Berechnung der Quote angenommen, dass diese Differenzmassen einer Verwertung zugeführt wurden

Aus dieser Aufstellung ergibt sich, dass mehr als 60 % des nicht verunreinigten Bodenaushubmaterials deponiert wird, bei der Qualitätsklasse A1 (idR humose Oberböden) werden nur 50 % einer stofflichen Verwertung (idR als Rekultivierungsmaterial) zugeführt. Eine vermehrte Verwertung von nicht verunreinigten Aushubmaterial hätte aufgrund der enormen Massen ein großes Potential zur Einsparung mineralischer (Primär)Ressourcen bei gleichzeitiger Schonung entsprechendem Deponieraums.

2 RECHTLICH/FORMALE AUSGANGSLAGE

Aushubmaterial ist grundsätzlich als Abfall zu sehen, da sich dessen Besitzer (Bauherr) in der Regel des Materials entledigen will (subjektive Abfalleigenschaft). Eine definierte Ausnahme wurde im AWG §3 festgelegt, nach der nicht verunreinigtes Bodenaushubmaterial, das in seinem „natürlichen Zustand“ vor Ort für Bauzwecke verwendet wird, keinen Abfall darstellt. Gemäß eines Erkenntnisses des EUGH („Porr-Urteil“) kann Aushubmaterial auch als Nebenprodukt gesehen werden.

3 ZIELE DER AUSHUBVERORDNUNG

Hauptziel der geplanten Aushubverordnung ist die Schaffung einer für die Baupraxis praktikablen, rechtsicheren Möglichkeit, nicht verunreinigtes Bodenaushubmaterial der „besten“ Qualitäten – also ohne relevante Schadstoffgehalte – aus dem Abfallregime zu entlassen und damit möglichst einfach einer (hochwertigen) stofflichen Nutzung zuzuführen. Im Zuge dessen soll grundsätzlich die Verwertung sämtlicher (auch schadstoffbelasteten) Aushubmaterialien im Verordnungsrang geregelt werden und allgemeine Behandlungspflichten für Aushubtätigkeiten festgelegt werden.

4 INHALTE DER AUSHUBVERORDNUNG

Ausgegangen wird bei der geplanten Aushubverordnung vom bereits bewährten Behandlungsgrundsatz „Aushubmaterialien“ des Bundes-Abfallwirtschaftsplans 2023 (Kapitel 4.9.), das bereits bisher den Stand der Technik für die Verwertung und Behandlung von Aushubmaterialien darstellt. Insbesondere die Vorgaben zur grundlegenden Charakterisierung, die Verwertungsklassen sowie die korrespondierenden Parameter und Grenzwerte können hier weitgehend übernommen werden.

4.1 Festlegung der einzelnen Verwertungswege:

Unabhängig von einem vorzeitigen Abfall-Ende sind hier zunächst alle zulässigen Verwertungswege für Aushubmaterial grob zu systematisieren, es soll unterschiedenen werden in:

- Verwendung für Erdbaumaßnahmen
- Verwendung zur Bodenrekultivierung/Bodenverbesserung
- Verwendung zur Kompostierung/Herstellung von Komposterden/Kultursubstraten
- Herstellung von Gesteinskörnungen (inkl. Gesteinskörnungen für Beton/Asphalt)
- Herstellung sonstiger Baustoffe (zB. Lehmziegel)
- Verwendung als Industriemineral in industriellen Herstellungsprozessen

Für jede dieser Verwertungswege soll in einem Anhang die jeweils zulässigen Abfallarten (die auf Grund von Art und Qualität des jeweiligen Aushubmaterial zugeordnet werden müssen) festgelegt werden.

4.2. Kleinmengenregelung

Als Sonderregelungen sollen sowohl die Kleinmengenregelung für nicht verunreinigtes Bodenaushubmaterial als auch Vorgaben zur direkten Verwertung von Aushubmaterial der Qualitätsklasse BA (nicht verunreinigtes Bodenaushubmaterial mit Hintergrundbelastung) in adaptierter Form vom bisherigen Kapitel „Aushubmaterialien“ des Bundes-Abfallwirtschaftsplans übernommen werden.

4.3 Vorzeitiges Abfall-Ende

Nicht verunreinigtes Bodenaushubmaterial der Qualitätsklassen A1, A2 sowie A2-G soll für die jeweils zulässigen Verwertungswege (ins. Rekultivierung, Erdarbeiten etc.) nach entsprechender Meldung direkt nach dem Aushub die Abfalleigenschaft verlieren. Für nicht verunreinigtes Bodenaushubmaterial der Qualitätsklasse BA soll ein vorzeitiges Abfall-Ende nur bei Verwendung zur Herstellung von Asphalt oder Beton sowie als Industriemineral (zB. Flussmittel in der Eisen- und Stahlindustrie, Stabilisator in der Glasindustrie) möglich sein.

Kein vorzeitiges Abfall-Ende soll es für ungebundene Anwendungen mit Material der Qualitätsklasse BA, für Kleinmengen gemäß Kleinmengenregelung oder für Bodenbestandteile aus der Behandlung von verunreinigten Aushubmaterialien geben. Für Material von Kleinmengen soll aber nach einer grundlegenden Charakterisierung (in der Regel als Haufen gemäß ÖNORM S2127) bei Einhaltung der entsprechenden Qualität auch ein vorzeitiges Abfall-Ende möglich sein.

4.4 Meldung und Eintritt des Abfall-Endes

Das vorzeitige Abfall-Ende ist dem Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie vom Abfallbesitzer für ein konkretes Aushubmaterial mit Übermittlung des Beurteilungsnachweises (Gutachtens) zu melden – ein elektronisches Meldesystem ist dafür in Ausarbeitung. Das vorzeitige Abfall-Ende soll mit der ordnungsgemäßen Meldung und dem Aushub (falls nicht schon ausgehoben) eintreten; das aushebende Unternehmen übernimmt dabei keinen Abfall mehr und muss auch kein befugter Sammler/Behandler sein. Eine Konformitätserklärung ist auszustellen und dem Übernehmer zu übergeben.

4.5 Allgemeine Behandlungspflichten

Im Zuge der Aushubverordnung sollen allgemeine Behandlungspflichten festgelegt werden, so soll für große Aushubvorhaben ein entsprechendes Materialkonzept, das die diversen (möglichst hochwertigen) Verwertungswege der Aushubmaterialien bereits im Vorfeld untersuchen und bewerten soll, verpflichtend zu erstellen sein. Weitere Vorgaben sollen die getrennte Erfassung des Rückpralls im Tunnelvortrieb sowie eine abfallchemische Aufsicht im Fall des Aushubs von Böden oder Untergrund unterschiedlicher Qualitäten bzw. Verunreinigungen umfassen.

KONTAKT

DI Roland Starke
roland.starke@bmk.gv.at
+43 1 711 62 -613433
Sektion V – Abfallwirtschaft, Chemiepolitik und Umwelttechnologie
Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie
www.bmk.gv.at / www.abfallwirtschaft.at

Vom Abfall zum Produkt – Was geht und was geht (noch immer) nicht?

Marie Sophie Reitinger
E+H Rechtsanwälte GmbH, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die Kreislaufwirtschaft stellt das Abfallrecht ständig vor neue Herausforderungen. Wiewohl es aus technischer Sicht zweifellos möglich ist, Abfall so zu behandeln, dass am Ende wieder ein Produkt steht, hinkt die rechtliche Entwicklung dem – wie so oft – hinterher.
In meinem Beitrag möchte ich diese zweifellos unbefriedigende Situation aufgreifen und die Zuhörer/Leser auf einen Streifzug durch die aktuellen rechtlichen Entwicklungen im Zusammenhang mit den Begriffen Abfall, Abfallende und Produkt auf nationaler sowie EU-Ebene einladen. Dabei soll nicht außer Acht gelassen werden, wo in der Praxis die Schwierigkeiten liegen bzw. noch Anpassungsbedarf besteht.
Neben den bekannten Urteilen des Gerichtshofes der Europäischen Union (EuGH) (z.B. Rechtssache (RS) *Sappi* und *Porr*) werden insbesondere die neue Abfallverbrennungsverordnung, mit der ab 2033 kommunales Abwasser und Klärschlamm zur Herstellung von EU-Düngeprodukten eingesetzt werden soll (Stichwort Phosphorrecycling), sowie die Kreislaufwirtschaftsstrategie und der PFAS (Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen)-Aktionsplan thematisiert. Dabei werden insbesondere auch die rechtliche Qualität und damit die Verbindlichkeit dieser Regelungen von Relevanz sein.

1 KASSASTURZ: WAS WISSEN WIR?

Die Thematik rund um Abfall und Abfallende beschäftigt Rechtsprechung (Rsp) und Literatur seit Jahren gleichermaßen. Zahlreich sind daher die einschlägigen Judikate im Rechtsinformationssystem des Bundes (RIS) sowie – auf europäischer Ebene – der Plattform CURIA und die Beiträge in Fachzeitschriften (vgl. dazu statt vieler Eisenberger M. 2024), (Weiß 2023).

Daher ist zunächst einmal ein juristischer Kassasturz sinnvoll, um festzumachen, wo wir uns aktuell befinden.

1.1 Status quo im nationalen Recht

Die österreichische Definition zum Abfall sowie zum Abfallende ist eine konstante.

Abfälle im Sinne des Abfallwirtschaftsgesetzes 2002 (AWG 2002) sind nach der Grunddefinition des § 2 Abs 1 AWG 2002 bewegliche Sachen, deren sich der Besitzer entledigen will oder entledigt hat oder deren Sammlung, Lagerung, Beförderung und Behandlung als Abfall erforderlich ist, um die öffentlichen Interessen nicht zu beeinträchtigen. In den weiteren Absätzen dieses Paragrafen finden sich u.a. nähere Bestimmungen dazu, was unter dem öffentlichen Interesse oder dem Nebenprodukt zu verstehen ist.

Gemäß § 5 Abs 1 AWG 2002 kann das Abfallende aus folgenden drei Gründen eintreten:
- das Abfallende wird nach einer Verordnung nach § 5 Abs 2 AWG 2002 erreicht,
- das Abfallende wird nach einer Verordnung nach der Abfallrahmenrichtlinie (Abfall-RRL) erreicht,
- Altstoffe oder die aus ihnen gewonnenen Stoffe werden unmittelbar als Substitution von Rohstoffen oder von aus Primärrohstoffen erzeugten Produkten verwendet.

Im Falle einer Vorbereitung zur Wiederverwendung, so § 5 Abs 1 AWG 2002 weiter, ist das Ende der Abfalleigenschaft mit dem Abschluss dieses Verwertungsverfahrens erreicht. Das Ende der

Abfalleigenschaft kann ferner nur erreicht werden, wenn die einschlägigen, für Produkte geltenden, Anforderungen eingehalten werden.
Der Besitzer des Stoffes oder Produktes hat das Ende der Abfalleigenschaft nachzuweisen. Die Nachweise sind mindestens sieben Jahre aufzubewahren und den Behörden auf Verlangen vorzulegen.
Der Begriff des Produktes selbst wird nicht gesondert definiert, wiewohl der Begriff im AWG 2002 über 200 Mal verwendet wird. Am ehesten einer Definition kommen die bereits genannten Bestimmungen zum Abfallende nahe, wonach Altstoffe etwa so lange als Abfälle gelten, bis sie oder die aus ihnen gewonnenen Stoffe unmittelbar als Substitution von Rohstoffen oder von aus Primärrohstoffen erzeugten Produkten verwendet werden.
Nach dem österreichischen Recht ist der Eintritt des Abfallendes sohin seit jeher komplex geregelt. Es kann zusammengefasst entweder bei Erfüllung einer konkreten Verordnung über das Abfallende oder bei unmittelbarer Verwendung als Rohstoff oder Produkt eintreten. Auf die Eigenschaften des Stoffes bzw. Gegenstandes kommt es demnach gerade nicht an.
Es reicht sohin nach dem nationalen Recht– sofern nicht eine explizite Verordnung über das Abfallende besteht – insbesondere nicht aus, dass lediglich die Qualität eines Rohstoffes oder Produktes erreicht wird. Vielmehr muss der Stoff unmittelbar als dessen Ersatz verwendet werden.

1.2 Die Paukenschläge: EuGH in den Rs Sappi und Porr

Im Jahr 2020 war der erste Paukenschlag des EuGH für die Auslegung des Eintritts des Abfallendes zu vernehmen. Ausgangsfall war die Frage des Abfallendes von Klärschlamm, entschieden in einem Vorabentscheidungsverfahren, Rs *Sappi* (EuGH 14.10.2020, C-629/19, *Sappi*).
Zentrale Aussage der Entscheidung des EuGH ist folgende: Die Abfall-RRL ist dahingehend auszulegen, dass Klärschlamm, der bei der gemeinsamen Behandlung von betrieblichem und häuslichem oder kommunalem Abwasser in einer Kläranlage anfällt und in einer Reststoffverbrennungsanlage zur Energierückgewinnung durch Dampferzeugung verbrannt wird, bereits dann nicht als Abfall einzustufen ist, wenn die Voraussetzungen von Art 6 Abs 1 der Abfall-RRL vor seiner Verbrennung erfüllt sind.
Der EuGH ist sohin – anders als der österreichische Gesetzgeber – sehr wohl der Meinung, dass es nach der Abfall-RRL, die u.a. durch § 5 AWG 2002 umgesetzt wird, nicht erst auf die tatsächliche Verwendung von Stoffen ankommt, sondern grundsätzlich auf die Qualität des Stoffes. Da es sich um ein Vorabentscheidungsverfahren gehandelt hat, war der EuGH jedoch nicht zur Entscheidung in der Sache berufen. Es war sohin Sache des vorlegenden Gerichts, zu prüfen, ob dies im Ausgangsverfahren der Fall ist. Dazu sogleich unten.
Im Jahr 2022 folgte dann das Urteil in der Rs *Porr* (EuGH 17.11.2022, C-238/21, *Porr*) zur Abfalleigenschaft von Bodenaushub. Auch hier zeigte sich der EuGH durchaus freigiebig. Demnach muss Bodenaushub per se nämlich nicht notwendigerweise Abfall sein, es kommt vielmehr darauf an, ob tatsächlich Entledigungsabsicht des Bauunternehmens besteht. Bodenaushub kann zudem ein Nebenprodukt – und damit von vornherein gerade keinen Abfall – darstellen, wenn der Aushub strengen Qualitätsanforderungen genügt, einen erheblichen Vorteil für die Umwelt ausweist, weil damit Abfälle verringert werden, und die Verwendung zur Wahrung der Abfallhierarchie beiträgt (vgl. dazu ausführlich Weiß 2023).
Auch hier lag die endgültige Entscheidung in der Folge beim vorlegenden Gericht. Siehe dazu ebenfalls sogleich unten.

1.3 Die Entwicklung im nationalen Recht: Noch immer kein (Abfall-)Ende in Sicht?

Fraglich war nach dem Urteil des EuGH in der Rs *Sappi*, ob für Klärschlamm das Abfallende auch nach nationalem Recht unter bestimmten Voraussetzungen bereits vor der unmittelbaren Substitution eintreten kann. Dies nämlich dann, wenn die Voraussetzungen von Art 6 Abs 1 der Abfall-RRL bereits vor der Verbrennung des Klärschlamms erfüllt sind.

Dem hat der Verwaltungsgerichtshof (VwGH) jedoch in zwei – auf das Urteil des EuGH in der Rs *Sappi* aufbauenden bzw. verweisenden – Entscheidungen insofern eine Absage erteilt, als demnach § 5 Abs 1 AWG 2002 keinen Raum für den (vorzeitigen) Eintritt des Endes der Abfalleigenschaft in Abweichung von der Erfüllung bestimmter Typen genereller Voraussetzungen bietet und daher von der Option der Einzelfallentscheidung nach Art 6 Abs 4 Abfall-RRL gerade keinen Gebrauch macht. Der VwGH sah darin auch keine Unionsrechtswidrigkeit (vgl. dazu VwGH 07.11.2022, Ra 2021/07/0060; 20.10.2022, Ra 2021/07/0068; dazu ausführlich Eisenberger M. 2024).
Auch die innerstaatliche Folgeentscheidung zum Urteil des EuGH in der Rs *Porr* wurde in weiterer Folge dringend erwartet. Im Ausgangsverfahren kam das (vorlegende) Landesverwaltungsgericht (LVwG) Steiermark daraufhin in seinem Erkenntnis (LVwG Stmk 28.07.2023, LVwG 46.24-49/2023) zu dem Schluss, dass das betreffende Aushubmaterial zur Verbesserung von landwirtschaftlichen Grundstücken aufgebracht worden sei und die Voraussetzungen zur Einstufung als Nebenprodukt erfüllt würden. Aus diesem Grund treffe die Nebenprodukteigenschaft zu und sei das Bodenaushubmaterial nicht als Abfall im Sinne des AWG 2002 oder des Altlastensanierungsgesetzes (ALSAG) zu qualifizieren. Auf die Frage, ob auch das Abfallende eingetreten ist, ist das LVwG dann nicht mehr weiter eingegangen.
Wiewohl das LVwG zweifellos im Sinne des EuGH entschieden hat, wurde von Seiten der zuständigen Bundesministerin außerordentliche Amtsrevision erhoben, über die bislang noch nicht entschieden wurde (vgl. dazu ebenfalls Eisenberger M. 2024).

1.4 Fazit

Es besteht aktuell sohin zusammengefasst nicht nur eine Diskrepanz zwischen der innerstaatlichen höchstgerichtlichen Rechtsprechung und jener auf EU-Ebene. Vielmehr ist die Bestimmung des AWG 2002 zum Abfallende womöglich selbst nicht mit seiner Grundlage, der Abfall-RRL, vereinbar.
Unter anderem aus diesem Grund hat die Europäische Kommission im Herbst 2023 ein Vertragsverletzungsverfahren gegen Österreich eingeleitet (vgl. dazu Eisenberger M. 2024). Es bleibt sohin abzuwarten, ob der Gesetzgeber erst auf den Ausgang dieses Verfahrens wartet oder die Unionsrechtswidrigkeit von sich aus saniert.

2 WAS BEREITS (ODER BALD) GEHT

Vor dem Hintergrund des obigen – letztlich nicht zufriedenstellenden – Ergebnisses bietet es sich nunmehr an, einen Blick auf bestehende bzw. neue Regelungen zur Kreislaufwirtschaft und dem Abfallende zu werfen.

2.1 Abfallverbrennungsverordnung

Wie oben ausgeführt, kann das Abfallende u.a. nach einer Verordnung nach § 5 Abs 2 AWG 2002 eintreten. Eine solche Verordnung ist z.B. die Abfallverbrennungsverordnung (AVV) bzw. Teile davon. Die geltende AVV wird mit 01.01.2025 durch die Abfallverbrennungsverordnung 2024 (AVV 2024) ersetzt. Mit dieser werden u.a. neue Bestimmungen zur Klärschlammbehandlung und Phosphorrückgewinnung eingeführt.
Die AVV enthält bereits in der aktuell (noch) geltenden Fassung Bestimmungen zum Eintritt des Abfallendes. So tritt etwa das Abfallende für Ersatzbrennstoffe gemäß § 19 Abs 1 AVV ein, wenn diese die Anforderungen des Anhang 9 erfüllen. Anhang 9 zur AVV regelt die Qualitätsanforderungen an Ersatzbrennstoffe, wie etwa die Einhaltung der spezifischen Grenzwerte und die Vorgaben zur Probenahmeplanung sowie die Beprobung. Ersatzbrennstoffe erfüllen mit der Deklaration auf Basis der Übermittlung eines gültigen Beurteilungsnachweises gemäß Anhang 9 ihre Abfalleigenschaft, jedoch nur für die bestimmungsgemäße Verwendung.

Neu eingeführt wird der zukünftige § 20 AVV 2024. Demnach ist Klärschlamm aus näher bestimmten Abwasserreinigungsanlagen ab 01.01.2033 einer Verbrennung zuzuführen. Aus der dabei entstehenden Verbrennungsasche müssen

- zumindest 80 Masseprozent des im Klärschlamm enthaltenen Phosphors durch thermische, chemische oder physikalisch-chemische Verfahren zurückgewonnen werden *oder*
- die gesamte Verbrennungsasche muss zur Herstellung eines Düngeproduktes gemäß Düngemittelgesetz 2021 verwendet werden *oder*
- zumindest 60 Masseprozent des Phosphors bezogen auf den Kläranlagenzulauf am Standort der spezifischen Abwasserreinigungsanlage oder im Nahebereich der Abwasserreinigungsanlage durch thermische, chemische oder physikalisch-chemische Verfahren zurückgewonnen werden.

Eine Regelung des Abfallendes dieser Stoffe beinhaltet die zukünftige AVV 2024 – im Gegensatz zu Ersatzbrennstoffen – jedoch nicht, was nunmehr in der Praxis zu Fragen führt.
Klärschlammasche selbst sowie ihre Behandlung wird wohl jedenfalls als Abfall bzw. Abfallbehandlung zu qualifizieren sein, da für diese aktuell weder nach nationalen (insbesondere liegt keine anwendbare Abfallende-Verordnung vor) noch soweit ersichtlich nach EU-weiten Regelungen ein Abfallende konkret vorgesehen ist. Zudem kann sie auch nicht unmittelbar als Substitution von Rohstoffen oder von aus Primärrohstoffen erzeugten Produkten verwendet werden.
Ein daraus – nach den Vorgaben der zukünftigen AVV 2024 – produziertes Düngemittelprodukt verliert seine Abfalleigenschaft jedoch, sobald das Abfallende nach der EU-Düngemittelverordnung eingetreten ist. Dazu muss insbesondere eine EU-Konformitätserklärung eingeholt werden.
Für aus Klärschlammasche rückgewonnenes Phosphor soll es dagegen offenbar keine gesonderte Regelung des Abfallendes geben, sodass das Abfallende nach aktuellem Stand wohl erst mit der unmittelbaren Verwendung als Substitution von Rohstoffen oder von aus Primärrohstoffen erzeugten Produkten eintreten kann.
Diese Ungleichbehandlung macht die Einhaltung der Verpflichtung zur Klärschlammbehandlung und Phosphorrückgewinnung gleichermaßen schwierig wie rechtsunsicher.

2.2 Kreislaufwirtschaftsstrategie

Als die Kreislaufwirtschaftsstrategie im Jahr 2022 beschlossen wurde, war das Echo durchwegs positiv.
Mit dieser Strategie sollte Österreich einerseits eine internationale Vorreiterrolle im Bereich der Umwelttechnologie einnehmen, andererseits sollen die Weichen für eine Kreislaufwirtschaft in Österreich gestellt und ein wesentlicher Beitrag zur Erreichung der Klimaneutralität 2040 geleistet werden. Dabei fokussiert die Strategie auf folgende drei Handlungsfelder: Nachhaltige(s) Produktion und Design, nachhaltige(r) Konsum und Nutzung, Recycling und Sekundärrohstoffe; wobei die Gestaltung der Abfallpolitik ein explizites Ziel darstellt.
Eines der geplanten Vorhaben nach der Strategie ist die Weiterentwicklung des Abfallrechts. Dabei sollen Kriterien für das Abfallende festgelegt, die Sekundärrohstoffnutzung gefördert und die Kreislaufwirtschaft gestärkt werden.
Nun stellt sich als Erstes die Frage der Verbindlichkeit. Die Kreislaufwirtschaftsstrategie ist ein politisches Papier, dem selbst keine eigene Rechtsverbindlichkeit zukommen kann. Insofern können die darin genannten Ziele auch nur in den entsprechenden Rechtsvorschriften verwirklicht werden.
Mittlerweile wurde von den zuständigen Ministerien bereits der erste Fortschrittsbericht 2024 veröffentlicht. Demnach wurden gesetzliche Änderungen im österreichischen Abfallrecht bereits vor Beschluss der Kreislaufwirtschaftsstrategie umgesetzt. Verwiesen wird dabei etwa auf die AWG-Novelle Kreislaufwirtschaftspaket aus dem Jahr 2021 sowie die Novelle der Deponieverordnung aus 2021.

Aktuell soll durch den verstärkten Einsatz von Abfallende-Verordnungen ein erleichterter Zugang zu Sekundärrohstoffen geschaffen werden. Zudem soll – wohl als Reaktion auf die dargestellte Rechtsprechung des EuGH – eine Abfallende-Verordnung für Bodenaushub erlassen werden.
Diese Bestrebungen sind zwar auch vor dem Hintergrund, dass die bisherigen Abfallende-Verordnungen auf nationaler Ebene quasi an einer Hand abzuzählen sind, sehr zu begrüßen. Dennoch zeigt sich, dass seit der Veröffentlichung der Kreislaufwirtschaftsstrategie trotz der darin festgeschriebenen ambitionierten Ziele keine wesentlichen Änderungen im Abfallrecht erfolgt sind.

2.3 PFAS-Aktionsplan

Dass auch eine umgekehrte Entwicklung möglich ist, nämlich, dass das Abfallrecht nachgeschärft werden muss, weil Stoffe aufgrund ihrer Gefährlichkeit für die Umwelt quasi in die Abfalleigenschaft rutschen, zeigen uns die Geschehnisse rund um PFAS aus der jüngsten Vergangenheit.
Die Stoffgruppe der per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) besteht aus mehreren tausend industriell erzeugten Chemikalien, die vielfältig in verschiedensten industriellen Verfahren sowie in Konsumentenerzeugnissen eingesetzt werden. Aufgrund ihrer thermischen und chemischen Stabilität und ihrer Fähigkeit, Öl und Wasser abzustoßen, werden sie zur Herstellung von Polymeren, Imprägnierung von Textilien, Leder und Papierwaren eingesetzt, aber auch in Feuerlöschschäumen, Kosmetika und Lebensmittelverpackungen. Allerdings verfügen sie auch über umweltgefährliche und humantoxische Eigenschaften (https://www.bmk.gv.at/themen/klima_umwelt/chemiepolitik/umweltschadstoffe/pfas/regelungen.html, zuletzt abgerufen am 09.07.2024).
Die Gefährlichkeit von PFAS wurde erst Schritt für Schritt erkannt. So wurden zunächst drei PFAS als sogenannte persistente organische Schadstoffe (POPs) im Rahmen des Stockholmer Übereinkommens identifiziert und streng beschränkt. In den letzten Jahren wurden Kontaminationen durch PFAS insbesondere auch an Einsatzstätten von Feuerlöschschäumen festgestellt, die Boden und Trinkwasser gefährden.
Zuletzt schaffte es PFAS auch diesen Sommer wieder in die Medien, weil Trifluoressigsäure bzw. Trifluoracetat (TFA), das letzte Abbauprodukt von z.B. PFAS, im Grundwasser in Österreich nachgewiesen worden sein soll (https://www.ages.at/mensch/ernaehrung-lebensmittel/rueckstaende-kontaminanten-von-a-bis-z/trifluoressigsaeure-bzw-trifluoracetat-tfa; https://ooe.orf.at/stories/3264554/, beide zuletzt abgerufen am 11.07.2024).
Vor diesem Hintergrund soll nunmehr der – aus rechtlicher Sicht ebenfalls unverbindliche – PFAS-Aktionsplan erlassen werden, der Maßnahmen zur Reduktion der Belastung durch PFAS in Österreich enthält. Dieser befand sich bis Jänner 2024 in Begutachtung, wurde bislang jedoch noch nicht finalisiert. Der PFAS-Aktionsplan wird demnach u.a. Änderungen des Bundes-Abfallwirtschaftsplanes 2023 (National/Schutzgut Boden) und der Deponieverordnung sowie die Ausweisung weiterer Altstandorte und Altablagerungen erforderlich machen.
Auch hier zeigt sich – ungeachtet des diametralen Ziels – im Ergebnis ein ähnliches Bild wie zur Kreislaufwirtschaftsstrategie. Da erst eine weitere Umsetzung notwendig ist, um verbindliche Regelungen zu schaffen, ist in unmittelbarer Zukunft (noch?) kein großer Wurf zu erwarten.

3 CONCLUSIO

Der Themenkomplex rund um Abfall und sein Ende bleibt nach wie vor komplex und rechtsunsicher. Die Urteile des EuGH in den Rs *Sappi* und *Porr* waren zweifellos Hautgründe für die Einleitung des Vertragsverletzungsverfahrens gegen Österreich. Schon aus diesem Grund wäre der Gesetzgeber bereits seit Längerem dringend gefordert, die Unionsrechtskonformität des innerstaatlichen Rechts herzustellen.

Die bestehenden und zukünftigen neuen Regelungen (Stichwort Phosphorrecycling) sind zwar insgesamt geeignet, einen Beitrag zur Kreislaufwirtschaft zu leisten. Auch hier sind jedoch Nachschärfungen bzw. weitere – verbindliche – Regelungen erforderlich, um die Praxis nicht (wieder) vor neue Probleme zu stellen.

LITERATURVERZEICHNIS

Bundesgesetz über den Verkehr mit Düngemitteln und sonstigen Düngeprodukten (Düngemittelgesetz 2021 – DMG 2021) (2021). BGBl. I Nr. 103/2021, Wien

Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002) (2002). BGBl. I Nr. 102/2002, Wien

Bundesgesetz zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung (Altlastensanierungsgesetz) (1989). BGBl. Nr. 299/1989, Wien

Bundesgesetz, mit dem das Abfallwirtschaftsgesetz 2002 geändert wird (AWG-Novelle Kreislaufwirtschaftspaket) (2021). BGBl. I Nr. 200/2021, Wien

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK), Bundesministerium für Arbeit und Wirtschaft (BMAW), Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2024) Verordnung über die Verbrennung von Abfällen (Abfallverbrennungsverordnung 2024 – AVV 2024). BGBl. II Nr. 118/2024, Wien

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) (2023) Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2023, Wien

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK), Bundesministerium für Arbeit und Wirtschaft (BMAW) (2024), Die österreichische Kreislaufwirtschaftsstrategie, Österreich auf dem Weg zu einer nachhaltigen und zirkulären Gesellschaft – Erster Fortschrittsbericht Juni 2024, Wien

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) (2021) Verordnung mit der die Deponieverordnung 2008 geändert wird (Novelle der Deponieverordnung). BGBl. II Nr. 144/2021, Wien

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) (2022) Österreich auf dem Weg zu einer nachhaltigen und zirkulären Gesellschaft, Die österreichische Kreislaufwirtschaftsstrategie, Wien

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2008) Verordnung über Deponien (Deponieverordnung 2008 – DVO 2008). BGBl. II Nr. 39/2008, Wien

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2002) Verordnung über die Verbrennung von Abfällen (Abfallverbrennungsverordnung - AVV). BGBl. II Nr. 389/2002, Wien

Eisenberger, M. (2024) Abfallende: a never ending story? In: Recht der Umwelt Sonderbeilage Umwelt & Technik (RdU-UT) 2024/3

Europäisches Parlament und Rat (2008) Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien (Abfallrahmenrichtlinie – Abfall-RRL). ABl. L 312 vom 22.11.2008, Brüssel

Europäisches Parlament und Rat (2019) Verordnung (EU) 2019/1009 mit Vorschriften für die Bereitstellung von EU-Düngeprodukten auf dem Markt und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 1069/2009 und (EG) Nr. 1107/2009 sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 (EU-Düngemittelverordnung). ABl. L 170 vom 25.06.2019, Brüssel

Weiß, R. (2023) Abfalleigenschaft und Abfallende bei hochwertigem, unkontaminiertem Bodenaushubmaterial In: Recht der Umwelt (RdU) 2023/22

KONTAKT

RA Mag. Dr. Marie Sophie Reitinger
m.reitinger@eh.at
0676 83647266
E+H Rechtsanwälte GmbH
www.eh.at

Recycling-Baustoffe ohne Abfallende?

Wolfgang Klett
Kunz Rechtsanwälte, Büro Köln, Deutschland

KURZFASSUNG: Es gibt gesetzliche Vorschriften zum Abfallende im deutschen Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) ebenso wie im österreichischen Abfallwirtschaftsgesetz (AWG). Diese sind zum Teil nur unvollständig gegenüber den gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben. In jedem Fall werden bezogen auf den Einzelfall für das Abfallende Entscheidungen des Abfallerzeugers oder -besitzers erforderlich. Diese Feststellung gilt auch mit Rücksicht auf die untergesetzlichen Vorschriften zum Abfallende.

1 EINLEITUNG

Wenn wir über die abfallrechtlichen Voraussetzungen sprechen, wonach Stoffe oder Gegenstände das Abfallende erreichen können, stellen wir fest, dass diese Thematik bereits 25 Jahre andauert, ohne dass wir im Ergebnis einer umfassenden und abschließenden gesetzlichen Regelung für die Feststellung des Abfallendes, zumindest bei Recycling-Baustoffen, nähergekommen wären. Beispielhaft kann dazu auf die 9. Kölner Abfalltage im November 2000 unter dem Rahmenthema „Abfall ohne Ende?“ hingewiesen werden (Grunwald 2000, Klett et al. 2000).

Abgesehen von Ausnahmen, sind in der Bundesrepublik Deutschland erst mit der Abwendung von der linearen Stoffwirtschaft zu einer Kreislaufwirtschaft Grundsätze zur Abfallvermeidung, Verminderung von Menge und Schädlichkeit sowie der stofflichen und energetischen Verwertung der Abfälle in die gesetzlichen Vorgaben aufgenommen worden (KrW-/AbfG 1994). Dabei waren Maßnahmen zur Bewirtschaftung von Abfällen entsprechend der Abfallhierarchie zwei Jahrzehnte zuvor bereits europarechtlich vorgegeben worden (AbfRRL 1975).
Während die Republik Österreich bereits 2002 mit dem Abfallwirtschaftsgesetz auch Vorschriften über das Abfallende (§ 5 AWG) erlassen hat, sind die gemeinschaftsrechtlichen Vorschriften über Nebenprodukte und das Ende der Abfalleigenschaft erst mit der Abfallrahmenrichtlinie von 2008 im Einzelnen vorgegeben worden. Auf dieser Grundlage ist auch das deutsche Kreislaufwirtschaftsgesetz 2012 (KrWG) mit entsprechenden Vorschriften über Nebenprodukte und das Ende der Abfalleigenschaft erlassen worden.
Als untergesetzliche Vorschriften sind auf der Grundlage des AWG die Recycling-Baustoffverordnung (RBV) in 2015 und auf der Grundlage des KrWG die Ersatzbaustoffverordnung (EBV) in 2021 entwickelt worden.
Nach dieser Skizze der Entwicklung der gesetzlichen Vorschriften in Deutschland ebenso wie in Österreich werden die einzelnen Vorschriften in den Blick genommen, um die Ausgangsfrage nach dem Abfallende von Recycling-Baustoffen zu beantworten.

Politisch ist die Kreislaufwirtschaft von mineralischen Abfällen, die den größten Abfallstrom ausmachen, und deren Aufbereitung zu Ersatz- oder Recycling-Baustoffen gewünscht. Fraglich ist lediglich, welche Anforderungen für das Erreichen des Abfallendes solcher Stoffe gelten sollen und ob diese Voraussetzungen bei dem praktischen Vollzug der gesetzlichen Vorschriften erfüllt werden können.
Ohne die Überführung der mineralischen Abfälle vom Abfall- in das Produktrecht behalten diese Stoffe den Makel „Abfall“ und unterliegen darüber hinaus dem Hemmnis der Geltung abfallrechtlicher Vorschriften, einschließlich der behördlichen Überwachung.

2 FÜR DAS ABFALLENDE GELTENDE VORSCHRIFTEN

Dazu sind die geltenden Vorschriften aufzuzeigen, die für die Abgrenzung zwischen Abfall und mineralische Materialien, die das Abfallende erreicht haben, maßgeblich sind.

2.1 Vorgaben in der Abfall-Rahmen Richtlinie

Nach Art. 6 Abs. 1 Buchstaben a) bis d) EG-Abfall-Rahmen Richtlinie (AbfRRL) sind Abfälle, die ein Recyclingverfahren oder ein anderes Verwertungsverfahren durchlaufen haben, nicht mehr als Abfälle zu betrachten, wenn

- der betreffende Stoff oder Gegenstand gemeinhin für bestimmte Zwecke verwendet werden soll, -ein Markt für diesen Stoff oder Gegenstand oder eine Nachfrage danach besteht,
- der Stoff oder Gegenstand die technischen Anforderungen für bestimmte Zwecke erfüllt und den Rechtsvorschriften und Normen für Erzeugnisse genügt und
- die Verwendung des Stoffs oder Gegenstands insgesamt nicht zu schädlichen Umwelt- oder Gesundheitsfolgen führt.

Nach der Rechtsprechung des EuGH für ein frühes Abfallende genügt es für die Erfüllung der Voraussetzung des Durchlaufens eines Recycling- bzw. Verwertungsverfahrens, dass eine Prüfung, Reinigung und/oder Reparatur stattgefunden hat. Die Wiederverwendung selbst muss hingegen noch nicht durchgeführt worden sein. Dazu bezieht sich der EuGH auf den Erwägungsgrund Nr. 22 der AbfRRL: Für das Erreichen des Endes der Abfalleigenschaft könne ein Verwertungsverfahren in der bloßen Sichtung des Abfalls bestehen, um nachzuweisen, dass der Abfall die Kriterien für das Ende der Abfalleigenschaft erfüllt (EuGH, Urteil vom 17.11.2022, Rs. C 238/21, sog. PORR-Entscheidung, Rn. 66). Insoweit erfasse der Verwertungsbegriff auch vorbereitende, also der eigentlichen Nutzung vorgelagerte Verfahren, wenn die Abfälle dort so behandelt werden, dass die Substitutionsfunktion erfüllt werden kann (Jarass & Petersen 2022, § 5 Rn.43).
Als erste Voraussetzung (Art. 6 Abs. 1a AbfRRL) muss der Stoff oder Gegenstand so beschaffen sein, dass er gemeinhin für bestimmte Zwecke verwendet wird. Diese Zweckbestimmung dient insbesondere dazu, die für die Verwendung geltenden technischen Anforderungen und solche an die Gesundheits- und Umweltverträglichkeit des Verwertungsprodukts zu bestimmen (Jarass & Petersen 2022, § 5 Rn.45). Als weitere Voraussetzung (Art. 6 Abs. 1b AbfRRL) wird gefordert, dass für den Stoff oder Gegenstand ein Markt oder eine Nachfrage besteht. Diese Voraussetzung ist aus der Erfahrung abgeleitet, dass Stoffe mit Marktwert weniger wahrscheinlich zu Abfall werden (BReg. In BT-Drs. 17/6052,77). Während für einen Markt vorausgesetzt wird, dass Angebot und Nachfrage zusammentreffen, erfordert eine Nachfrage lediglich die entsprechende Äußerung einer einzelnen Person.

Für die Erfüllung der technischen Anforderungen (Art. 6 Abs. 1c AbfRRL), vergleichbar mit der Voraussetzung einer rechtmäßigen Verwendung für die Einstufung mineralischer Materialien als Nebenprodukt (Art. 5 Abs. 1d AbfRRL), ist nach der Rechtsprechung des EuGH erforderlich, dass aufgrund einer vor der Wiederverwendung durchgeführten Qualitätsanalyse eine Einstufung der mineralischen Materialien in eine Qualitätsklasse erfolgt, die sie als geeignet und zulässig für den bestimmten Verwendungszweck feststellen lassen. Darüber hinaus sei die Verwendung der mineralischen Materialien für die Umwelt vorteilhaft und ermögliche mit der konkret vorgesehenen Verwendung die Einhaltung der Abfallhierarchie (PORR-Entscheidung, Rn.58).
Als vierte Voraussetzung (Art. 6 Abs. 1d AbfRRL) wird eine gesicherte Prognose verlangt, dass das verwertete Produkt nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt führt. Danach würde angesichts der Einstufung der mineralischen Materialien in eine bestimmte Qualitätsklasse die Verwendung des Stoffes oder Gegenstands insgesamt nicht zu schädlichen Umwelt- oder Gesundheitsfolgen führen.

Diese Voraussetzungen galten nach Art. 6 Abs. 1 AbfRRL a.F. nur für „bestimmte festgelegte Abfälle“, die anhand bestimmter, zuvor auf der Ebene des EU-Rechts festgelegter spezifischer Kriterien zu beurteilen waren. Sofern solche EU-Kriterien nicht festgelegt waren, konnten die Mitgliedstaaten gemäß Art. 6 Abs. 4 AbfRRL a.F. im Einzelfall entscheiden, ob bestimmte Abfälle unter Berücksichtigung der Rechtsprechung des EuGH nicht mehr als Abfälle anzusehen sind. Nach der Änderung von Art.6 Abs. 1 AbfRRL hatten die Mitgliedstaaten für sämtliche Abfälle das Erreichen des Endes der Abfalleigenschaft vorzusehen.

2.2 Umsetzung der gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben in nationales Recht

2.2.1 am Beispiel der Bundesrepublik Deutschland nach § 5 Abs. 1 KrWG

Insoweit kann festgestellt werden, dass die Vorschrift über das Ende der Abfalleigenschaft in § 5 Abs. 1 Nrn. 1 bis 4 KrWG weitgehend mit der Fassung in Art. 6 Abs. 1 Buchstaben a) bis d) AbfRRL übereinstimmt, und bei bestehenden Unterschieden im Wortlaut die nationale Vorschrift im Lichte der gemeinschaftsrechtlichen Vorschrift auszulegen ist. Bei der Umsetzung von Art. 6 AbfRRL 2008 in das nationale Gesetz hat sich der Gesetzgeber von § 5 Abs. 1 KrWG für ein Modell entschieden, aufgrund dessen die Rechtsfolge bei Erfüllung der Voraussetzungen „selbstexekutiv“ eintritt. Das bedeutet, dass in jedem Einzelfall bei Beurteilung eines Abfalls im Hinblick auf das Vorliegen der Voraussetzungen für das Ende der Abfalleigenschaft das Abfallende von Gesetzes wegen eintritt. Einer behördlichen Feststellung oder des Durchlaufens eines bestimmten Verwaltungsverfahrens bedarf es dazu nicht.
Mithin gilt nach der deutschen Regelung im Kreislaufwirtschaftsgesetz zur Umsetzung von Art. 6 Abs. 1 AbfRRL das Erfordernis einer Einzelfallprüfung und eigenverantwortlichen Entscheidung durch den Abfallerzeuger oder -besitzer.

2.2.2 am Beispiel der Republik Österreich nach § 5 AWG

Nach § 5 Abs. 1 S. 1 AWG ist das Abfallende bei solchen Altstoffen vorgesehen, bei denen die aus ihnen gewonnenen Stoffe unmittelbar als Substitution von Rohstoffen oder von aus Primärrohstoffen erzeugten Produkten verwendet werden, es sei denn, eine Verordnung nach § 5 Abs. 2 AWG oder nach Art. 6 Abs. 2 AbfRRL 2008 bestimme etwas anderes. Nach § 5 Abs. 1 S. 2 AWG wird das Erreichen des Abfallendes für den Fall der Vorbereitung zur Wiederverwendung (§ 2 Abs. 5 Nr. 6 AWG) erst mit dem Abschluss des Verwertungsverfahrens erreicht. Dies gilt unter der Voraussetzung, dass die einschlägigen für Produkte geltenden Anforderungen eingehalten werden (§ 5 Abs. 1 S. 3 AWG).
§ 5 Abs. 1a AWG regelt darüber hinaus die Nachweispflicht der Besitzer des Stoffes oder Produkts hinsichtlich des Endes der Abfalleigenschaft. Dabei sind die Nachweise für die Dauer von sieben Jahren aufzubewahren und auf Verlangen der Behörde vorzulegen.
In § 5 Abs. 2 AWG sind die Voraussetzungen geregelt, unter denen „in Übereinstimmung mit den Zielen und Grundsätzen der Abfallwirtschaft, unter Wahrung der öffentlichen Interessen (§ 1 Abs. 3) und unter Bedachtnahme auf die Vorgaben des Bundes-Abfallwirtschaftsplans“ durch Verordnung bestimmt werden kann, zu welchen Zeitpunkten für welchen Verwendungszweck bei bestimmten Abfällen die Abfalleigenschaft endet. Dabei ist eine solche Verordnung nur zu erlassen, wenn

1 die Sache für einen bestimmten Verwendungszweck eingesetzt werden soll,
2 ein Markt dafür existiert,
3 Qualitätskriterien, welche die abfallspezifischen Schadstoffe berücksichtigen, insbesondere in Form von technischen oder rechtlichen Normen oder anerkannten Qualitätsrichtlinien vorliegen und

4 keine höheren Umweltbelastungen und kein höheres Umweltrisiko von dieser Sache ausgeht als bei einem vergleichbaren Primärrohstoff oder einem vergleichbaren Produkt aus Primärrohstoff.

Dabei sind nach § 5 Abs. 3 AWG entsprechend den Erfordernissen des Umweltschutzes Vorgaben für die Regelungsgegenstände einer solchen Verordnung durch folgende Punkte inhaltlich näher bestimmt:

1 die Konkretisierung (Beschreibung) der Sache,
2 die Festlegung der Verwendungszwecke für den Anwendungsbereich der Verordnung,
3 die Festlegung von Qualitätskriterien entsprechend einem Produkt oder einem Rohstoff und von zulässigen Behandlungsverfahren und -methoden,
4 die Begrenzung abfallspezifischer Schadstoffe,
5 Anforderungen an Managementsysteme zum Nachweis der Einhaltung der Kriterien für das Ende der Abfalleigenschaft einschließlich an die Qualitätskontrolle und Eigenüberwachung sowie gegebenenfalls Akkreditierung,
6 unter Berücksichtigung der Abfallart und der Verwendungszwecke Art, Form und Umfang der Aufzeichnungen gemäß Abs. 5 und Art, Form, Umfang und Übermittlung der Meldungen gemäß Abs. 4 und Abs. 5 und
7 das Erfordernis einer Konformitätserklärung.

§ 5 Abs. 4 AWG regelt darüber hinaus eine Meldepflicht desjenigen, der die Abfalleigenschaft enden lassen will, gegenüber der zuständigen Behörde (Bundesministerium). Der Meldepflichtige nach Abs. 4 hat zusätzlich für jedes Kalenderjahr inhaltlich näher bestimmte Aufzeichnungen zu führen (§ 5 Abs.5 AWG). Die Verordnungsermächtigung in Abs. 2 umfasst darüber hinaus Eintragungspflichten in das elektronische Datenregister zur Identifikation des Abfallersterzeugers und der Standorte sowie über Jahressummenwerte pro Abfallart und darüberhinausgehende Meldepflichten (§ 5 Abs 6 AWG).
Schließlich hat derjenige, der Stoffe, Produkte oder Sachen, die nicht mehr als Abfälle anzusehen sind, einer anderen Rechtsperson übergibt, dem Übernehmer eine Abschrift der Konformitätserklärung zu übergeben (§ 5 Abs. 7 AWG).

Bei Abfällen oder bei den aus ihnen gewonnenen Stoffen mit Eigenschaften, die denjenigen von Rohstoffen oder Produkten aus Primärrohstoffen entsprechen, ist das Abfallende unmittelbar mit der Substitution der Rohstoffe oder deren Verwendung vorgesehen. Ergänzend ist den Erläuterungen zur Recycling-Baustoffverordnung (BMLUFW 2018, S. 21) zu entnehmen, dass Recycling-Baustoffe der verschiedenen Qualitätsklassen die Abfalleigenschaft erst mit dem zulässigen Einsatz bzw. Einbau verlieren. Zu diesen Anforderungen ist festzustellen, dass diese Vorgaben in dem österreichischen Abfallwirtschaftsgesetz für das Abfallende die gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben überschreiten, jedenfalls nicht zutreffend abbilden. Denn nach Art. 6 AbfRRL setzt das Abfallende abschließend nur das Durchlaufen eines Verwertungsverfahrens und das Erfüllen der weiteren vier Voraussetzungen voraus. Nur diese Vorgaben haben die Adressaten der Vorschrift bei der Beurteilung des Endes der Abfalleigenschaft zu beurteilen.
Dagegen sehen die Regelungen einerseits das Ende der Abfalleigenschaft in Form einer Fiktion bis zur Verwendung im Rahmen der Substitution von Rohstoffen (§ 5 Abs. 1 S. 1 AWG), also grundsätzlich erst zu einem späteren Zeitpunkt, nämlich mit dem Abschluss des Verwertungsverfahrens vor. Andererseits wird auch noch die Konkretisierung der weiteren Voraussetzungen für die Beurteilung des Abfallendes in die auf der Grundlage der Ermächtigung zu erlassende Verordnung verschoben. Allein durch die Vorschriften des Abfallwirtschaftsgesetzes, das heißt ohne eine Verordnung nach § 5 Abs. 2 und 3 AWG, sind die Voraussetzungen für die Beurteilung des Abfallendes mitgliedstaatlich ganz überwiegend nicht umgesetzt.

2.2.3 am Beispiel untergesetzlicher Vorschriften in der Bundesrepublik Deutschland

Auch bei Nachverfolgen der Genese der Ersatzbaustoffverordnung (Klett et al. 2023, Anlage, Abschnitte 1.1.2 und 1.1.6) hat sich lediglich feststellen lassen, dass in verschiedenen Entwürfen Ansätze für Regelungen auch zu dem Ende der Abfalleigenschaft (§ 19 in den Arbeitsentwürfen vom 31.10.2012, vom 23.07.2015 und vom 06.11.2020) und sogar in der Fassung der Ersatzbaustoffverordnung vom 09.07.2021 (BGBl. I vom 16.07.2021, S. 2569ff.) enthalten waren, die jedoch eine Fiktion nur für eine der vier im Gesetz genannten Voraussetzungen enthielten, sodass daneben immer noch eine auf den Einzelfall abgestellte Prüfung der übrigen Voraussetzungen erforderlich blieb.
Soweit nach § 19 Abs. 2 EBV bei mineralischen Ersatzbaustoffen eine nachteilige Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit und schädliche Bodenveränderungen nicht zu besorgen sind, wenn die einzubauenden mineralischen Ersatzbaustoffe die Anforderungen zur Güteüberwachung und deren Einbau nur in den für sie jeweils zulässigen Einbauweisen erfolgt, konnte damit allein die Voraussetzung nach § 5 Abs. 1 Nr. 4 KrWG erfüllt werden. Danach darf bei Entfallen der Abfalleigenschaft eines Stoffes oder Gegenstandes seine Verwendung insgesamt nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt führen. Infolgedessen verblieb es bei der im Einzelfall erforderlichen Prüfung des Abfallerzeugers oder -besitzers hinsichtlich der Voraussetzungen nach § 5 Abs. 1 Nr. 1 bis 3 KrWG. Diese Feststellung gilt schließlich auch noch für die am 01.08.2023 in Kraft getretene Änderung der Ersatzbaustoffverordnung.
Im Hinblick auf die bisher weiterhin fehlende gesetzliche Vorschrift, mit deren Hilfe mineralische Ersatzbaustoffe einer bestimmten Qualität bei Einhaltung der dafür maßgeblichen Konzentrationsgrenzen für vorgegebene Parameter, der Güteüberwachung und bei Anwendung einer bestimmten Einbauweise das Abfallende erreichen, wird von dem Bundesumweltministerium eine Abfallende-Verordnung für bestimmte mineralische Ersatzbaustoffe vorbereitet (BMUV 2024). Gegen den Entwurf wurden allerdings Bedenken vorgetragen, dass eine Abfallenderegelung für alle mineralischen Ersatzbaustoffe unabdingbar sei. Im Ergebnis ist festzustellen, dass bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt eine über die im Kreislaufwirtschaftsgesetz hinausgehende Vorschrift für das Erreichen des Endes der Abfalleigenschaft bei Recycling-Baustoffen nicht existiert.

2.2.4 am Beispiel untergesetzlicher Vorschriften in der Republik Österreich

Die Recycling-Baustoffverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 27.10.2016 (RBV) sieht unter §§ 14 und 15 Regelungen zum Abfallende von Recycling-Baustoffen vor. Danach wird das Ende der Abfalleigenschaft bei einem Recycling-Baustoff der Qualitätsklasse U-A gemäß Anhang 2 mit der Übergabe durch dessen Hersteller an einen Dritten erreicht. Bei der Qualitätsklasse U-A handelt es sich nach Anhang 2 zur RBV um Gesteinskörnungen für den ungebundenen Einsatz. In Anhang 2 sind außerdem Parameter und Grenzwerte festgelegt. Nach § 14 Abs. 2 RBV haben Hersteller vor der erstmaligen Übergabe an einen Dritten Meldepflichten gegenüber einem bundesrechtlich eingerichteten Register zu erfüllen sowie eine verbindliche Erklärung über die Einhaltung des Vermischungsverbots abzugeben. In Anhang 5 zur RBV sind Aufzeichnungs- und Meldepflichten in Teil I und Vorgaben für elektronische Aufzeichnungen und Meldungen in Teil II vorgesehen.
Darüber hinaus regelt § 15 RBV die Konformitätserklärung des Herstellers über die Durchführung der Qualitätssicherung gemäß § 10 RBV und die Einhaltung der Grenzwerte der Qualitätsklasse U-A.

Die Regelungen der RBV für das Ende der Abfalleigenschaft beziehen sich ausschließlich auf Gesteinskörnungen für den ungebundenen Einsatz der Qualitätsklasse U-A. Andere Qualitätsklassen sind von der Regelung nicht erfasst. Für andere Qualitätsklassen gelten die Voraussetzungen nach § 5 Abs. 1 S. 1 AWG. In dem einzigen geregelten Fall ist Voraussetzung, dass der Hersteller weitergehende Melde- und Registrierungspflichten erfüllt, bevor die erstmalige Übergabe an Dritte erfolgen darf. Diese an die Übergabe des Recycling-Baustoffs aufgestellten Anforderungen sollen entsprechend den gemeinschaftsrechtlichen Regelungen in Abfallende-

Verordnungen nachgebildet worden sein (BMLUFW 2023, S. 21). Der Besitzer eines Stoffes oder Produktes hat in diesem Fall das Abfallende nachzuweisen und auf Verlangen der Behörde vorzulegen (§ 5 Abs. 1a AWG).

2.2.5 Zwischenergebnis

Nach dieser Darlegung der gesetzlichen- und untergesetzlichen Voraussetzungen, unter denen Recycling-Baustoffe das Ende der Abfalleigenschaft erreichen können, ist davon auszugehen

- für die Bundesrepublik Deutschland, dass weiterhin ausschließlich die abstrakte Regelung in § 5 KrWG die Rechtsgrundlage für Einzelfallentscheidungen bildet, zumal auf Grund der Vorschriften der EBV die Fiktion allein für das Erfüllen einer Voraussetzung (§ 5 Abs. 1 Nr. 4 KrWG) gilt, und
- für die Republik Österreich, dass für sämtliche Qualitätsklassen von Recycling-Baustoffen, ausgenommen für die Qualitätsklasse (U-A), in Abweichung von den gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben ausschließlich rohstoff- bzw. produktgleiche stoffliche Anforderungen gelten sollen und in jedem Fall, auch in dem Fall „Vorbereitung zur Wiederverwendung“, der Zeitpunkt der Verwendung für das Abfallende maßgeblich sein soll.

Wenn dieser Befund mit den Feststellungen des EuGH in der Porr-Entscheidung verglichen wird, ist weiter davon auszugehen, dass

- eine Qualitätsprüfung als Durchlaufen eines Verwertungsverfahrens einzustufen ist, die darauf zielt, die Qualität und das Vorhandensein von Schadstoffen oder Verunreinigungen in den mineralischen Materialien zu ermitteln. Dies gelte insbesondere, wenn die Wiederverwendung der mineralischen Materialien keine weitere Vorbehandlung erfordert (PORR-Entscheidung, Rn. 68).
- Eine solche Qualitätsprüfung kann nach den Vorschriften der EBV ebenso wie nach der RBV erfolgen, ist jedoch nicht im Sinne des Durchlaufens eines Verwertungsverfahrens geregelt.
- die weiteren Voraussetzungen für das Abfallende bereits nach Abschluss der Qualitätsprüfung vorliegen (PORR-Entscheidung, Rn. 69), nicht erst bei der Verwendung.

In der Bundesrepublik Deutschland handelt es sich bei den weiteren Voraussetzungen um diejenigen in § 5 Abs. 1 Nr. 1 bis 4 KrWG. Dazu gehört die Möglichkeit der weiteren Verwendung (Nr. 1). Davon ist bei Recycling-Baustoffen mit entsprechender Qualitätsprüfung auszugehen. Dazu gehört weiter, das Bestehen eines Marktes oder einer Nachfrage (Nr.2). Diese Voraussetzung ist im Bereich der mineralischen Recyclingwirtschaft nachweisbar. Weiter ist das Einhalten der Anforderungen, Rechtsvorschriften und Normen (Nr.3) Voraussetzung. Dabei sind lediglich rechtlich bindende Normen zu beachten. Soweit keine spezifischen Rechtsvorschriften die zweckbestimmte Verwendung der Recycling-Baustoffe regeln, sind auch keine Anforderungen ersichtlich, die dem Ende der Abfalleigenschaft entgegenstehen. Die abschließende Voraussetzung „keine schädlichen Auswirkungen auf den Menschen oder die Umwelt“ (Nr. 4) wird im Rahmen der Fiktion erfüllt, soweit die Anforderungen der EBV im Hinblick auf die zulässigen Konzentrationen von Inhaltsstoffen, die Güteüberwachung und die Einbauweise eingehalten werden. Unter diesen Voraussetzungen kann das Abfallende bereits nach Abschluss der Qualitätsprüfung eintreten.

In der Republik Österreich ist die Qualitätsprüfung an den rohstoff- bzw. produktgleichen Anforderungen ausgerichtet bezogen auf die jeweilige Zweckbestimmung des Recycling-Baustoffs (§ 5 Abs. 1 S.1 AWG), die es als Grundlage für die Beurteilung des Abfallendes zu dokumentieren gilt (§ 5 Abs. 2 AWG). Für die insoweit geltenden stofflichen Anforderungen bedarf es ebenso wie in Deutschland einer Einzelfallentscheidung.
Darüber hinaus wird nach den untergesetzlichen Vorgaben allerdings zusätzlich die Erfüllung von Melde- und Registrierungspflichten sowie einer Konformitätserklärung von dem Hersteller verlangt (§ 14 Abs. 2 RBV), insbesondere bevor die Übergabe an den Übernehmer erfolgt. Von solchen Formalkriterien, die für den Umweltschutz irrelevant sind, soll allerdings nach der

Auffassung des EuGH das Erreichen des Abfallendes nicht abhängig gemacht werden dürfen (PORR-Entscheidung, Rn. 70ff.). Dies gilt auch für die Recycling-Baustoffe der Qualitätsklasse U-A.
Zusätzlich sehen sowohl die gesetzlichen als auch die untergesetzlichen Anforderungen für Recycling-Baustoffe ein Abfallende erst für deren Verwendung vor, obwohl das Vorliegen einer Qualitätsprüfung und Erfüllen der weiteren gemeinschaftsrechtlichen Voraussetzungen in Übereinstimmung mit der Entscheidung des EuGH zulässt, von einem Abfallende auszugehen (PORR-Entscheidung, Rn. 69).

Damit ist festzustellen, dass die geltenden Vorschriften sowohl in der Bundesrepublik Deutschland als auch in der Republik Österreich Anforderungen für das Erreichen des Abfallendes bei Recycling-Baustoffen aufstellen, die im Lichte gemeinschaftsrechtlicher Vorgaben auszulegen sind, soweit wie die zuvor festgestellten Abweichungen bestehen. Danach bedarf es ganz überwiegend einer Entscheidung im Einzelfall, um das Abfallende bei Recycling-Baustoffen festzustellen. Dieser Befund steht der politisch geforderten Kreislaufwirtschaft diametral entgegen.

3 AUSBLICK

Im Ergebnis ist als Antwort auf die Ausgangsfragestellung festzustellen, das Recycling-Baustoffe absehbar weiterhin ohne besondere Abfallende-Regelung auskommen müssen oder zumindest nur unter erschwerten Bedingungen das Abfallende im Einzelfall erreichen können. Diese Feststellung wirft die weitere Frage auf, aus welchen Gründen seit mehr als zwei Jahrzehnten das Abfallende mineralischer Materialien nicht endlich einer praktischen Lösung zugeführt wird. Es wird vielfach von Kreislaufwirtschaft gesprochen, allerdings ist der wesentliche Schritt dazu für den innerhalb der Abfallwirtschaft größten Massenstrom bisher nicht vollzogen worden.

In Fachdiskussionen ist immer wieder das Argument zu hören, dass die mineralischen Materialien bei deren Verwendung zu schädlichen Umweltauswirkungen, mithin zu den Altlasten von morgen führen könnten. Diese Besorgnis ist jedoch nicht zu rechtfertigen, wie an der Entwicklung der Vorschriften zumindest in der Bundesrepublik Deutschland belegt werden kann.

Einerseits haben die Anforderungen an Recycling-Baustoffe nach dem Merkblatt M 20 der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA 1997) in der praktischen Anwendung, abgesehen von vorausgegangenen entsprechenden Erlassen in den Bundesländern, bis zum Inkrafttreten der Ersatzbaustoffverordnung nicht zu solchen Altlasten geführt. Andererseits sind die Materialwerte, wie sie zum Beispiel für den Eignungsnachweis der Ersatzbaustoffe (§ 5 Abs. 2 EBV) maßgeblich sind, weiter dadurch verschärft worden, dass sie aus den Geringfügigkeitsschwellenwerten der Grundwasserverordnung abgeleitet worden. Sie weisen wegen der Geringfügigkeit der zu erwartenden Konzentration von Inhaltsstoffen weder eine ökotoxikologische noch eine humantoxikologische relevante Wirkung auf (Klett et al. 2023, Abschnitt II, 2). Dies gilt auch für den praktischen Vollzug infolge der daneben geregelten Güteüberwachung und den Einbauweisen. Damit ist auch den abfallrechtlichen Erwägungen zur Vorsorge Rechnung getragen.

Es gibt offensichtlich keinen Grund, den Recycling-Baustoffen den Weg in die Kreislaufwirtschaft zu verwehren. Packen wir es endlich an!

LITERATURVERZEICHNIS

Abfallbeseitigungsgesetz – AbfG. (1972). Gesetz über die Beseitigung von Abfällen vom 07.06.1972, BGBl. I Nr. 49, S. 87.

Abfallrahmenrichtline – AbfRRL. Richtlinie 2008/98/EG Europäischen Parlaments und des Rates vom 19.11.2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter - Richtlinien, ABl. Nr. L 312, S.3 in geänderter Fassung der Richtlinie (EU) 2018/851 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30.05.2018, ABl. L vom 14.06.2018.

Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002. Gesetz über die nachhaltige Abfallwirtschaft. BGBl. I Nr. 102/2002.Klett, W., Schmitt-Gleser, G., Schnurer, A. (2000). (*ABFALL OHNE ENDE? ODER: ENDE DER ABFALLEIGENSCHAFT DURCH UMWANDLUNG ZU ROHSTOFF)* (Bd. 9). (KÖLN), (DEUTSCHLAND: KIRSTEN GUTKE VERLAG

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMLUFW). (2018). (*ERLÄUTERUNGEN ZUR RE-CYCLING-BAUTOFFVERORDNUNG*) vom 19.03.20218 (WIEN), (ÖSTERREICH)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV). (2024). *Eckpunktepapier zur Abfallende-Verordnung für bestimmte mineralische Ersatzbaustoffe* vom (28.12.2023), Referate T II 4, T II, und T II 1“.

Ersatzbaustoffverordnung – EBV vom 09.07.2021, BGBl. I S. 2598.

Ersatzbaustoffverordnung – EBV. (2023). Erste Verordnung zur Änderung der Ersatzbaustoffverordnung vom ff.13.07.2023, BGBl. I Nr.186, S.1.

Gemeinsame Stellungnahme des Zentralverbandes des Deutschen Baugewerbes (ZDB), des Deutschen Abbruchverbandes (DA), des Hauptverbandes der Deutschen Bauindustrie (HDB), der Bundesgemeinschaft Recycling-Baustoffe (BGRB), des Bundesverbandes Freier Immobilien- und Wohnungsunternehmen (BFW) und des Bundesverbandes Deutscher Wohnungs- und Immobilienunternehmen (GdW) vom 25.1.2024.

Grunwald, A. (2000). *WAS MACHT DEN ABFALL ZU ABFALL?* … ,(Bd. 9, S. 1, 6f.). (KÖLN), (DEUTSCH-LAND: KIRSTEN GUTKE VERLAG

Jarass, H. D., Petersen, F. (2022). (*KOMMENTAR ZUM KrWG*) (MÜNCHEN) (DEUTSCHLAND): BECK VERLAG

Klett, W., Schmitt-Gleser, G., Schnurer, A. (2000). (*ABFALL OHNE ENDE? ODER: ENDE DER ABFALLEI-GENSCHAFT DURCH UMWANDLUNG ZU ROHSTOFF)* (Bd. 9). (KÖLN), (DEUTSCHLAND: KIRSTEN GUTKE VERLAG

Klett, W., Kopp-Assenmacher, S., Hahn,T. (2023). Rechtsgutachten im Auftrag des Zentralverbandes des Deutschen Baugewerbes e. V., des Deutschen Abbruchverbands und der Bundesgemeinschaft Recycling-Baustoffe e. V. *ZU DEN AUSWIRKUNGEN DER PORR-ENTSCHEIDUNG DES EUGH AUF DIE AUSLE-GUNG DER GESTZLICHEN VORSCHRIFTEN FÜR NEBENPRODUKTE UND FÜR ENDE DER AB-FALLEIGENSCHAFT UNTER BESONDERER BERÜCKSICHTGUNG DER ERSATZBAUSTOFFVER-ORDNUNG*

Kreislaufwirtschaftsgesetz – KrWG. (2012). Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen vom 24.02.2012, BGBl. I S.212.

Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG vom 27.09.1994, BGBl. I Nr. 66 vom 06.10.1994, S. 2705.

Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) (1997). ANFORDERUNGEN AN DIE STOFFLICHE VERWER-TUNG VON MINERALISCHEN RESTSTOFFEN/ABFÄLLEN – TECHNISCHE REGELN, ERICH SCHMIDT VERLAG.

Rat der europäischen Gemeinschaften. (1975). Richtlinie 75/442/EWG des Rates über Abfälle vom 15.07.1975, ABl. L 194, S. 47.

Recycling-Baustoffverordnung – RBV. (2015) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Pflichten bei Bau- oder Abbruchtätigkeiten, die Trennung und die Behandlung von bei Bau- oder Abbruchtätigkeiten anfallenden Abfällen, die Herstellung und das Abfallende von Recycling-Baustoffen vom 29.06.2015, BGBl. II Nr. 181/2015.

Recycling-Baustoffverordnung – RBV. (2016). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirt-schaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, mit der die Recycling-Baustoffverordnung geändert wird, BGBl. II vom 27.10.2016, Nr. 290, S.1ff.

KONTAKT

Prof. Dr.-Ing. Wolfgang Klett, Rechtsanwalt
wolfgang.klett@kunzrechtsanwaelte.de
0221 921801-760/0171 4303063
Kompetenzteam Umwelt Klima Energie
Kunz Rechtsanwälte, Büro Köln
https://www.kunzrechtsanwaelte.de

Möglichkeiten zur Gestaltung von Abfallendebestimmungen

Thomas Kasper[1]
[1)] PORR Umwelttechnik GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Der vorliegende Beitrag beleuchtet das Rechtsinstrument des Abfallendes und dessen Bedeutung in der Kreislaufwirtschaft, um Dinge, die einmal zum Abfall geworden sind wieder als Produkt, außerhalb des Abfallrechts in Verwendung zu bringen. Dazu wird die österreichische Rechtslage mit der unionsrechtlichen Grundlage beschrieben. Nach Erläuterung der unionsrechtlichen Abfallendebestimmungen und deren Umsetzung in nationales Recht, werden Lösungsvorschläge diskutiert, um den geänderten Anforderungen an das Abfallrecht gerecht zu werden. Gut ausgewogene und praxisnahe Abfallende-Bestimmungen stellen einen wesentlichen Bestandteil zur Transformation in eine zirkuläre Wertstoffwirtschaft dar. Ziel dieses Beitrags ist es zeitgemäße Abfallende-Bestimmungen zu schaffen, die einerseits der Ressourcenschonung und andererseits einem ausgewogenen Umweltschutz gerecht werden. Als zentrale Herangehensweise, um ein ausgeglichenes Verhältnis zwischen Umwelt und Wirtschaft im Lichte einer Kreislaufwirtschaft herzustellen, wird der stoffliche Ansatz abgeleitet und vertieft.

1 EINLEITUNG

Ein Material, ein Stoff, ein Gegenstand wird sehr schnell zum Abfall, bloß weil es an einem Ort oder zu einem Zeitpunkt aktuell keinen Bedarf mehr hat. Dann greift das Abfallrecht zum Schutze der Umwelt und des Menschen und schränkt die freie Verwendung des Stoffes ein und verantwortet das Material unter die Kontrolle der Abfallbehörden. Das Material wieder aus dem Abfallrecht zu entlassen, um es wieder einer Verwendung zuzuführen, bedarf eines Abfallendestatus, der an verschiedene Rahmenbedingungen und Voraussetzungen geknüpft ist. Diese sind nicht immer einfach und unbürokratisch zu erfüllen. Abfallende stellt aber eine rechtliche Notwendigkeit dar, um einen Stoff in Verwendung zu halten und ihn frei weiter geben zu können, um die Wirtschaft iSe Kreislaufwirtschaft hinkünftig zirkulär zu gestalten.

Ein Stoff im Abfallrecht, ein Abfall, unterliegt einer Reihe von rechtlichen Bestimmungen, die die Verwendung und Weitergabe an abfallrechtliche Genehmigungen der handelnden Personen einerseits an abfallrechtliche Genehmigungen der verwendeten Anlagen andererseits knüpfen. Zusätzlich sind analytische Untersuchungen und abfallrechtliche Einstufungen der Materialien vorgesehen, um die möglichen Verwendungswege zu definieren und gleichzeitig alle anderen Verwendungen zu untersagen. Die Verwendungen, die Übergaben und der Verbleib von Abfällen sind vom jeweils verantwortlichen und dazu berechtigten Abfallbesitzer zu dokumentieren, aufzuzeichnen und an die Behörden zu melden. Die Behörden wiederum sind zu entsprechenden Kontrollen verpflichtet, Fehler werden mit Verwaltungsstrafen oder Abgaben geahndet.

Dieses System hält einerseits den Großteil der Wirtschaftsteilnehmer vom Umgang mit Abfällen fern, andererseits werden Stoffströme ausgeschleust oder aus bloßer Rechtsunsicherheit bei Weiterverwendung oder Wiederverwertung aus der Verwendung und somit aus dem Stoffkreislauf, selbst bei technischer Eignung, entlassen.

2 ABFALLENDE

Abfallendebstimmungen finden ihre europarechtliche Grundlage in Artikel 6 Abfallrahmenrichtlinie, der von den Mitgliedstaaten in nationales Recht umgesetzt werden muss. In Österreich finden sich die diesbezüglichen Umsetzungen in §5 Abfallwirtschaftsgesetz 2002.

2.1 Abfallende im Unionsrecht

Mit der Neuformulierung der Abfallendebestimmungen in Art 6 Abfallrahmenrichtlinie sind beim „Ende der Abfalleigenschaft“ die Mitgliedstaaten aufgefordert Maßnahmen zu treffen, um Abfallendebestimmungen zu erstellen bzw. das Abfallende zu ermöglichen.

Als *Maßnahmen* versteht der Richtliniengesetzgeber in diesem Zusammenhang den Erlass von Rechtsvorschriften zur Umsetzung dieser Bedingungen, die Einführung von material- und anwendungsspezifischen Kriterien für das Ende der Abfalleigenschaft, die Erstellung von Leitlinien sowie Einzelfallentscheidungen.

Die Rahmenbedingungen für Abfallendekriterien in Art 6 lit a-d blieben weitgehend unverändert, lediglich lit a wurde umformuliert. An dieser Stelle ist es nicht mehr erforderlich, dass der Stoff bereits *für bestimmte Zwecke verwendet* wird, er also bereits in Anwendung steht, es ist lediglich erforderlich, dass er *für bestimmte Zwecke verwendet werden soll.* Es reicht also eine geplante, in der Zukunft liegende Verwendung, um diese erste Bedingung zu erfüllen.

Die restlichen drei Bedingungen litera b bis d blieben unverändert. Es muss also ein Markt oder eine Nachfrage nach diesem Stoff bestehen (b), der Stoff muss den technischen Anforderungen für den geplanten Zweck erfüllen und er muss dieselben Normen wie Primärrohstoffe, die für diesen Zweck verwendet werden, erfüllen (c). Letztlich darf die Verwendung dieses Materials zu keinen Umweltschäden führen (d).

Absatz 2 des Artikel 6 ARRL kann als Bedarfsgesetzgebungskompetenz der Kommission gedeutet werden. Erachtet es die Kommission als erforderlich, unionsweit einheitliche Bestimmungen zum Abfallende für eine Abfallart zu erlassen, kann die Kommission unter Berücksichtigung der in litera a bis e festgelegten Kriterien eine Abfallendeverordnung verabschieden.

Hier finden wir die Grundlagen für eine Abfallendeverordnung, die durch die Kommission in Form eines Durchführungsaktes erlassen wird. Die Grundlagen verfolgen das Ziel, der Forderung, dass Abfälle, die nicht mehr als Abfälle gesehen werden sollen, den Rechtsvorschriften für Abfälle, Chemikalien und Produkte entsprechen müssen, gerecht zu werden. Außerdem kann vom Ende der Abfalleigenschaft erst ausgegangen werden, wenn er die einschlägigen Vorschriften für Produkte einhält.

Während Absatz 2 des Artikel 6 regelt, unter welchen Umständen und Rahmenbedingungen die Kommission Abfallendeverordnungen erlassen darf, regelt Absatz 3 wann Mitgliedstaaten ermächtigt sind derartige Rechtsakte zu verabschieden. Die Mitgliedstaaten sind dann berufen Abfallendeverordnungen zu beschließen, wenn dies die Kommission auf Unionsebene noch nicht getan hat. Dabei sind einerseits die Kriterien des Absatz 1 als auch die Bedingungen gemäß Absatz 2 lit a-e zu berücksichtigen.

Absatz 4 regelt wie vorgegangen wird, wenn weder auf Unionsebene noch auf nationaler Ebene Abfallendebestimmungen getroffen wurden:

Gibt es weder auf Unions- noch auf nationaler Ebene generelle Bestimmungen kann auch in Einzelfallentscheidungen über das Abfallende entschieden werden. Dieser Entscheidung sind ebenfalls die Kriterien aus Absatz 1 und Absatz 2 litera a-e zugrunde zu legen. In Österreich wäre eine solche Einzelfallentscheidung im Rahmen eines Feststellungsverfahren nach § 6 AWG 2002 denkbar, der VwGH hat jedoch in der Rechtssache Sodaasche vom 20. Oktober 2022 (Ra 2021/07/0068) festgestellt, dass Österreich Art 6 Abs 4 Abfallrahmenrichtlinie gerade nicht umsetzen wollte und von seiner Freiheit der Nichtumsetzung Gebrauch gemacht hat.

Abschließend wurde dem Artikel 6 ARRL ein neuer Absatz 5 hinzugefügt. Hier werden Regeln für das Inverkehrbringen von Abfallende-Materialien getroffen. Einerseits muss ein Abfall die Bedingungen des Abfallrechts in concreto die Bedingungen gemäß Absatz 1 erfüllen, andererseits muss ein Stoff, der als Nicht-Abfall Inverkehr gebracht wird, die Rechtsvorschriften für Chemikalien und Produkte einhalten. Dafür ist gemäß Absatz 5 derjenige verantwortlich, der das Material verwendet oder Inverkehr bringt, also jener der das Material erstmalig auf dem Markt der Union bereitstellt.

2.2 Abfallende im österreichischen Recht

Ist eine Sache zu Abfall geworden, kann die Abfalleigenschaft nur entsprechend § 5 AWG 2002 enden. Gemäß § 5 AWG 2002 tritt das Ende der Abfalleigenschaft zu dem Zeitpunkt ein der durch eine Verordnung gemäß § 5 Abs. 2 AWG 2002 oder eine EU-Verordnung gemäß Art. 6 Abs. 2 der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle für diesen Abfall festgelegt ist. Besteht keine nationale oder unionsrechtliche Abfallende-Verordnung für den Abfall, so gilt der Abfall (Altstoff) so lange als Abfall, bis der oder die aus ihm gewonnenen Stoffe unmittelbar zur Substitution von Rohstoffen oder von aus Primärrohstoffen erzeugten Produkten verwendet werden. Im Falle einer Vorbereitung zur Wiederverwendung ist das Ende der Abfalleigenschaft mit dem Abschluss dieses Verwertungsverfahrens erreicht. Das Ende der Abfalleigenschaft kann dabei nur erreicht werden, wenn die einschlägigen, für Produkte geltenden Anforderungen eingehalten werden.

§ 5 AWG 2002 setzt Art 6 der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle um. Dieser sieht vor, dass, sofern keine unionsrechtliche Abfallende-Regelungen für einen bestimmten Abfall festgelegt sind, die Mitgliedstaaten, sofern diese bei einem Abfall die Abfalleigenschaft enden lassen wollen, das Ende der Abfalleigenschaft eines Abfalls durch eine nationale Regelung mit allgemeiner Geltung festlegen können. Jedenfalls haben die national festgelegten Kriterien die Bedingungen des Art. 6 Abs. 1 und die Anforderungen des Art. 6 Abs. 2 zu erfüllen.

§ 5 AWG 2002 definiert das Abfallende für das österreichische Abfallrecht. Hier werden, wie erwähnt, vier Möglichkeiten des Abfallendes für österreichische Abfälle beschrieben:
1. Unionsweite Abfallendeverordnung
2. Nationale Abfallendeverordnung
3. Unmittelbare Substitution von Primärrohstoffen (direkte Verwertung)
4. Vorbereitung zur Wiederverwertung

Dies hat der VwGH auch so in seinem Erkenntnis vom 20. Oktober 2022, Ra 2021/07/0068 festgehalten. Eine Option der Einzelfallentscheidung wie in Art 6 Abs 4 ARRL beschrieben, gibt es in Österreich eben nicht. Abs 4 des Art 6 ARRL eröffnet den Mitgliedstaaten bei Fehlen einer unionsrechtlichen und nationalen AbfallendeVO die Möglichkeit, eine Einzelfallüberprüfung des Abfallendes vorzusehen. Das ist aber in Österreich eben nicht explizit erfolgt.

Mangels einer solchen Umsetzung im österreichischen Abfallrecht sind die Möglichkeiten des Abfallendes taxativ auf die vier erwähnten Wege eingeschränkt.

Sollen Abfallendemöglichkeiten im Sinne der Transformation der europäischen Wirtschaft in eine Recyclingwirtschaft oder gar in eine Kreislaufwirtschaft erweitert werden und für die Weiterverwendung von Abfällen im Stoffkreislauf Rechtssicherheit geschaffen werden, bedarf es der Schaffung eines Verfahrensrecht für die Feststellung des Abfallendes im Einzelfall. Im österreichischen AWG 2002 bedarf es hierfür einer Anpassung des § 6 AWG 2002. Dort können die unionsrechtlichen Möglichkeiten des Art 6 Abs 4 ARRL ihre Umsetzung finden, um die aus dem Kreislaufwirtschaftspaket der EU resultierenden Intentionen zu realisieren. Die Verankerung im § 6 AWG 2002 gibt den Abfallbehörden die Möglichkeiten im Rahmen von Feststellungsbescheiden nicht nur über die Abfalleigenschaft sondern auch über ein allfälliges Erreichen des

Abfallendes abzusprechen. Diese Möglichkeit kann die für die Weiterentwicklung einer Kreislaufwirtschaft erforderliche Rechtssicherheit und Kontrollmöglichkeit für die Verwendung von Stoffen, die bei Prozessen anfallen und möglicherweise zu Abfällen geworden sind, im Sinne des stofflichen Ansatzes, für Verwendungen, für die sie geeignet sind, bieten.

2.3 Der stoffliche Ansatz als Voraussetzung für das Abfallende

Der Kern eines Abfallendes liegt darin, dass ein Stoff, der zum Abfall geworden ist, für eine weitere Verwendung, nach einer allfälligen Vorbehandlung, geeignet und nachgefragt ist. Das wird insbesondere in § 5 Abs 2 Z 1-3 AWG 2002 deutlich, wenn dort für eine Abfallendeverordnung gefordert wird, dass Verwendungszweck (Z1), Markt (Z2) und Qualitätskriterien (Z3) vorliegen müssen. Darüber hinaus darf von dem Stoff keine Gefahr für die Umwelt ausgehen (Z4).

Den Kriterien für ein Abfallende liegt somit ein „stofflicher Ansatz" zugrunde. Zentrales Element ist die Verwendung des Stoffes für einen bestimmten Zweck. Es sind also die Eigenschaften des Stoffes oder des Gegenstandes den (technischen) Anforderungen des Zwecks, der Verwendung bzw der Anwendung gegenüberzustellen. Es geht sohin um eine Kombination von stofflicher Zusammensetzung des Stoffes einerseits und stofflicher Anforderung der Verwendung bzw. der Nutzung andererseits. Erfüllt der Gegenstand die stofflichen Eigenschaften für die Nutzung kann iSe Abfallendes von der Betrachtung des Stoffes als Abfall abgesehen werden.

Dieser Ansatz stellt europarechtlich den zentralen Zugang zu Beurteilung der Abfalleigenschaft dar und ist Schlüssel für eine nationale Umsetzung im Abfallrecht der Mitgliedstaaten, um der Umstellung unseres Wirtschaftssystem in eine zirkuläre Wirtschaft den Weg zu ebnen.

Dieser Ansatz ist auch im Art 6 Abs 1 ARRL zu erblicken. Hier geht es ausschließlich um die Kriterien der Eigenschaften des jeweiligen Stoffes oder Gegenstandes, während § 5 Abs 1 AWG 2002 auf die unmittelbare Substitution eines Primärrohstoffes, also die direkte Verwendung des Stoffes abstellt.

Nach der ARRL und der Judikatur des EuGH reicht es für den Verlust der Abfalleigenschaft, aus, dass Stoffe, allenfalls nach einem entsprechenden Behandlungsverfahren, wieder produktähnliche Eigenschaften aufweisen. Ist dies der Fall, so geht die Abfalleigenschaft allein dadurch wieder verloren, nicht erst dann, wenn marktfähige Produktsubstitute unmittelbar einem Produktionsprozess bzw einer Verwendung zugeführt werden. (So auch Christian M. Piska, Abfall oder Nebenprodukt?, RdU-UT 2007/7)

Eisenberger fasst zusammen, dass *„nach österreichischer Auslegung das Abfallende mit der tatsächlichen Verwendung des Materials eintritt und nicht, wie es die ARRL vorsieht, mit der Möglichkeit, das Material zu verwenden."* (Martin Eisenberger) (Martin Eisenberger in „Abfallende – jetzt ist ein Ende in Sicht!"; RdU-U&T 2022/13)

Unter den stofflichen Eigenschaften eines Materials ist die Gesamtheit seiner materiellen Eigenschaft zu verstehen, die für die weitere Verwendung entscheidend sind. Die stofflichen Eigenschaften erstrecken sich von der chemischen Zusammensetzung, über den mineralogischen Aufbau bis hin zu physikalischen und mechanischen Eigenschaften wie Sieblinie, Verdichtbarkeit oder Druckfestigkeiten. Es geht zusammenfassend um alle Eigenschaften, die für die intendierte Verwendung entscheidend sind.

Der „stoffliche Ansatz" als objektiver Kern zum Abfallende oder zur Einstufung als Nebenprodukt liegt in der Übereinstimmung der stofflichen Eigenschaften eines Materials mit den Anforderungen an den Stoff, die von der Verwendung an das Material gestellt werden. Die Übereinstimmung der Materialqualitäten mit den Anforderungen stellt die Grundvoraussetzung für die objektive Eignung des Materials und somit für eine Nachfrage (Markt) nach dem Stoff dar. Die Nachfrage kann

auch als contrarius actus zur Entledigungsabsicht interpretiert werden. Die Idee des stofflichen Ansatzes kann in einer Reihe von abfallrechtlichen Bestimmungen erblickt werden und findet sich in einer Reihe von höchstgerichtlichen Entscheidungen wieder.

3 ABFALLENDE IN DER KREISLAUFWIRTSCHAFT

Im Hinblick auf die Regelungen und Einschränkungen des Abfallrechts für die Weitergabe und die Verwendung von Sekundärrohstoffen, die grundsätzlich als Abfälle einzustufen sind, bekommt das rechtliche Instrument des Abfallendes für die Kreislaufwirtschaft eine zentrale Bedeutung, um die dort definierten Ziele erreichen zu können. Ein Abfall bleibt solange Abfall, bis er qua Abfallendeverordnung oder qua Vorbereitung zur Wiederverwertung oder aber auch nach zulässiger stofflicher Verwertung, also direkter Substitution von Primärrohstoffen, seine Abfalleigenschaft verliert.

Bis dahin darf dieser Stoff nur an gemäß Abfallrecht (arg § 24a AWG 2002) Berechtigte übergeben werden. Dazu einige Beispiele: Ein bloß gewerberechtlich befugter Baumeister (ohne §24a – Genehmigung) darf zB keinen Bodenaushub oder Recyclingbaustoff (außer mit Qualitätsklasse U-A) übernehmen und auf seiner Baustelle verwenden. In einer bergbaurechtlich genehmigten Kiesaufbereitungsanlage (MinROG) darf kein schottriger Aushub (Baustellenkies) von einer nahegelegenen Baustelle mitbehandelt werden. Dazu wäre gar eine abfallrechtliche Anlagengenehmigung gem § 37 AWG 2002 erforderlich. In einer Produktionsstätte, die nach Gewerberecht genehmigt ist, dürfen keine Sekundärrohstoffe eingesetzt werden solange diese Abfälle iSd AWG 2002 darstellen.

Anhand dieser Beispiele wird rasch ersichtlich wie bedeutend das Rechtsinstitut des Abfallendes für das Gelingen einer Kreislaufwirtschaft ist.

Im Falle einer Vorbereitung zur Wiederverwendung im Sinne von § 2 Abs. 5 Z 6 AWG 2002 ist das Ende der Abfalleigenschaft mit dem Abschluss dieses Verwertungsverfahrens erreicht.

Gemäß § 2 Abs. 5 Z 6 AWG 2002 *„ist „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ jedes Verwertungsverfahren der Prüfung, Reinigung oder Reparatur, bei dem Produkte sowie Bestandteile von Produkten, die zu Abfällen geworden sind, so vorbereitet werden, dass sie ohne weitere Vorbehandlung wiederverwendet werden können.“*

Der EuGH Rsp zum Abfallende von Bodenaushub folgend, wo die Vorbereitung zur Wiederverwendung als geeignetes Verwertungsverfahren für Bodenaushub und somit als geeignetes Instrument für ein Abfallende beschrieben wurde, bildet die Information über die Eigenschaften des Materials die Grundlage für ein vorzeitiges Abfallende bzw. für einen Verzicht des Abfallbegriffs. Ist das Fehlen der subjektiven Abfalleigenschaft, mangels Entledigungsabsicht, dokumentiert und aufgrund einer in Aussicht stehender Folgenutzung evident, kann in weiterer Folge und Konsequenz auf die Behandlung als Abfall verzichtet werden.

Zur effektiven Weiterentwicklung einer Kreislaufwirtschaft liegt daher der nächste Schritt auf der Hand. Solange ein Stoff, ein Material, ein Gegenstand stofflich geeignet und umweltchemisch unbedenklich ist, dadurch eine Nutzung in Aussicht steht bzw. gewiss ist, soll zwischen Nutzung und Folgenutzung, also zwischen den Lebenszyklen eines Stoffes das Abfallrecht erst gar nicht greifen. Somit unterläge ein Stoff erst bei Ausscheiden aus dem Stoff- bzw. Nutzungskreislauf dem Abfallrecht und erst dann müssten die Kriterien des Abfallendes in Betracht gezogen werden.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Das Thema Abfallende ist ein facettenreiches, um nicht zu sagen ein schillerndes Thema. Es stellt die schwer verschlossene und gut gehütete Tür aus dem Abfallrecht zurück in die Welt der Verwendung, des Produkts und der „freien Wirtschaft“ dar. Es ist außerdem der Grenzbereich zwischen abfallrechtlicher Kontrolle und (scheinbar) produktrechtlicher Freiheit. Das Abfallrecht trägt die Verantwortung über den Schutz der Gesundheit und der Umwelt, weshalb die Freigabe eines Materials aus dem abfallrechtlichen Rahmen auch eine Aufgabe von Kontrolle und somit eine Herabsenkung des Umweltschutzniveaus bedeutet oder bedeuten kann. Hohe Hürden formaler Natur oder technischer Art, bedeuten auch hohe wirtschaftliche Hürden einen Abfall zum Nicht-Abfall machen zu können und führt letztlich dazu, dass ein Material eher der Entsorgung zugeführt und so dem Stoffkreislauf entzogen wird. Schadstoffe sollen dem Stoffkreislauf entzogen werden, Wertstoffe hingegen nicht, diese sollen im Sinne einer Kreislaufwirtschaft erhalten und verfügbar bleiben. In diesem Spannungsfeld befindet sich das Rechtsinstrument des Abfallendes und hat deshalb hohe Bedeutung und bietet hohes Diskussionspotential. Der Wandel zu einer Kreislaufwirtschaft, um das Potential unserer Stoffströme zu heben, erfordert jedenfalls neue Zugänge und Prozesse, in technischer wie in rechtlicher Hinsicht. Das Abfallende hat entscheidende Bedeutung, wollen wir das Abfallrecht zu einem Kreislaufwirtschaftsrecht weiterentwickeln.

LITERATURVERZEICHNIS

Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002) idgF

Eisenberger M., „Abfallende – jetzt ist ein Ende in Sicht!“; RdU-U&T 2022/13

Piska Ch., Abfall oder Nebenprodukt?, RdU-UT 2007/7

Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien (Abfallrahmenrichtlinie)

KONTAKT

Dipl.-Ing. Mag.iur. Thomas KASPER
thomas.kasper@porr.at
+43-664-6261556
Abfallmanagement & Entwicklung / Abteilungsleiter
PORR Umwelttechnik GmbH
www.put.at

Die Strategische Umweltprüfung als Methode der abfallwirtschaftlichen Planung am Beispiel Wien

Florian Huber & Ulrike Volk
Magistrat der Stadt Wien, MA 48 – Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und Fuhrpark, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Langfristige, strategische Planungen sind erforderlich, um sicherzustellen, dass die Abfallwirtschaft die aktuellen und zukünftigen Anforderungen erfüllen kann. Wichtige Planungsinstrumente hierfür sind der Wiener Abfallwirtschaftsplan und das Wiener Abfallvermeidungsprogramm (AWP & AVP). Beide Pläne werden im Rahmen einer Strategischen Umweltprüfung (SUP) erarbeitet. Im Zuge dessen werden erhebliche Auswirkungen, die die Umsetzung des Abfallwirtschaftsplans auf die Umwelt bzw. auf die Schutzgüter hat, ermittelt, beschrieben und bewertet. Neben der Ableitung von Maßnahmen aus den Zielen und Mengenprognosen werden im Bedarfsfall auch verschiedene Alternativen geprüft und untersucht, um die aus technischer, ökologischer und ökonomischer Sicht beste Alternative zu finden. Eine Besonderheit der Wiener SUP ist die starke Einbeziehung der qualifizierten Öffentlichkeit, die über die rechtlichen Vorgaben hinausgeht. In jeder Planungsphase werden externe Expert*innen einbezogen und die Möglichkeit zur Mitarbeit geboten.In Wien wird diese Form der SUP bereits seit 2006 erfolgreich eingesetzt. Die SUP für die Planungsperiode 2025-2030 wird derzeit durchgeführt.

1 EINLEITUNG

Die Stadt Wien arbeitet seit 2023 an der Erstellung des Wr. AWP & AVP 2025-2030. Im Zuge der gemäß Wiener Abfallwirtschaftsgesetz dafür vorgesehenen SUP werden auch Planungsalternativen untersucht und so die besten Lösungen für die Wiener Abfallwirtschaft ausgewählt. Die Planungen konzentrieren sich in der laufenden SUP auf Themen der Wiener Abfallwirtschaft, bei denen weitere Verbesserungspotentiale sinnvoll ausgeschöpft werden können und daher Maßnahmen zur weiteren Optimierung gesetzt werden sollen.

2 ABLAUF DER SUP ZUM WR. AWP & AVP 2025-2030

In der SUP zum Wr. AWP & AVP wird eine breite Beteiligung der Öffentlichkeit und der relevanten Stakeholder*innen gelebt. Durch deren frühzeitige Einbindung können die geplanten Maßnahmen in einem breiten Konsens mitgetragen und auch gemeinsam umgesetzt werden (siehe Abb. 1). In vier Workshops erarbeitete das SUP-Team (Vertreter*innen der Stadt, NGOs, Wissenschaft etc.), fachlich begleitet von mehreren Kleingruppensitzungen, den Zwischenbericht des AWP & AVP 2025–2030. Der Zwischenbericht diente als Vorlage für den Feedback-Workshop, zu welchem weitere Organisationen und Expert*innen eingeladen waren. Auf Basis der Rückmeldungen beim Feedback-Workshop wurden die Entwürfe des Wr. AWP & AVP 2025-2030, des Umweltberichts und des Ist-Zustandsberichts für die öffentliche Auflage im Zeitraum 17.06.-11.08.2024 fertiggestellt. Nach der Einarbeitung der eingelangten Stellungnahmen werden die Pläne als fachliche Empfehlung zur Beschlussfassung an die Wiener Landesregierung übermittelt.

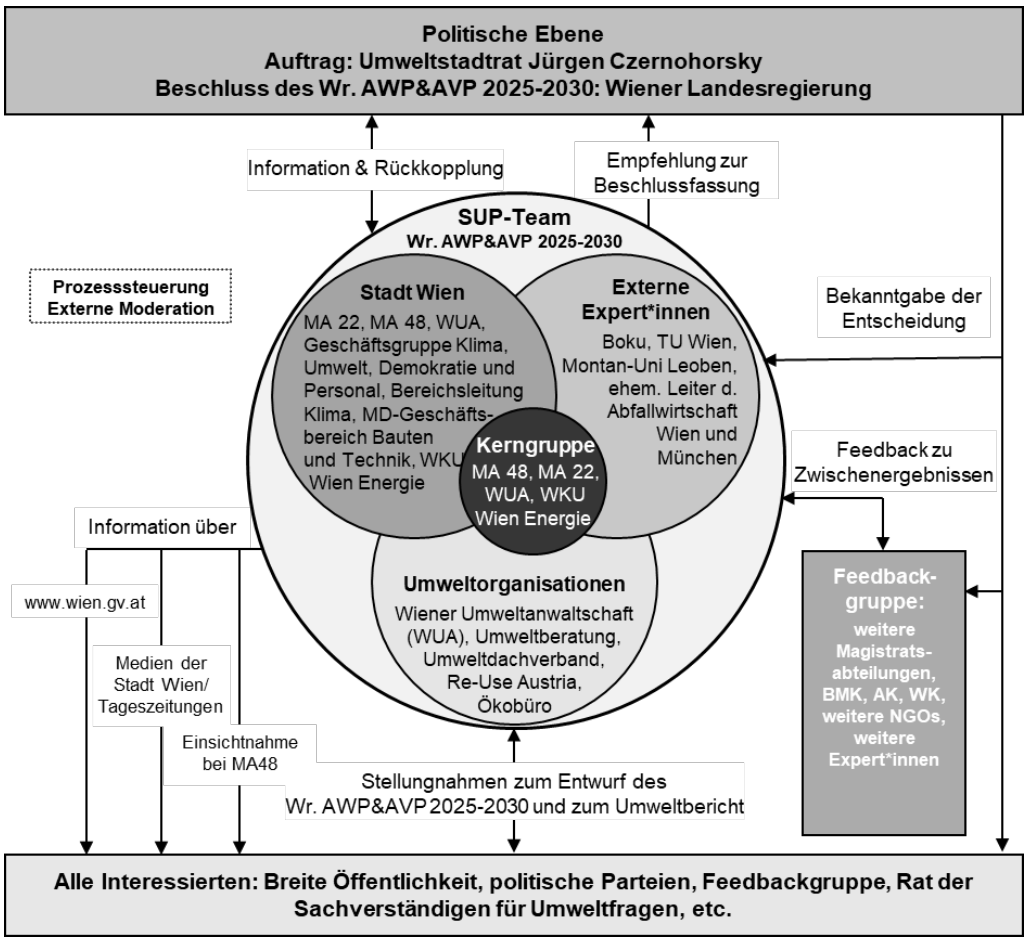


Abb. 1: Schema des SUP-Prozesses zum Wr. AWP & AVP 2025-2030

3 ZIELE UND IST-ZUSTAND

Es wurden sowohl Ziele, die die Abfallwirtschaft betreffen, als auch spezifische Umweltziele festgelegt. Durch die möglichst vollständige Verwertung von nicht vermeidbaren Abfällen kann die Vision einer Stadt ohne Verschwendung verwirklicht werden. Dabei sollen aus Abfällen so viele Wertstoffe und/oder Energie wie möglich zurückgewonnen werden. Die gesicherte Sammlung, Behandlung und Entsorgung des Wiener Abfalls soll jederzeit gewährleistet sein. Bis 2040 wird die Wiener Abfallwirtschaft klimaneutral. Schadstoffeinträge in die Umwelt sollen so gering wie möglich sein.
Im Zuge der SUP wurde der Ist-Zustand der Wiener Abfallwirtschaft erhoben und analysiert. Die Stadt Wien verzeichnet ein beachtliches Bevölkerungswachstum deutlich über dem österreichischen Durchschnitt. Ein weiterer wesentlicher Einflussfaktor auf die Abfallwirtschaft sind die rechtlichen Rahmenbedingungen, die immer höhere Recycling-Ziele enthalten. Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, betreibt die Stadt Wien umfassende Maßnahmen der Abfallvermeidung, Abfallberatung und Öffentlichkeitsarbeit. Obwohl die Wiener Abfallwirtschaft bereits viele positive Effekte auf die Umwelt hat, strebt die Stadt Wien an, die Abfallwirtschaft noch weiter zu verbessern um die Belastung von Umwelt, Ressourcen und Klima zu reduzieren.

4 ABFALLMENGENPROGNOSEN, KAPAZITÄTS- UND RISIKOMANAGEMENT

Für die mengenmäßig relevantesten Abfallfraktionen wurden im Rahmen Mengenprognosen bzw. mittlere jährliche Veränderungsraten definiert (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Entwicklungsprognosen ausgewählter Abfallfraktionen

Abfallfraktion	Prognostizierte Abfallmenge für das Jahr 2030 [t]	prognostizierte jährliche Veränderung [%]
Restmüll	597.000	+0,20%
Sperrmüll	78.000	+1,50%
Spitalsabfälle	23.000	+1,70%
Brennbare Baustellenabfälle	47.000	+2,90%
Straßenkehricht	15.000	-0,30%
Bioabfall und Baum- und Strauchschnitt	128.000	+1,10%
Küchen- und Speiseabfälle	20.000	+0,90%
Sonstige vergärbare Abfälle	34.000	+1,70%
Altholz (exkl. Baum- und Strauchschnitt)	121.000	+1,50%
Altpapier	95.000	-0,80%
Altglas (weiß und bunt)	38.000	+1,10%
Leichtverpackungen	16.000	+3,20%
Alttextilien	9.000	+5,40%
Verbrennungsrückstände	214.000	±0,00%

Auf Grundlage der Mengenprognosen wurde der Bedarf an Abfallbehandlungsanlagen und Deponien, eine Beurteilung über die Notwendigkeit der Stilllegung von Anlagen und eine Beurteilung der Notwendigkeit zusätzlicher Anlageninfrastruktur für den Entwurf des Wr. AWP & AVP 2025-2030 abgeleitet.

- Da der Bedarf an Kapazitäten für die Verbrennung von Klärschlamm gesunken ist, wird einer der drei für diesen Zweck vorgesehenen Wirbelschichtöfen (WSO 2) außer Betrieb genommen. Die Errichtung einer Anlage zur Rückgewinnung von Wertstoffen aus Klärschlammasche wird hingegen empfohlen.
- Die Kapazität der Biogasanlage wird auf bis zu 50.000 t/a verdoppelt, um die in Wien anfallenden, vergärbaren Abfälle zu einem größeren Anteil in Wien verwerten und mehr Biogas erzeugen zu können.
- Eine Erhöhung der Deponie Langes Feld (auf der bereits bestehenden Deponiefläche) um 23 m von derzeit 52 m auf rd. 75 m wird empfohlen, um die Entsorgungssicherheit und Autarkie für nicht verwertbare Baurestmassen bis voraussichtlich rd. 2050 sicherzustellen.
- Um die Ziele des Wiener Klimafahrplans zu erreichen, sollen die Möglichkeiten zur Abscheidung von CO2 aus dem Abgas einer MVA geprüft und gegebenenfalls eine Anlage mit einer Kapazität von voraussichtlich rd. 100.000 t/a geplant und errichtet werden.
- Es wird empfohlen, dass in Wien die Sortiertiefe der bestehenden Restmüllaufbereitungsanlage (ALZ) erhöht wird, um größere Mengen an Wertstoffen aus dem Restmüll abzutrennen.

5 MASSNAHMEN DES WR. AWP & AVP 2025-2030

Im Entwurf des Wiener Abfallvermeidungsprogramm sind insgesamt 71 Maßnahmen zu folgenden Themenbereichen enthalten:

- Reparatur, Re-Use, Weiter- und Wiederverwendung
- Mehrwegprodukte und Mehrwegverpackungen
- Abfallvermeidung und Wiederverwendung am Bau
- Lebensmittelabfälle
- Ökologische Beschaffung

- Information und Bewusstseinsbildung
- Abfallvermeidung in Betrieben
- Weitere Maßnahmen

Im Entwurf des Wiener Abfallwirtschaftsplan sind insgesamt 49 Maßnahmen zum Thema Abfallsammlung, 43 Maßnahmen zum Thema Abfallbehandlung und 3 Maßnahmen zum Themenbereich Klimaschutz, Biodiversität und Kreislaufwirtschaft enthalten.

Die folgenden drei Themen wurden durch die Erarbeitung möglicher Alternativen detaillierter untersucht und bewertet.
- Rückgewinnung von Wertstoffen aus Restmüll und ähnlichen Abfällen
- Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammasche
- Behandlung und Deponierung von Baurestmassen und Reststoffen auf der Deponie Langes Feld

Dabei wurden die Auswirkungen aller erarbeiteten Alternativen auf die Abfallwirtschaft (z.B. Recycling, Behandlungssicherheit, Autarkie, Kapazitäts- und Risikomanagement) und auf die SUP-Schutzgüter (z.B. Luft, Wasser, Gesundheit des Menschen) ermittelt. So konnten die jeweils besten Alternativen ausgewählt werden.

6 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Erarbeitung des Wr. AWP & AVP im Rahmen einer SUP mit frühzeitiger Einbeziehung von relevanten Interessensgruppen sowie der breiten Öffentlichkeit führt dazu, dass einerseits eine hohe Qualität der Planunterlagen und der erarbeiteten Maßnahmen und andererseits eine hohe Akzeptanz in der Bevölkerung erreicht werden. Durch die klar strukturierte Vorgehensweise ist außerdem sichergestellt, dass die für die Wiener Abfallwirtschaft relevanten Ziele bestmöglich erreicht und negative Umweltauswirkungen vermieden werden. Die nächste SUP für die Planungsperiode 2031-2036 beginnt voraussichtlich im Jahr 2029.

KONTAKT

Florian Huber
florian.huber@wien.gv.at
+43 1 4000 48132
MA 48 – Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und Fuhrpark
Magistrat der Stadt Wien
https://www.wien.gv.at/umwelt/ma48/

Abfalltransporte mit der Bahn in Österreich

Martin Wellacher[1], Cornelia Riegler[1] & Andreas Käfer[2]
[1)] Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Österreich
[2)] Traffix Verkehrsplanung GmbH, Wien-Salzburg, Österreich

KURZFASSUNG: Im vorliegenden Artikel geht es darum, Beispiele für österreichische Abfalltransporte zu nennen und auf die Transporteinheiten einzugehen.

1 EINLEITUNG

Verkehr verursacht hohe Treibhausgasemissionen. Die Verlagerung des Gütertransportes von der Straße auf die Bahn ist ein europäisches Ziel. In Österreich ist man Vorreiter bei der Umsetzung eines verpflichtenden Bahntransportes von Abfällen.

Die 2021 erlassene Novelle des Abfallwirtschaftsgesetzes verpflichtet aktuell Abfalltransporte mit einem Gesamtgewicht von mehr als 10 t auf einer Transportstrecke von >200 km zum Bahntransport, ab 1.1.2026 schon auf Transportstrecken >100 km. Dies gilt nicht, wenn nachgewiesen wird, dass es bei den Eisenbahnverkehrsunternehmen (EVU) keine Kapazitäten dafür gibt oder wenn beim Bahntransport die auf der Straße zurückzulegende Transportstrecke für die An- und Abfahrt zur und von einer der am nächstgelegenen Verladestellen im Vergleich zum ausschließlichen Transport auf der Straße 25 % oder mehr betragen würde.

In der Aufschiene-Plattform des Bundesministeriums für Klimaschutz können sich Transporteure Bewilligungen ausstellen lassen, trotz der beschriebenen Regelung auf der Straße zu fahren. Dort findet sich auch eine Liste für welche Abfälle eine Prüfung der Kapazität der EVUs zu erfolgen hat. Ist diese Prüfung abgeschlossen, und es wird von keinem EVU ein Angebot für die vorliegende Anfrage gelegt, wird eine Bestätigung ausgestellt, mit welcher der Transport auf der Straße zulässig wird. Abfälle, die nicht auf der Liste stehen, sind von der Verpflichtung zum Bahntransport (vorerst) ausgenommen. Für diese Abfälle bekommt der Plattform-Nutzer unmittelbar eine Bestätigung, sodass der Transport per LKW nach wie vor möglich ist. Diese Bestätigungen sind beim Straßentransport mitzuführen und im Zuge von Behördenkontrollen vorzuweisen. Ist keine Bestätigung vorhanden, folgen Strafzahlungen.

Die Rail Cargo Group (RCG) ist praktisch das einzige Eisenbahnverkehrsunternehmen (EVU) in Österreich, welches derzeit für die Bahntransporte von Abfällen in Frage kommt, weil nur die RCG den Einzelwagenverkehr durchführt.

Bahntransporte sind im Allgemeinen komplexer als Straßentransporte und somit meist teurer. Daher sind Bahntransporte oft die zweite Wahl. Das soll durch verschiedene vorhandene Förderungen für den Transport mit der Bahn abgefedert werden.

2 WAS FÄHRT MIT DER BAHN?

Es gibt zahlreiche Beispiele von aktuellen Abfalltransporten mit der Bahn. In der vorliegenden Recherche konnte ein Transportvolumen von etwa 1 Mio. t/a erkundet werden, wobei kein Anspruch auf Vollständigkeit gelegt wurde (Tab. 1).

Die meisten recherchierten Abfalltransporte betreffen Restabfall, Sperrmüll, Verbrennungsschlacke sowie Papier und andere Recyclingfraktionen.

Tab. 1: Beispiele für aktuelle Abfalltransporte mit der Bahn in Österreich

Abfall	SN-Gruppe	Menge	Von	Nach
		[t/a]		
Restabfall, Sperrmüll	91	68 000	Ahrental / Hall/T	Dürnrohr
Hochkalorik aus Restabfall	91	10 000	Ahrental / Hall/T	Linz
Mittelkalorik aus Restabfall	91	30 000	Ahrental / Hall/T	OÖ
Niederkalorik aus Restabfall	91	35 000	Ahrental / Hall/T	OÖ
Verbrennungsrückstände	31	12 500	Asten (Deponie), Ladegleis Linz	Hall/T / Ahrental
Gemischte Abfälle zur Verbrennung	91	130 000	unbekannt	Linz
Bioabfall	92	2 000	Ahrntal	Linz oder Wels
Bioabfall	92	2 000	Ahrntal	Breitenlee bei Wien
Wirbelschichtfraktion aus gemischten Abfällen	21	7 500	Graz Sturzgasse / Ostbahnhof	Linz
Klärschlamm	94	12 000	Klaus Vlbg	Wr. Neustadt
Schlacke	31	130 000	Dürnrohr	Mistelbach
Restabfall, Sperrmüll	91	250 000	11 Niederösterr. Umladestationen	Dürnrohr
Restabfall, Sperrmüll	91	8 000	Lavanttal	Zistersdorf
Papier	18	100 000	Wien mehrere Verladebahnhöfe	Papierfabriken
Buntglas	31	7 000	Wien Rinter	Pöchlarn
Weißglas	31	4 000	Wien Rinter	Pöchlarn
Metallschrott	35	11 000	Wien Rinter	Metallverwertung
NFe-Metalle	35	2 000	Wien Rinter	Metallverwertung
Schlackeüberlauf = Metalle gemischt	35	1 000	Wien Rinter	Metallverwertung
Wellpappe Ballen	18	4 000	Wien Rinter	Papierverwertung
Niederzinkgranulat	31	9 000	Linz	St. Michael/O
Restmüll, Sperrmüll, Gewerbemüll, Altpapier	91, 18	130 000	Verschiedene Standorte	v.a. Zistersdorf
Recyclingfraktionen aus dem Waldviertler R-Park	unbekannt	17 000	Irnfritz	unbekannt
Gefährliche Abfälle	52, 53 55 etc.	5 000	unbekannt	Wien

Insgesamt wird die gesamte in Österreich transportierte Abfallmenge auf 3-8 Mio. t/a geschätzt (Först 2023, Prosegger 2023).

Gute Beispiele für Abfalltransporte finden sich bei der FCC Austria Abfall Service AG. Die FCC mit Firmensitz in Himberg ist ein privates Entsorgungsunternehmen und transportiert seit 30 Jahren Abfälle mit der Bahn. Es wird nahezu ausschließlich mit der RCG kooperiert. 2023 wurden etwa 130.000 t Rest- und Gewerbeabfall sowie in geringeren Anteilen Sperrmüll, Altöl und Altpapier per Bahn transportiert. Auf vier Unternehmensstandorten existieren Anschlussgleise, weshalb kein Vorlauf auf der Straße benötigt wird. Im Idealfall ist auch beim Kunden ein Anschlussgleis vorhanden, dann kann verglichen mit dem Straßentransport fast zum selben Preis transportiert werden. Zum überwiegenden Teil wird das Mobiler-System genutzt, zum untergeordneten Anteil das ACTS-System. Für den Ballentransport werden auch Schiebewandwagen eingesetzt. Begrenzende Faktoren für eine Ausweitung der Bahntransportmenge sind die Länge der Anschlussgleise, das Leistungsangebot der RCG und die höheren Kosten (Kraxner 2024).

Ein Beispiel für ein kommunales Unternehmen, welches Abfalltransporte mit der Bahn durchführt, ist die Magistratsabteilung 48 (MA48) der Stadt Wien, zuständig für Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und den Fuhrpark der Stadt Wien. Die MA48 betreibt zahlreiche Abfallbehandlungsanlagen. Am Standort Rinter, in Wien 22, wird ein Anschlussgleis betrieben und über den Einzelwagenverschub wurden 2023 etwa 30.000 t Metallschrotte, Glas und Schlackeüberlauf in offene Schüttgutwagen verladen, Papier und Wellpappe werden in Ballen gepresst und in geschlossenen Bahnwaggon verladen. Zusätzlich werden fast 100.000 t Papierabfälle jährlich in loser Form an Verpackungssystempartner übergeben, welche diese ballieren und weiter per Bahn in Papierfabriken verbringen.
Kooperationspartner ist die RCG. Bei den Verwertern existieren weitgehend auch Anschlussgleise, sodass kein Nachlauf per LKW nötig ist. Begrenzender Faktor für eine Ausweitung der mit der Bahn transportierten Mengen sind die Länge des Anschlussgleises bzw. dass die meisten von der MA48 betriebenen Anlagen ohne Anschlussgleise sind. Gründe für den langjährig praktizierten Bahntransport sind neben dem Umweltgedanken das Vorhandensein des Anschlussgleises (Zukunftsdenker aus den 1980iger Jahren), die genau neben dem Grundstück verlaufende Ostbahn und die an die Bahn angeschlossenen Partnerfirmen (Mastny 2023).

3 WIE FÄHRT ES MIT DER BAHN?

3.1 Eingliedrig / Mehrgliedrig

Es sind eingliedrige von mehrgliedrigen Transporten zu trennen. Eingliedrig ist ein Transport, bei dem das Transportgut vom Anfalls- oder Herstellort auf die Schiene verladen wird und auch bei der Ankunft direkt vom Gleis eine weitere Behandlung oder Entsorgung erfolgt (Abb. 1).

Die Beladung von Ganzzügen bedarf langer Anschluss- und Verladegleise, einem hohen Abfallaufkommen und ausreichend Platz zur Vor- und Nachlagerung.



Abb. 1: Eingliedriger Abfalltransport

Mehrgliedrig ist ein Transport, wenn vom Anfallsort weg Umladungen von Material oder Containern oder der Verschub von Waggons nötig sind, bis ein Ganzzug die Hauptstrecke fährt. Dies kann sich beim Entladen wiederholen (Abb. 2).

Abfalltransporte in Österreich sind nahezu ausschließlich mehrgliedrige Transporte, für die ein Verschub notwendig ist. Kein Unternehmen kann einen Ganzzug mit zumindest 400 m Länge

und z.B. 20 Waggons oder ca. 1.000 t Abfällen beladen. Auf Verladebahnhöfen oder Anschlussgleisen werden daher immer ein bis wenige Waggons beladen, die in weiterer Folge auf einem Verschubbahnhof zu einem Ganzzug zusammengestellt werden bevor der Hauptlauf im Ganzzug beginnt.

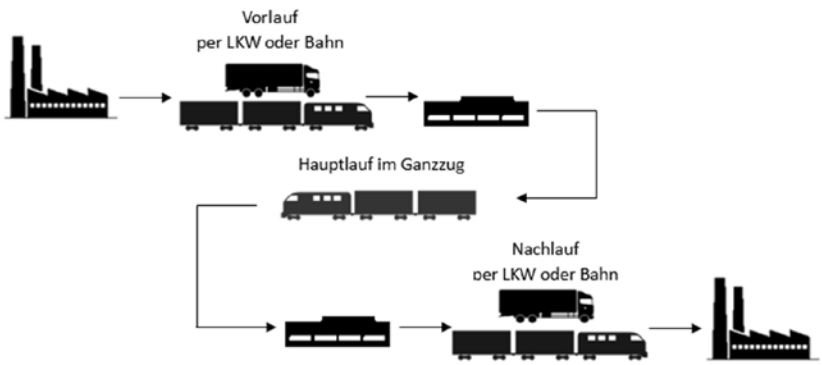


Abb. 2: Mehrgliedriger Abfalltransport

3.2 Waggonsysteme

Die Möglichkeiten der Waggonwahl sind begrenzt und übersichtlich. Abfalltransporte finden im Wesentlichen in vier verschiedenen Waggons statt:

- ACTS
- Mobiler
- Schiebewandwagen
- EANOS

Container nach dem ACTS-System können vom Lkw abgerollt und ohne zusätzliche Lagerungstechnik am Boden abgesetzt bzw. abgestellt werden. Die Aufnahme erfolgt in umgekehrter Richtung, wobei das Hakengerät des Lkw den Container aufnimmt und unterstützt durch die heckseitig sowohl am LKW als auch am Container montierten Rollen hochzieht.

Unter „ACTS-System“ wird an sich erst der multimodale Einsatz der Abrollcontainer verstanden, wonach die Abrollcontainer von einem Lkw auf einen Güterwaggon verladen werden. Pro Waggon können drei Container geladen werden (Abb. 3).

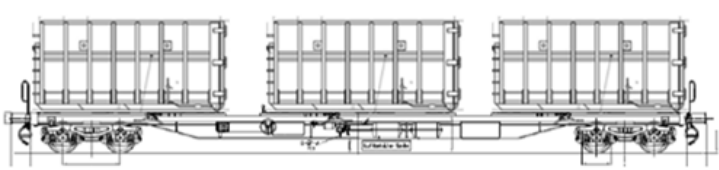


Abb. 3: ACTS-Waggon (Rail Cargo Austria AG, 2022)

Die Vorteile:

- Vor- und Nachlauf sind mit den in der Abfallwirtschaft überall vorhandenen Hakenlift-LKW möglich und benötigen keinerlei weitere Lagertechnik (Aufstellböcke, Steher etc.).
- Für Anlagen mit kleineren Transportmengen kann es von Vorteil sein, dass pro Waggon weniger Menge benötigt wird als beim Mobiler. Bei größeren Transportmengen wird dies zum Nachteil.

- Durch den beidseitig ausschwenkbaren Drehrahmen wird eine einfache Horizontalverladung vom LKW auf die Bahn ermöglicht, welche durch den LKW-Fahrer alleine bewerkstelligt werden kann.

Die Nachteile:
- Im Vergleich zum Mobiler benötigt der Umladevorgang mehr Platz, da der Lkw schräg zur Gleisachse positioniert werden muss und das Ausdrehen des Drehrahmens auf der jeweils gegenüberliegenden Seite ebenfalls Platz in Anspruch nimmt.
- Gegebenenfalls kann zudem der Mindestabstand zur Oberleitung unterschritten werden.
- Im eingliedrigen Transport kann weniger Masse und Volumen pro Ganzzug transportiert werden als mit dem Mobiler.

Das Mobiler-System arbeitet mit Containern, die vom Lkw seitlich auf den parallel dazu stehenden Eisenbahnwaggon auf- oder abgezogen werden. Voraussetzung dafür ist ein LKW, der über die Einrichtungen zur horizontalen Querverladung verfügt. Auf einem Mobiler-Waggon haben vier Container Platz (Abb. 4).

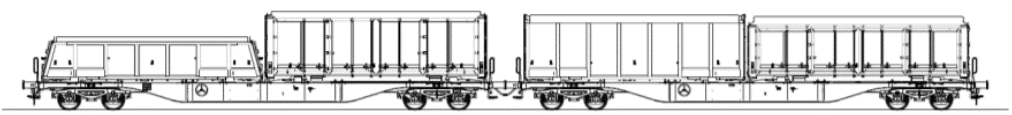


Abb. 4: Mobiler-System (Rail Cargo Austria AG, 2022)

Die Vorteile:
- Im Vergleich zu anderen Systemen benötigt der Umladevorgang wenig Platz, da der LKW parallel zur Gleisachse positioniert werden kann.
- Es kann keine Beeinträchtigung in Bezug auf die Oberleitung auftreten.
- Es wird deutlich mehr Masse und Volumen pro Ganzzug transportiert (max. 1.000 t) als beim ACTS-System (max. 818 t). Allerdings muss pro Wagen-Transport auch mehr Abfall vorhanden sein (max. 100 t).
- Unter den vier Modellen gibt es eine Variante für Ballenbeladung, die im Ganzzug-Vergleich den Schiebewandwagen entspricht.

Die Nachteile:
- Die Ladeeinheit kann nicht auf den Boden abgesetzt werden, da das Fahrzeug den Container nur horizontal verschieben kann und es somit z.B. beim Absender oder Empfänger eigener Abstellböcke bedarf, die gegebenenfalls noch verschiebbar sein müssen.
- Für die Verladung bedarf es eigens ausgestatteter LKW. Im Gegensatz zum ACTS-System ist der Bestand an Mobiler-LKW sehr gering, weshalb in der Regel weite An- und Abfahrstrecken zurückgelegt werden müssen. Auch werden diese LKW für Strecken von nur wenigen Metern vom Anschlussgleis zum Abfallbunker benötigt.

Der Schiebewandwagen ist ein üblicher Waggon für den Güterverkehr und wird auch für den Transport von Palettenware und Ballen genutzt (Abb. 5). Für die Abfallwirtschaft interessant ist er für den Ballentransport. Die Ganzzug-Beladung entspricht jener des Mobilers.

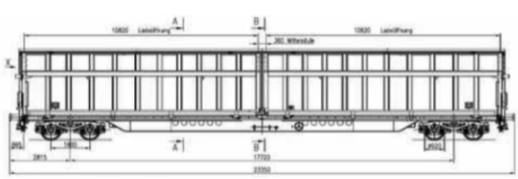


Abb. 5: Schiebewandwagen (Rail Cargo Austria AG, 2022)

Um alle gängigen Waggon-Typen für Abfalltransporte mit der Bahn abzubilden, sei hier auch noch der offene Wagen (EANOS) genannt, der wegen seiner Robustheit u.a. für Schrotttransporte eingesetzt wird (Abb. 6). Die Be- und Entladung erfolgt per Kranwagen.

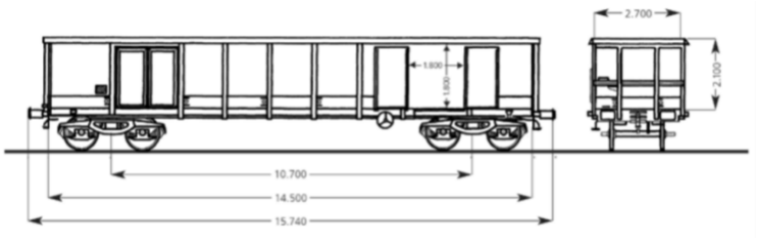


Abb. 6: Offener Wagen (EANOS) (Rail Cargo Austria AG, 2022)

4 VORTEILE UND NACHTEILE

Die Vorteile des Bahntransportes kommen zu tragen wenn

- große Volumina, sperrige Güter auf weiten Strecken gefahren werden,
- die Transportemissionen gesenkt werden sollen,
- Lärm- und Abgasemissionen vermieden werden sollen und
- man Regelungen entsprechen muss (Bescheidauflagen).

Die Nachteile des Bahntransports sind

- höhere Kosten,
- eine höhere Komplexität durch den Vor- und Nachlauf und den Einzelwagenverschub,
- die höhere Transportzeit im Vergleich zum LKW und
- damit eine Notwendigkeit für eine höhere Containerzahl und größere Lager.

LITERATURVERZEICHNIS

Först, C. (2023). Abfalltransporte mit der Bahn | Rail Cargo Group. (Vortrag auf der ÖWAV-Tagung "Abfalltransporte mit der Bahn" am 15.11.2023). Gesellschaft für Wasser- und Abfallwirtschaft GmbH, Wien, Österreich.

Kraxner, G. (2024). Interview zu den Abfalltransporten der FCC per Bahn. 26.02.2024. Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Österreich.

Mastny, M. (2023). Interview zu den Abfalltransporten der MA48 per Bahn. 16.10.2023. Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Österreich.

Prosegger, E. (2023). Netzwerk Nationaler Kombinierter Verkehr. (Vortrag auf der ÖWAV-Tagung "Abfalltransporte mit der Bahn" am 15.11.2023). Gesellschaft für Wasser- und Abfallwirtschaft GmbH, Wien, Österreich.

Rail Cargo Austria AG (2022). Güterwagen und innovative Transport- und Umschlagslösungen der Rail Cargo Group. https://www.railcargo.com/de/dam/jcr:8a794421-0d13-4c29-ab8d-6954a0a57c0b/RCG_G%C3%BCterwagenkatalog%202022web%20116022-1589.pdf, zuletzt abgerufen am 24.06.2024

KONTAKT

Mag. Dr. Martin Wellacher
martin.wellacher@ibwellacher.at
Ingenieurbüro Wellacher e.U.
www.ibwellacher.at

Biomasse-Nachhaltigkeitsanforderungen - Wie Abfälle die europäischen Vorgaben erfüllen können

Felix Papsch[1]
[1)] Vereinigung der Österreichischen Zementindustrie, Abteilung Umwelt und Technologie, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die europäische Erneuerbaren-Richtlinie sieht für Brennstoffe, die aus Biomasse hergestellt werden, Anforderungen an die Nachhaltigkeit vor. Der biologisch abbaubare Anteil von Abfällen ist von diesen Anforderungen umfasst, darunter auch Industrie- und Haushaltsabfälle biologischen Ursprungs. Zur Erfüllung der Anforderungen und der Nachweisführung ist die Mitwirkung der Abfalllieferkette erforderlich. Gelingt die Nachweisführung nicht, kann den Brennstoffen ihre Nachhaltigkeit nicht anerkannt werden. Die Konsequenzen fehlender Anerkennung sind weitreichend: Beispiele sind der Verlust von Förderungen unter dem Erneuerbaren-Ausbau-Gesetz oder die Notwendigkeit, Emissionen aus Biomasse als fossil zu werten. Im europäischen Emissionshandel geht der Verlust der Nachhaltigkeit der eingesetzten Abfallbrennstoffe mit der Verpflichtung zur Abgabe von Zertifikaten einher, mit entsprechenden Kosten für betroffene Anlagen im Bereich von mehreren Millionen Euro. Dieser Beitrag zeigt auf, wie die europäischen Vorgaben der Erneuerbaren-Richtlinie in Österreich umgesetzt wurden. Er bringt die Notwendigkeit für eine zufriedenstellende und praxistauglichen Lösung für Abfälle zum Ausdruck und stellt entsprechende Lösungsansätze zur Verfügung.

1 DIE EUROPÄISCHE ERNEUERBAREN-RICHTLINIE

1.1 Zweck der Nachhaltigkeitsanforderungen

Die europäische Erneuerbaren-Richtlinie (Europäisches Parlament & Europäischer Rat 2018) sieht für Brennstoffe aus erneuerbaren Quellen definierte Nachhaltigkeitsanforderungen vor, damit die aus ihnen hergestellte Energie für folgende Zwecke berücksichtigt werden kann:

- Beitrag zum Anteil erneuerbarer Energie der Mitgliedstaaten und zum Unionsziel
- Beitrag der Kraftstoffanbieter zur Steigerung des Anteils erneuerbarer Energie im Verkehrssektor
- finanzielle Förderungen

In diesem Zusammenhang kommt der Förderung von erneuerbarem Strom aus Biomasse und der Bewertung der Emissionen aus der Verbrennung im Emissionshandel eine wesentliche Bedeutung zu. In der österreichischen Zementindustrie stellt der Einsatz von Ersatzbrennstoffen einen wichtigen Hebel zur Treibhausgasreduktion dar: An die 300.000 t CO_2 sind in diesem Bereich auf abfallstämmige Biomasse zurückzuführen. Diese Emissionen können nur dann als neutral bewertet und damit im europäischen Emissionshandel von der Verpflichtung zur Abgabe von CO_2-Zertifikaten befreit werden, wenn die vorgegebenen Nachhaltigkeitsanforderungen erfüllt werden. Derzeit liegt der Preis für europäische Zertifikate bei 70€/t CO_2, das finanzielle Risiko einer fehlenden Anerkennung beläuft sich somit am Beispiel der österreichischen Zementindustrie auf beachtliche 21 Mio. € pro Jahr. Zur Vermeidung dieses Risikos ist die Mitwirkung der Abfalllieferkette bei der Nachweisführung der Einhaltung der Nachhaltigkeitsanforderungen eine grundlegende Voraussetzung. Gelingt die Nachweisführung nicht, sind die Anlagenbetreiber bei der Verwertung von abfallstämmigen Brennstoffen mit erheblichen Kosten konfrontiert.

1.2 Nachweismöglichkeiten der europäischen Richtlinie und Sonderregelungen für Abfälle

Die Erneuerbaren-Richtlinie (Europäisches Parlament & Europäischer Rat 2018) sieht drei Möglichkeiten zum Nachweis der Nachhaltigkeitsanforderungen vor:

1 Nachweis anhand eines „nationalen Systems“,
2 Nachweis durch die Verwendung eines „freiwilligen internationalen oder nationalen Zertifizierungssystems“ oder
3 Nachweise durch die Bereitstellung von „eigenen einschlägigen Nachweisen und Berechnungen zur Treibhausgaseinsparung“, welche angemessen auditiert sind.

Im Allgemeinen können für die Nachweisführung vier Bereiche unterschieden werden: Kriterien für die Nachhaltigkeit, Kriterien zur Treibhausgaseinsparung, die Führung eines Massenbilanzsystems und die Zuordnung zu einer Biomassekategorie (Nachweis der Abfalleigenschaft). Konkret für Abfälle sehen die Erneuerbaren-Richtlinie und damit in Verbindung stehende Durchführungsverordnungen (Europäische Kommission 2018, Europäische Kommission 2022) in diesem Zusammenhang folgende Sonderregelungen vor:

- Abfälle sind von der Einhaltung der Nachhaltigkeitskriterien (Artikel 29 Abs 2-7 der Erneuerbaren-Richtlinie) befreit.
- Bestandsanlagen sind im Falle von festen Abfällen zumindest bis zum Jahr 2026 von der Einhaltung der Kriterien für Treibhausgaseinsparungen befreit.
  Sofern die Einhaltung dieser Kriterien nachgewiesen werden muss (z.B. bei flüssigen Abfällen oder bei festen Abfällen nach Auslaufen der Regelung für Bestandsanlagen), werden die Lebenszyklus-Treibhausgasemissionen von Abfällen bis zur Sammlung dieser Materialien mit null angesetzt.
- Für Sammelstellen gelten Erleichterungen, indem ihre Ursprungsorte mittels einer Eigenerklärung erfasst werden können.
- Die Erneuerbaren-Richtlinie schließt aus der Abfalldefinition Stoffe explizit aus, welche absichtlich verändert oder kontaminiert wurden. In diesem Zusammenhang sieht die Erneuerbaren-Richtlinie ein angemessenes unabhängiges Audit vor, um sicherzustellen, dass Materialien nicht absichtlich so verändert oder entsorgt werden, dass die Lieferung ganz oder teilweise zu Abfall werden könnte.

2 UMSETZUNG DER NACHHALTIGKEITSANFORDERUNGEN IN ÖSTERREICH

In Österreich wurden die europäischen Nachhaltigkeitsanforderungen für flüssige Biobrennstoffe und feste Biomasse-Brennstoffe in drei Verordnungen, darunter in der Biomasseenergie-Nachhaltigkeitsverordnung umgesetzt. Die Biomasseenergie-Nachhaltigkeitsverordnung (BMK 2023) sieht restriktiv vor, dass sich Anlagenbetreiber einem Zertifizierungssystem zu bedienen haben, welches von der Europäischen Kommission anerkannt ist. Die Inanspruchnahme der weiteren, in der europäischen Richtlinie angebotenen Wege wurde seitens des Gesetzgebers in Österreich bislang nicht ermöglicht. Für Abfälle wurde keine eigene Verordnung erlassen: Die Abfallwirtschaft wurden damit aus Sicht des zuständigen Ministeriums ebenfalls den Vorgaben aus der Biomasseenergie-Nachhaltigkeitsverordnung unterworfen.

2.1 Herausforderung und Problemstellung bestehender Zertifizierungssysteme

Seitens der europäischen Kommission sind gegenwärtig 15 freiwillige und nationale Zertifizierungssysteme anerkannt. Innerhalb dieser Systeme erfolgt die Auditierung durch entsprechend zugelassene Zertifizierungsstellen. Die derzeit verfügbaren Zertifizierungssysteme finden ihren Ursprung zumeist in der Zertifizierung von Biokraftstoffen oder im Landwirtschafts- bzw. Forstbereich. Sie sind damit nicht auf Abfälle zugeschnitten bzw. nur bedingt für Abfälle geeignet. Für Abfälle wesentliche Ausnahmen aus der europäischen Richtlinie, wie die Ausnahme von den Kriterien zur Nachhaltigkeit, sind in diesen Systemen meist nicht implementiert. Typische

Prozesse und Verfahren innerhalb der Abfallwirtschaft werden nicht eindeutig abgebildet und berücksichtigt. Zudem ist der Umgang mit Abfällen nicht immer eindeutig geregelt: beispielsweise wurde für Brennstoffe, die aus Abfällen hergestellt werden, von fehlenden Biomassekategorien berichtet. Eine große Herausforderung stellt zudem die Mitwirkung der Abfalllieferkette in Form von weiteren Zertifizierungen oder Selbsterklärungen der vorgelagerten Wirtschaftsteilnehmer dar. Anlagenbetreiber berichten von unterschiedlichen Auslegungen der Auditoren hinsichtlich der Notwendigkeit einer Zertifizierung in der Lieferkette versus der Möglichkeit einer Inanspruchnahme von Selbsterklärungen. Einige Wirtschaftsteilnehmer verweigern die Mitwirkung und führen die letzten Akteure in der Abfallwirtschaftskette damit unmittelbar in die eingangs erwähnten finanziellen Belastungen. Im Ergebnis resultiert für Anlagenbetreiber die Inanspruchnahme der verfügbaren Zertifizierungssysteme in einem erheblichen Aufwand, der mit übertriebener Bürokratie und erheblichen Ressourcen verbunden ist.

3 WIE KANN EINE VERNÜNFTIGE LÖSUNG FÜR ABFÄLLE AUSSEHEN?

Die Abfallwirtschaft unterscheidet sich in ihrer Struktur grundlegend von anderen Industriebereichen wie beispielsweise der Land- oder Forstwirtschaft. Maßgeblich sind zahlreiche abfallstämmige Bezugsquellen aus den Bereichen Gewerbe, Industrie und Haushalte, gefolgt von dazwischen geschalteten Sammelstellen, Aufbereitungsstellen für die Herstellung von alternativen Brennstoffen bis zur energetischen Verwertung in der Zementindustrie und weiteren Anlagen. Aufgrund dieser Besonderheiten ist die Abfallwirtschaft auf ein System zum Nachweis der Nachhaltigkeitsanforderungen angewiesen, welches insbesondere:

- auf die Abfalllieferkette zugeschnitten ist und sich an den Bedürfnissen der Anlagenbetreiber orientiert (Aufbereitungsanlagen, Zementindustrie etc.),
- klare Vorgaben für Ersterfassungspunkte bzw. Sammel-/Aufbereitungsstellen trifft,
- Selbsterklärungen mit bereits etablierten Prozeduren im Abfallregime in Einklang bringt (Lieferschein, Beurteilungsnachweis etc…),
- Modelle zur Bewertung der Treibhausgaseinsparung zur Verfügung stellt,
- eine auf Abfälle zugeschnittene Massenbilanzführung bietet und
- für Abfälle leichter zu administrieren, attraktiv und kostengünstiger zu betreiben ist.

Die Europäische Erneuerbaren-Richtlinie (Europäisches Parlament & Europäischer Rat 2018) bietet hierfür wie eingangs erwähnt mehrere Möglichkeiten, von denen nachfolgend zwei aufgezeigt werden:

1. *Eine Möglichkeit liegt in der Anerkennung eines sogenannten „nationalen Systems". Gemäß der Erneuerbaren-Richtlinie können die Mitgliedstaaten nationale Systeme einführen, in deren Rahmen die Einhaltung der Kriterien für die Nachhaltigkeit und die Treibhausgasemissionseinsparungen entlang der gesamten Produktkette unter Beteiligung der zuständigen Behörden überprüft wird. Die Europäische Kommission kann in der Folge dieses nationale System anerkennen. Nach erfolgter Anerkennung dürfen andere Systeme die gegenseitige Anerkennung nicht verweigern. Dies stellt insbesondere für Importe ein wichtiges Kriterium dar.*
2. *Eine weitere Möglichkeit stellt die Ausarbeitung eines freiwilligen internationalen Zertifizierungssystems dar, welches auf Abfälle zugeschnitten ist. Interessierte freiwillige Systeme können die Anerkennung durch die Kommission im Rahmen des Regelwerks zur Nachhaltigkeit beantragen. Die Kommission bewertet einen Antrag unter Anwendung eines Bewertungsprotokolls. Eine erfolgte Anerkennung eines freiwilligen Systems ist dann üblicherweise 5 Jahre gültig.*

Für die Inanspruchnahme der ersten Möglichkeit müsste die nationale Gesetzeslage angepasst werden, um auch in Österreich den Weg über nationale Systeme beschreiten zu können. Für die Inanspruchnahme eines freiwilligen und von der europäischen Kommission anerkannten Systems wäre keine Änderung der nationalen Gesetzeslage erforderlich.

Für die Ausarbeitung eines entsprechenden, auf Abfälle zugeschnittenen Systems ist ein Zeitbedarf von in etwa 18 Monaten zu erwarten. Bei rechtzeitigem Start der Arbeiten könnte somit noch vor dem Auslaufen der europäischen Regelung für Bestandsanlagen im Jahr 2026 ein System erarbeitet werden, welches auch die Anforderungen der dann schlagend werdenden Kriterien zur Treibhausgaseinsparung berücksichtigt.
Als Beispiel eines möglichen Kandidaten für ein nationales oder freiwilliges, anerkanntes System könnten die österreichischen Entsorgungsfachbetriebe (EFB-Betriebe) in Frage kommen. Hierbei handelt es sich um ein System im Bereich der Abfallwirtschaft, welches vom Verein für Entsorgungsfachbetriebe (V.EFB) zugelassen ist und bereits durch einen Umweltgutachter auditiert wird. Im Zuge der vorhandenen Auditierung könnten auch bereits wichtige Vorgaben der Erneuerbaren-Richtlinie mit abgedeckt werden. Entsorgungsfachbetriebe werden zudem bereits im Rahmen des Umweltmanagementgesetzes gemäß UMG-Register-Verordnung als EMAS gleichwertige Umweltmanagementsysteme anerkannt (BMLFUW 2012). Sie stellen daher einen prädestinierten Kandidaten für eine maßgeschneiderte Lösung zur Erfüllung der Nachhaltigkeitsanforderungen für die Abfallwirtschaft dar.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

In Österreich liegt bislang keine zufriedenstellende Lösung zur Erfüllung der Nachhaltigkeitsanforderungen für abfallstämmige Brennstoffe vor. Die europäische Erneuerbaren-Richtlinie bietet mehrere Möglichkeiten, wie diese Anforderungen erfüllt werden können. Im Bereich der Abfallwirtschaft könnte ein maßgeschneidertes und attraktives System ausgearbeitet werden, welches auf die Anforderungen für Abfälle zugeschnitten ist und die bestehenden Sonderregelungen für Abfälle adäquat berücksichtigt. Ein solches System könnte entweder auf nationaler Ebene eingeführt oder im Sinne eines freiwilligen Systems anerkannt werden. Das System der österreichischen Entsorgungsfachbetriebe bietet bereits grundlegende Elemente für eine Nachhaltigkeitszertifizierung im Abfallbereich und könnte für eine erfolgreiche Anerkennung unter der Erneuerbaren-Richtlinie weiterentwickelt werden.

LITERATURVERZEICHNIS

Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) (2023) Verordnung über Nachhaltigkeitskriterien und Kriterien für Treibhausgaseinsparungen für flüssige Biobrennstoffe und Biomasse-Brennstoffe (Biomasseenergie-Nachhaltigkeitsverordnung). BGBL. II Nr. 86/2023, Wien

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2012) Verordnung zur Errichtung weiterer nationaler Register für Organisationen, die zu EMAS gleichwertige Umweltmanagementsysteme anwenden (UMG Register VO) i.d.g.F. BGBl. II Nr. 152/2012, Wien

Europäische Kommission (2018) Durchführungsverordnung (EU) 2018/2066 über die Überwachung von und die Berichterstattung über Treibhausgasemissionen gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates i.d.g.F, Brüssel

Europäische Kommission (2022) Durchführungsverordnung (EU) 2022/996 über Vorschriften für die Überprüfung in Bezug auf die Nachhaltigkeitskriterien und die Kriterien für Treibhausgaseinsparungen sowie die Kriterien für ein geringes Risiko indirekter Landnutzungsänderungen, Brüssel

Europäisches Parlament, Europäischer Rat (2018) Richtlinie (EU) 2018/2001 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen i.d.g.F, Brüssel

KONTAKT

Mag. Dr. Felix Papsch
papsch@zement.at
+43 1 714 66 81 - 59
Abteilung Umwelt und Technologie, Vereinigung der Österreichischen Zementindustrie
www.zement.at

Methoden und Normen zur Bewertung der Reparierbarkeit von Elektro(nik)geräten

Ralf Brüning[1] & Florian Witt[1]
[1)] Dr. Brüning Engineering UG, Brake, Deutschland

KURZFASSUNG: Das 2022 abgeschlossene Forschungsvorhaben „Methoden und Normen zur Bewertung der Reparierbarkeit von Elektro - und Elektronikgeräten - Stärkung der Materialeffizienz unter der Ökodesign-Richtlinie“ wurde von dem Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie in Zusammenarbeit mit der Firma Dr. Brüning Engineering UG für das deutsche Umweltbundesamt durchgeführt. Dabei wurde ein Konzept zur Bewertung der Reparierbarkeit entwickelt. Es wurden Indikatoren identifiziert, welche die Reparierbarkeit beeinflussen und anhand praktischer Fallstudien beispielhaft für Wäschetrockner und Drucker überprüft. Auf Basis der somit erlangten empirischen Erkenntnisse wurde im Forschungsvorhaben ein neues Bewertungssystem der Reparierbarkeit von Elektro(nik)geräten entwickelt. Im Wechselverhältnis zwischen Empirie und Theorie wurden somit Anforderungen erarbeitet, um die Materialeffizienz von Elektro(nik)geräten durch eine Reparatur zu fördern. Aus dem generierten Wissen wurden Empfehlungen formuliert, die in produktpolitische Instrumente intergiert werden können, um die Reparierbarkeit und damit die Materialeffizienz von Elektro(nik)geräten zu stärken.

1 PROBLEMSTELLUNG

2018 wurden in Deutschland circa 853.124 t Elektroaltgeräte gesammelt. Mit circa 772.934 t stammte der Großteil davon aus privaten Haushalten (et al. 2020). Das entspricht circa 9,3 kg Elektroaltgeräte pro Einwohner*in. Zudem nahm die durchschnittliche Erstnutzungsdauer von Haushaltsgroßgeräten, die aufgrund eines Defekts ausgetauscht wurden, zwischen 2004 und 2013 um ein Jahr ab und liegt damit bei 12,5 Jahren. Ein Defekt bildet die Hauptursache des Austauschs eines Elektro(nik)gerätes. Im selben Zeitraum nahm der Anteil der Geräte, die innerhalb von 5 Jahren wegen eines Defekts ersetzt wurden, von 3,5 auf 8,3 % zu. Analysen weiterer Elektro(nik)geräte (z. B. Waschmaschinen, Fernsehgeräte, Geschirrspüler, Kühlgeräte) bestätigten den Trend einer abnehmenden Erstnutzungsdauer. Die Gründe für den Austausch der Geräte sind vielfältig. Generell wirken funktionelle, werkstoffliche, psychologische und ökonomische Auslöser zusammen (Prakash et al. 2016). Die damit einhergehende steigende Abfallmenge ist problematisch, da Elektro(nik)geräte komplexe Produkte sind, die aus zahlreichen unterschiedlichen Stoffen, Bauteilen und Baugruppen bestehen. Die Stoffe sind zwar in kleinen Mengen, aber hohen Konzentrationen, verglichen mit ihren Vorkommen in natürlichen Lagerstätten, in den Geräten verbaut (Hagelüken 2006). Einige verarbeitete Stoffe sind toxisch, sodass bei einem nicht sachgerechten Umgang eine erhebliche Gefahr für Mensch und Umwelt ausgeht. Andere Stoffe sind wirtschaftlich sehr bedeutsam. Mit einer Reparatur sind ökonomische und ökologische Vorteile verbunden. Es wird deutlich weniger Energie und Ressourcen als für eine Neuproduktion verbraucht, weil die funktionellen Einheiten des Geräts erhalten bleiben und weiterhin genutzt werden (von Gries, 2020). Zudem können positive Effekte auf lokaler Ebene für den Arbeitsmarkt und die regionale Wertschöpfung entfaltet werden (Europäische Kommission, 2018). Trotz der politischen Priorisierung und der zahlreichen Vorteile, die mit einer Reparatur verbunden sind, wird sie wenig angewendet (Poppe, 2014). Als Ursachen können bspw. der Mangel an reparaturfreundlichen Produktdesigns sowie an Reparaturinformationen für Nutzer*innen aber auch die Preisgestaltung genannt werden.

2 DIE ZIELE DES FOSCHUNGSVORHABENS

Vor diesem Hintergrund lag das übergeordnete Ziel des Vorhabens darin, einen Beitrag zur Stärkung der Reparierbarkeit von Elektro(nik)geräten zu leisten und die Vermeidung von Abfällen in der Kreislaufwirtschaft umsetzen. Dies wurde durch die Entwicklung von reparaturbezogenen Maßnahmen und Normen fokussiert. In diesem Kontext stand die technische Machbarkeit unter Berücksichtigung einer ökonomischen Rentabilität im Blickpunkt. Im Rahmen des Vorhabens wurden durch die Mitarbeit in mehreren Gremien über das Normungsmandat M/543 auf nationaler und europäischer Ebene horizontale Anforderungen definiert. Sie betreffen vor allem die Haltbarkeit (Working Group 2) sowie Reparierbarkeit, Aufrüstbarkeit und Wiederverwendung (Working Group 3) von Produkten. Außerdem wurde für die Bewertung der Reparierbarkeit von Elektro(nik)geräten ein Bewertungssystem (eine sogenannte Reparierbarkeitsmatrix) entwickelt. Nutzer*innen sollen damit Informationen bzgl. der Reparaturfreundlichkeit eines Produktes zur Verfügung gestellt bekommen, um auf deren Basis eine bewusste Kaufentscheidung treffen zu können. Für Hersteller soll gleichzeitig ein Anreiz erzeugt werden, bereits beim Produktdesign die Reparierbarkeit verstärkt zu berücksichtigen. Die Anwendbarkeit der Reparierbarkeitsmatrix wurde in Fallstudien mit der Demontage ausgewählter Druckern und Wäschetrockner überprüft. Innerhalb der beiden Produktgruppen wurden Tintenstrahl- und Laserdrucker sowie Abluft-, Kondens- und Wärmepumpentrockner untersucht. Für die beiden Produktgruppen der Fallstudien wurden aktuelle Modelle von Herstellern mit relevanten Marktanteilen ausgewählt, welche die Verkaufslisten der großen Internethändler anführten. Die aus dem Forschungsvorhaben sowie den Fallstudien gewonnenen Erkenntnisse flossen in die Normungsarbeit und wiederum in die Anpassung der Reparierbarkeitsmatrix ein. Es wurden Empfehlungen formuliert, die in produktpolitische Instrumente intergiert werden können, um die Reparierbarkeit und damit die Materialeffizienz von Elektro(nik)geräten zu stärken.

3 DIE ENTWICKELTE REPARIERBARKEITSMATRIX

Elektrische und elektronische Geräte sind komplexe Produkte, die sich oft aus zahlreichen Komponenten zusammensetzen. Zur Einstufung, inwiefern ein Gerät reparierbar ist, ist ein konzeptioneller Rahmen erforderlich, der die Komplexität reduziert.

3.1 Prioritäre Teile

Prioritäre Teile sind die Teile, die typischerweise im Rahmen der üblichen Nutzung eines Produkts ausfallen. Diese Teile stehen bei der Bewertung der Reparierbarkeit im Fokus. Prioritäre Teile können wie folgt identifiziert werden:

- Häufigkeit, mit der ein Teil defekt wird,
- funktionale Wichtigkeit eines Teils,
- ökonomischer Wert des Teils,
- ökologische Bedeutung des Teils oder
- die erforderlichen Schritte zur Demontage des Teils.

Für die entwickelte Reparierbarkeitsmatrix wurden die prioritären Teile auf der Basis von Literaturrecherchen, einer informellen Befragung von Reparaturbetrieben und der Abstimmung mit dem Auftraggeber ausgewählt. Für jede Produktgruppe wurden ein praktischer und ein theoretischer Teil der Fallstudien durchgeführt. Während der praktischen Arbeiten wurden alle prioritären Teile demontiert und Indikatoren quantitativ erfasst.

3.2 Indikatoren

Zentrale Indikatoren, welche die Reparierbarkeit von Produkten beeinflussen, lassen sich in zwei Kategorien unterteilen: Sie beziehen sich entweder auf das Produktdesign (sowohl auf Ebene der Teile als auch der Geräte, z. B. zerstörungsfreie Demontage) oder auf die Reparaturumgebung (z. B. Werkzeuge, Informationen). Des Weiteren können generische und spezifische Indikatoren unterschieden werden. Generische Indikatoren sind allgemein gehalten und können daher horizontal, über diverse Produktgruppen hinweg, angewendet werden (z. B. Dauer der Verfügbarkeit von Ersatzteilen). Dem hingegen konkretisieren spezifische Indikatoren die generischen Indikatoren in Abhängigkeit von der Produktgruppe und sind dementsprechend nur produktgruppenspezifisch anwendbar (z. B. Anzahl der Demontageschritte). Folgende Indikatoren wurden im praktischen Teil der Fallstudien untersucht:

- Demontagetiefe (Anzahl Arbeitsschritte),
- Demontagezeit,
- Art und Anzahl der Befestigungselemente (BFE),
- Sichtbarkeit der Befestigungselemente (stichprobenartig),
- Anzahl Werkzeuge,
- Anzahl Werkzeugwechsel,
- Werkzeugklasse,
- notwendige Kenntnisse und
- Arbeitsumgebung.

Im Rahmen der Fallstudien erwiesen sich die Indikatoren Arbeitsumgebung, Sichtbarkeit von Befestigungselementen und die Notwendigen Kenntnisse als nicht operationalisierbar, da keine sinnvollen bzw. quantifizierbaren Bewertungskriterien gefunden wurden. Daher wurden diese Indikatoren nicht in die entwickelte optimierte Reparierbarkeitsmatrix übernommen, auch wenn diese Indikatoren grundsätzlich relevant sein können. In Bezug auf Werkzeuge wurde deutlich, dass Reparaturoperationen fast immer mit einer Vielzahl möglicher Werkzeuge durchgeführt werden können. Eine generelle Einteilung von Werkzeugen in Klassen, die besser oder schlechter verfügbar oder geeignet sind, wird daher nicht empfohlen. Stattdessen sollte im Rahmen einer Reparierbarkeitsmatrix eine negative Bewertung erfolgen, wenn für eine Operation ein Werkzeug erforderlich ist, das nicht für alle Akteur*innen, also auch für Privatpersonen, im Handel zu beziehen ist. In Bezug auf die Befestigungselemente erwies sich die Art der gewählten Befestigung als relevant. Diese sollte wiederverwendbar oder entfernbar sein, wobei die Wiederverwendbarkeit besser bewertet werden sollte. Sowohl bei der Anzahl der Befestigungselemente als auch bei der Zahl der Arbeitsschritte wurde im Rahmen der Fallstudien ein linearer Zusammenhang zur Demontagezeit festgestellt. Beide Indikatoren können daher potenziell in einem Bewertungssystem stellvertretend für die Demontagezeit stehen, um das Bewertungssystem anwendbar zu machen, ohne jedes Mal umfangreiche Reihenuntersuchungen an Geräten durchführen zu müssen. In die optimierte Reparierbarkeitsmatrix wird die Zahl der Arbeitsschritte übernommen, da der mathematische Zusammenhang mit der Demontagezeit bei einzelnen Produktgruppen stärker ist. Als weiterer Indikator für Wäschetrockner wird aus den durchgeführten Fallstudien die Lösbarkeit der Seitenwände abgeleitet. Es hat sich gezeigt, dass die Demontagezeiten der Wäschetrockner geringer sind, bei denen möglichst viele Seitenwände unabhängig von jeder anderen Seitenwand entfernt werden können. Aufgrund der Ergebnisse der praktischen Untersuchungen werden die folgenden Indikatoren ausgewählt:

- Zahl der Arbeitsschritte (Demontagetiefe),
- Befestigungsart,
- Werkzeuge und
- Lösbarkeit der Seitenwände (für Haushaltsgroßgeräte / Wäschetrockner).

Die theoretischen Recherchen erfolgten zu ausgewählten Indikatoren, die nicht direkt an den Geräten getestet werden konnten. Für die Recherchen wurden drei Informationsquellen kaskadierend genutzt. Die Internetseiten von Herstellern oder von ihnen benannten Vertragspartnern, die Produktdokumente (Benutzerhandbücher etc.) und schriftliche und telefonische Anfragen bei den Herstellern oder von ihnen benannten Vertragspartnern. In den theoretischen Recherchen wurden folgende Indikatoren untersucht:

- Verfügbarkeit von Reparaturinformationen (pro Zielgruppe),
- Art der Benutzeroberfläche / Schnittstelle zur Fehlerdiagnose,
- Identifizierbarkeit von Ersatzteilen,
- Ersatzteilverfügbarkeit (pro Zielgruppe) (stichprobenartig),
- Lieferzeit Ersatzteile (stichprobenartig),
- Kosten der Ersatzteile (stichprobenartig),
- Verfügbarkeit Software / Firmware (pro Zielgruppe) und
- Möglichkeit des Resets / der Wiederherstellen der Werkseinstellungen.

In diesem Kontext wurde deutlich, dass Hersteller und Vertragspartner Anfragen von verschiedenen Akteur*innen unterschiedlich behandeln. Daher werden Akteur*innen für die Fallstudien und die optimierte Bewertungsmatrix in drei Zielgruppen unterschieden:

- Privatpersonen: Laien, ohne elektrotechnische Ausbildung.
- Fachlich kompetente(r) Reparateur*in: Personen, mit elektrotechnischer Ausbildung, die nicht vertraglich mit dem Hersteller verbunden oder als Servicepartner benannt sind.
- Vertragspartner des Herstellers / der Hersteller: Personen mit elektrotechnischer Ausbildung, die mit dem Hersteller vertraglich verbunden sind oder als Servicepartner benannt sind.

Alle betrachteten Indikatoren haben sich im Rahmen der theoretischen Recherchen als relevant erwiesen und wurden in die optimierte Reparierbarkeitsmatrix übernommen. Die „Identifizierbarkeit von Ersatzteilen“ wurde allerdings nicht als einzelner Indikator übernommen. Stattdessen wird die Verfügbarkeit von Explosionszeichnungen, durch die Ersatzteile identifiziert werden können, als ein Teilaspekt der „Verfügbarkeit von Informationen“ bewertet. Aus den theoretischen Indikatoren wurden zwei zusätzliche Indikatoren abgeleitet, welche die bisher ausgewählten Indikatoren ergänzen. Mit der „Ersatzteilpolitik des Herstellers“, wird bewertet, ob Hersteller Gruppen von Ersatzteilen für einzelne Zielgruppen nicht verfügbar machen. Darüber hinaus wurde die Dauer der Verfügbarkeit von Ersatzteilen in die optimierte Reparierbarkeitsmatrix aufgenommen.

Aufgrund der Ergebnisse der theoretischen Recherchen wurden die folgenden Indikatoren ausgewählt:

- Verfügbarkeit von Ersatzteilen,
- Ersatzteilpolitik des Herstellers bzgl. des Modells,
- Dauer der Verfügbarkeit von Ersatzteilen,
- Lieferzeit für Ersatzteile,
- Kosten für Ersatzteile,
- Verfügbarkeit von Reparaturinformationen,
- Möglichkeit der Fehlerdiagnose,
- Verfügbarkeit aktualisierter Software / Firmware,
- Dauer der Verfügbarkeit aktualisierter Software / Firmware und
- Möglichkeit des Zurücksetzens auf Werkseinstellungen (für elektronische Geräte / Drucker).

3.3 Bewertungsklassen

Drei Systeme zur Bewertung der Reparierbarkeit können unterschieden werden:
- qualitative,
- semi-quantitative und
- quantitative Systeme.

Die Bewertungssysteme bauen mit zunehmender Komplexität aufeinander auf. Welches System verwendet wird, hängt von dem erwünschten Nutzen, der Datenverfügbarkeit und der praktischen Umsetzbarkeit ab. Bei qualitativen Bewertungen werden Indikatoren definiert, die zwingend erfüllt sein müssen, um ein Produkt als reparierbar einzustufen. Sie stellen somit eine Checkliste dar, mit deren Hilfe einzeln geprüft wird, ob das Gerät die Anforderung erfüllt oder nicht erfüllt. Bei einer quantitativen Bewertung werden mehrere Einzelindikatoren zu einem Index zusammengeführt, der den Grad der Reparierbarkeit des Produkts misst. Dabei ist zu entscheiden, welche Indikatoren in den Index eingehen sollen und wie die Dimensionen miteinander kombiniert werden (z. B. additiv oder multiplikativ). In der Bewertungsmatrix wurden die oben dargestellten Bewertungssysteme in Abhängigkeit der zu bewertenden Indikatoren kombiniert. Aus den Fallstudien wurden für die Indikatoren Bewertungsklassen abgeleitet, die die vorgefundenen Spannbreiten bei den untersuchten Geräten abbilden. Um die Anwendbarkeit der optimierten Reparierbarkeitsmatrix zu überprüfen, wurde diese an je zwei Laserdruckern und Wärmepumpentrocknern, die auch Teil der Fallstudien waren, getestet. Um die Bewertungsklassen in einen numerischen Wert für die Reparierbarkeit zu überführen, wurde das Instrument einer Nutzwertanalyse gewählt. Mit diesem wurden zunächst für jeden Indikator ein Teilnutzen direkt abgelesen oder aus dem Mittel der Werte für die einzelnen prioritären Teile berechnet und diese dann zu Nutzwerten je Gerät zusammengefasst. Dabei wurden alle Indikatoren und Ersatzteile gleich gewichtet. Mit der eingesetzten Nutzwertanalyse ist es jederzeit möglich, den Indikatoren und Ersatzteilen ein unterschiedliches Gewicht zu geben. Für die Überprüfung der Reparierbarkeitsmatrix wurden zwei relativ ähnliche Laserdrucker eines Herstellers ausgewählt. Es wurde erwartet, dass die Nutzwerte (als Werte für die Reparierbarkeit) beider Geräte eng beieinander liegen (Hypothese 1). Um einen anderen Fall zu überprüfen, wurden zwei Wärmepumpentrockner unterschiedlicher Hersteller ausgewählt, die sich nach den Ergebnissen der Fallstudien in ihrer Reparaturfreundlichkeit stark unterscheiden. Für diese beiden Geräte wurde erwartet, dass der Unterschied zwischen den Nutzwerten größer sein würde als bei den Druckern (Hypothese 2). Weiterhin wurde erwartet, dass das Gerät, welches nach den Ergebnissen der Fallstudie reparaturfreundlicher ist einen höheren Nutzwert erzielen würde (Hypothese 3). Durch die Anwendung der Reparierbarkeitsmatrix wurden alle drei Hypothesen bestätigt. Es wird daher angenommen, dass die Matrix dazu geeignet ist, die Reparierbarkeit von Geräten zu bewerten.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Basierend auf den zentralen Erkenntnissen des Vorhabens wurden abschließend Empfehlungen formuliert, die in produktpolitische Instrumente überführt werden können:
- Die Anzahl der benötigten Arbeitsschritte zur Demontage von Wäschetrocknern und Druckern muss bei ≤ 70% des Mittelwerts liegen.
- Die verwendeten Befestigungen müssen wiederverwendbar sein.
- Eine Reparatur muss möglich sein ohne Werkzeuge, mit Standardwerkzeugen, die für Privatpersonen im Handel erhältlich sind, mit mitgelieferten Werkzeugen.
- Die Verfügbarkeit von Ersatzteilen muss ≥ 10 Jahre bei Druckern und ≥ 15 Jahre bei Wäschetrocknern betragen, nachdem das letzte Modell auf den Markt gebracht wurde.
- Für Privatpersonen, fachlich kompetente Reparateur*innen und Vertragspartner*innen / Hersteller müssen nicht sicherheitsrelevante Ersatzteile sowie sicherheitsrelevante Ersatzteile verfügbar sein.
- Ersatzteile müssen innerhalb von 4 Werktagen geliefert werden.

- Hinsichtlich der Ersatzteilpreise dürfen Baugruppen maximal 20 % der UVP des Produkts zu dem Zeitpunkt, zu dem das Gerät auf dem Markt platziert wurde, kosten. Unterbaugruppen dürfen maximal 10 % der UVP des Produkts zu dem Zeitpunkt, zu dem das Gerät auf dem Markt platziert wurde, kosten. Bauteile dürfen maximal 5 % der UVP des Produkts zu dem Zeitpunkt, zu dem das Gerät auf dem Markt platziert wurde, kosten.
- Umfassende Informationen wie Fehlercodetabellen, Explosionszeichnungen, Schaltpläne und Reparaturanleitungen müssen für Privatpersonen, fachlich kompetente Reparateur*innen und Vertragspartner*innen des Herstellers verfügbar sein. Zur Fehlerdiagnose muss der Fehler mit einem Signal kommuniziert werden, das ohne externe Begleitdokumente verstanden wird.
- Notwendige Firmware-Aktualisierungen müssen für ≥ 10 Jahre bei Druckern und ≥ 15 Jahre bei Trocknern verfügbar sein, nachdem das letzte Modell auf den Markt gebracht wurde.
- Bei Druckern müssen die Wiederherstellung der Werkseinstellungen und das Zurücksetzen von Passwörtern mithilfe von im Gerät integrierten Funktionen möglich sein.
- Bei Druckern müssen Aktualisierung der Treiber für alle relevanten Betriebssysteme für ≥10 Jahre, nachdem das letzte Modell auf den Markt gebracht wurde, möglich sein.
- Bei Wäschetrocknern müssen sich die vier Seitenwände jeweils unabhängig von allen anderen Wänden abnehmen lassen.

Die erzielten Erkenntnisse zeigen weiteren Forschungsbedarf auf:

- Die Anwendbarkeit der erarbeiteten Reparaturmatrix sollte neben Wäschetrocknern und Druckern in weiteren Fallstudien überprüft werden.
- Für die im Indikator „Arbeitsschritte“ ermittelten Bewertungsklassen sind Referenzwerte erforderlich, die über praktische Studien für weitere Produktgruppen ermittelt werden sollten.
- Hinsichtlich der prioritären Teile sollten in regelmäßigen Abständen Probeuntersuchungen durchgeführt werden, um zu ermitteln, welche Teile in den derzeit in den auf dem Markt befindlichen Geräten vorhanden sind.
- Neben den in diesem Vorhaben erarbeiteten technischen Aspekten sollte analysiert werden, inwiefern ein Label für Reparierbarkeit die Kaufentscheidung beeinflusst und unter welchen Umständen Konsument*innen heutzutage defekte Geräte reparieren.

LITERATURVERZEICHNIS

Europäische Kommission. (2018). Impacts of circular economy policies on the labour market. Final Report and Annexes. Brüssel: Europäische Kommission.

Gries, Nadja (2020) Ressourceneinsparpotenziale der "Vorbereitung zur Wiederverwendung" von Elektro und Elektronikaltgeräten: eine vergleichende Analyse in Flandern und Nordrhein-Westfalen. Kassel University Press.

Hagelüken, C. (2006). Improving metal return and eco-efficiency in electronics recycling - A holistic approach for interface optimisation pre-processing and integrated metals smelting and refining. Proceedings of the 2006 International Symposium on Electronis and the Environment, (S. 218-223). San Francisco.

Löhle, S., Schmiedel, U., & Bartnik, S. (2020). Analyse der Datenerhebung nach ElektroG und UStatG über das Berichtsjahr 2018 zur Vorbereitung der EU-Berichtspflicht 2020. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Poppe, Erik (2014). Reparaturpolitik in Deutschland. Zwischen Produktverschleiß und Ersatzteilnot. SUSTAINUM Institut für zukunftsfähiges Wirtschaften Berlin.

Prakash, S., Dehoust, G., Gsell, M., Schleicher, T., & Stamminger, R. (2016). Einfluss der Nutzungsdauer von Produkten auf ihre Umweltwirkung: Schaffung einer Informationsgrundlage und Entwicklung von Strategien gegen „Obsoleszenz“. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

„Weniger Müll für´s Lebensg´fühl“ - effiziente Kreislaufwirtschaft in der Stadtgemeinde Schladming

Christian Pladerer[1] & Maximilian Wagner[1]
[1)] pulswerk GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die steirische Stadtgemeinde Schladming zählt mit etwa 1,5 Mio. Nächtigungen zu den beliebtesten Tourismusdestinationen Österreichs. Der Wintertourismus und eine Vielzahl an Events, wie dem „Nightrace", Großkonzerte oder Special Olympics mit bis zu 50 000 Besucherinnen und Besuchern spielen hierbei eine große Rolle. Dies geht mit großen Herausforderungen für die Abfallwirtschaft einher. Im Projekt "Weniger Müll für´s Lebensg´fühl" wurden Maßnahmen zur Abfallvermeidung, zur Optimierung bzw. Entlastung des Abfallwirtschaftssystems und nachhaltigen Entwicklung in den Bereichen gesetzt, wo sie in Schladming die größte Hebelwirkung haben: die abfallwirtschaftlichen Hot-Spots Tourismus und Veranstaltungen, sowie die „Hot-Spots“ für nachhaltige Entwicklung Schulen und Kindergärten. In der engen Zusammenarbeit mit der Bevölkerung, Betrieben und Verwaltung wurde sichergestellt, dass die Aktivitäten fortgeführt und weiterentwickelt werden.

1 PROJEKTBESCHREIBUNG

Das Projekt "Weniger Müll für´s Lebensg´fühl" wurde zwischen 2019 und 2023 in der Stadtgemeinde Schladming durchgeführt. Das Projekt wurde von der Österreichischen Gesellschaft für Umwelt und Technik (ÖGUT) geleitet und in Kooperation mit der AQA GmbH und der pulswerk GmbH umgesetzt. Es wurde zu 100 % durch die Coca-Cola Foundation finanziert.

Zentrale **Ziele** des Projektes waren die Reduktion des Abfallaufkommens sowie eine verbesserte Abfalltrennung in Schladming.

2 HANDLUNGSFELDER UND MAßNAHMEN

Die **Maßnahmen** des Projekts wurden in vier Handlungsfeldern umgesetzt.

2.1 Handlungsfeld "Veranstaltungen und Events"

Um das Abfallaufkommen bei Veranstaltungen und Events zu reduzieren, wurde das "**Green Event Handbuch**" entwickelt. Per Gemeinderatsbeschluss sind die Muss-Kriterien des Handbuchs verpflichtend für alle Events ab 1 000 Personen einzuhalten. Für die Planung und Umsetzung von Veranstaltungen wurde die Position des "Abfallbeauftragten" beim AWV Schladming eingerichtet. Auch für Veranstaltungen mit bis zu 1 000 Personen gibt es Empfehlungen im "Green Event Handbuch". Im Laufe des Projekts wurden 60 000 Mehrwegbecher eingeführt, die jederzeit abrufbar sind, sowie Mindestanforderungen für gemeindeeigene Veranstaltungen festgelegt.

2.2 Handlungsfeld "Tourismus"

Auf dem Weg zu einem nachhaltigeren Tourismus in Schladming wurden **Schulungen und Webinare sowie Informations- und Vernetzungsveranstaltungen** mit Stakeholdern aus der Hotel- und Tourismusbranche durchgeführt. Auch die Gäste in Schladming wurden gezielt adressiert:

Durch die **Überarbeitung des öffentlichen Sammelsystems** sowie die Errichtung von sieben **Pilot-Trennstationen** erhielten sie leichten Zugang zu den Informationen, wie in Schladming richtig entsorgt wird. Dafür sorgte einerseits die grafische Darstellung der Trennfraktionen auf den neuen Trennstationen, andererseits ein QR-Code, über den die Gäste alle wichtigen Informationen in 17 Sprachen abrufen können. Bei Buchung eines Wanderpakets über den Tourismusverband Schladming Dachstein erhalten die Gäste außerdem eine Info-Einlage zum Thema Ressourcenschonung und Abfallvermeidung.
Es wurde außerdem auf die **Zertifizierung von 14 Hotelbetrieben mit dem Österreichischen Umweltzeichen** gesetzt, die seither zur Vermeidung von Abfall und der Schonung von Ressourcen beitragen.

2.3 Handlungsfeld "Schulen und Kindergärten"

Zentrales Element dieses Handlungsfeldes waren die jährlich durchgeführten **Kreativwettbewerbe**. Im Rahmen des "Müllpass-Kreativwettbewerbs" und des "Energietagebuchs" waren die ca. 1 000 Schüler:innen Schladmings jährlich dazu eingeladen, sich kreativ mit dem Thema Abfall bzw. Energie auseinanderzusetzen. Eine Sammlung mit **Unterrichtsmaterialien** zum Thema Kreislaufwirtschaft und Abfallvermeidung für Pädagog:innen wurde ebenfalls zur Verfügung gestellt.

2.4 Handlungsfeld "Einbindung der Bevölkerung"

Die Bevölkerung wurde an mehreren Punkten aktiv in das Projekt eingebunden: Die regelmäßig durchgeführten Veranstaltungen des **Reparatur-Café** Schladming boten den Raum und Beratungsmöglichkeit, sich gemeinsam an der Reparatur kaputter Geräte zu versuchen. In zwei **Schreibwerkstätten** waren Bürger:innen eingeladen, sich kreativ mit dem Thema "Vom Wert der Dinge" auseinanderzusetzen. Als Angebot an werdende Eltern wurde der sogenannte **Windelgutschein** eingerichtet, eine Förderungsmaßnahme für Mehrwegwindelsysteme aus Stoff. Ein Info-Workshop informierte über die richtige Anwendung der Windelsysteme sowie den Gutschein. Wichtige Informationen zum Thema Abfallvermeidung in Form einer Broschüre wurden über die Gemeinde-Homepage der Stadtgemeinde zur Verfügung gestellt.

3 METHODISCHES KONZEPT UND LESSONS LEARNED FÜR DIE ARBEIT IN UND MIT GEMEINDEN

Das methodische Konzept stellt die wichtigsten Lessons Learned aus dem mehrjährigen Projekt dar. Es kann als Orientierungshilfe für ähnlich strukturierte Projekte dienen.

3.1 Bestandsanalyse

Die Bestandsanalyse bildete die Grundlage für alle weiteren Schritte im Projekt. Mithilfe einer Abfallanalyse, einer Literaturrecherche, insbesondere der Abfallberichte, und Interviews mit Stakeholdern wurde die IST-Situation festgestellt. Dadurch konnten das allgemeine Abfallvermeidungspotential und mögliche Ansatzpunkte für Maßnahmen identifiziert sowie ein erster Überblick über das lokale Stakeholder-Netzwerk gewonnen werden.

3.2 Identifikation der Low Hanging Fruits

Mithilfe von Workshops mit Vertreter der Stadtgemeinde und relevanten Stakeholdern wurden die sogenannten Schwerpunktbereiche definiert, innerhalb derer die Umsetzung von Maßnahmen ein hohes (Vermeidungs-) Potential sowie eine gute Umsetzbarkeit versprachen.

In einem begrenzten Projektzeitraum hat sich als erfolgversprechend herausgestellt, sich zuerst sinnvolle, aber leichter erreichbare Ziele (low hanging fruits) zuerst zu stecken. Die komplexeren Themen, die aufgrund von weitreichendem Abstimmungsbedarf lange Zeiträume bis zur Umsetzung in Anspruch nahmen, sollten methodisch in die Diskussion einfließen und als Weiterführung der momentanen Handlungsfelder verstanden und mitgeplant werden. Wichtig für die Umsetzung komplexerer Themen war, dass konkreter Handlungsbedarf bei den lokalen Stakeholdern vorliegt, da dies die Wahrscheinlichkeit für eine tatsächliche Realisierung erhöhte.

3.3 Erstellung von konkreten Maßnahmen

Um einen konkreten Maßnahmenplan zu entwickeln, war die Analyse der zuvor identifizierten Schwerpunktbereiche notwendig. Dafür sollten die relevanten Stakeholder aus den verschiedenen Bereichen eine Checkliste ausfüllen, die Klarheit über den Status Quo und mögliche, bereits umgesetzte Maßnehmen, brachte.
Die Gründung eines Beirats aus Vertreter:innen der Gemeinde und relevanten Stakeholdern ermöglichte eine gemeinsame Entscheidungsfindung und erhöhte die Akzeptanz für umzusetzende Maßnahmen.

3.4 Umsetzung

Damit Maßnahmen erfolgreich umgesetzt werden konnten, wurde ein konkretes Konzept erstellt und mit Entscheidungsträger abgestimmt. War für eine Maßnahme ein politischer Beschluss nötig, erfolgte dieser durch die Absegnung der Maßnahme durch den betreffenden Ausschuss und den Gemeinde- bzw. Stadtrat. Ansonsten konnte direkt mit der Implementierung begonnen werden. Die Implementierung von einzelnen Maßnahmen wurde ständig von verschiedenen Prozessen begleitet: Bilateraler Dialog und Feedback waren dabei besonders wichtig, um Maßnahmen sinnvoll auszurichten und Probleme rechtzeitig zu erkennen. Netzwerkbildung/Partizipation sowie Öffentlichkeitsarbeit waren ergänzend notwendig, um die Akzeptanz der Bevölkerung bzw. relevanter Stakeholder zu erhöhen und das Bewusstsein für die gesetzten zu Maßnahmen zu schaffen.

3.5 Evaluierung

Nach der Umsetzung einer Maßnahme erfolgte zeitnah die Evaluierung. Zur Bewertung einer Maßnahme wurden unterschiedliche Kriterien herangezogen: einerseits die Menge an vermiedenem oder zusätzlich getrenntem Abfall (quantitative Evaluierung), oder die Akzeptanz innerhalb der relevanten Stakeholder-Gruppe, die Nutzungsintensität oder die erfolgreiche Bildung von Bewusstsein für ein spezifisches Thema (qualitative Evaluierung).

3.6 Institutionalisierung und Dissemination

Maßnahmen, die nach der Evaluierung als erfolgreich betrachtet wurden, wurden daraufhin institutionalisiert und disseminiert. Unter Institutionalisierung wird dabei die Verankerung einer Maßnahme in lokalen Netzwerken, Institutionen oder Organisationen verstanden, die sich für die Weiterführung von (einzelnen) Projektinhalten auch über die Projektlaufzeit hinaus bereiterklären. Eine erfolgreiche Institutionalisierung erhöht die Akzeptanz für die Projektinhalte, außerdem entfalten viele Maßnahmen erst nach längerer Laufzeit ihr tatsächliches Potential.
Auch Disseminationsaktivitäten zielen darauf ab, die Akzeptanz und das Bewusstsein für einzelne Maßnahmen, aber auch für die Ziele, welche mit dem gesamten Projekt verfolgt werden, zu erhöhen. Für eine erfolgreiche Dissemination der Ergebnisse von "Weniger Müll für´s Lebensg´fühl" wurden vermehrt lokale Netzwerke und Medien genutzt.

3.7 Projekterfolg in dynamischen Systemen

Da die lokalen Netzwerke und politischen Strukturen dynamische Systeme darstellen, veränderten sich, insbesondere durch die lange Projektlaufzeit, die Rahmenbedingungen für die Projektarbeit. Um die nötige Flexibilität zu gewährleisten, stand daher das Projekt-Team ständig im Kontakt zu lokalen Stakeholdern, um Maßnahmen ggf. anzupassen. Es war daher von Anfang an wichtig, entsprechende Ressourcen für diese Art von Prozessen bereit zu stellen.
Für den Projekterfolg wesentlich war hier die aktive Einbindung der Akteur:innen in den Entscheidungsfindungsprozess und die Flexibilität für Adaptionen und Kompromisse. Werden alle Akteur:innen eingebunden, dauert die Entscheidungsfindung zwar länger, erfährt aber langfristige Akzeptanz nach der Umsetzung.

4 PROJEKTABSCHLUSS

Das offizielle Ende des Projekts wurde mit einer Schlussveranstaltung im Mai 2023 in Form einer **Staffelübergabe** gefeiert. Somit markierte die Veranstaltung zwar das offizielle Ende des Projekts, nicht jedoch des Engagements für ein lebenswertes Schladming mit weniger Müll. Die Veranstaltung richtete den Blick nicht nur auf das bisher erreichte, sondern betonte die Vielfalt an Möglichkeiten, die weiter bestehen bleiben und zum Mitmachen einladen. In diesem Sinne überreichte das Projekt-Team am Ende der Veranstaltung Staffeln an regionale Akteur:innen, welche konkrete Projektinhalte weitertragen.

KONTAKT

DI Christian Pladerer
pladerer@pulswerk.at
+43 699 15236101
Kreislaufwirtschaft | Ressourcen | Abfall
pulswerk GmbH
https://www.pulswerk.at/

Status Quo und Potenzial von Re-Use im österreichischen Möbelbereich

Elisabeth Schmied & Gudrun Obersteiner
Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Möbel-Reuse ist traditionell etabliert, jedoch fehlen bisher genaue Daten zu Mengen und Wegen der Wiederverwendung. Im Rahmen einer vom BMK beauftragen Studie wurden Erhebungen zum Status Quo der Möbel-Wiederverwendung durchgeführt. Es zeigt sich, dass neben klassischen Altwarenhändlern, vor allem sozialökonomische Betriebe eine wesentliche Rolle im Re-Use Handel spielen. Weiters werden relevante Mengen an Gebrauchtmöbel über Online Plattformen und persönlichen Netzwerke weitergegeben. Erste Hochrechnungen wurden durchgeführt, Optimierungspotenziale liegen in der Verbesserung der Infrastruktur für stationäres Möbel-Reuse und der Förderung von Bewusstsein für Re-Use-Optionen.

1 EINLEITUNG

Mit der EU-Abfallrahmenrichtlinie (ARRL 2008/98/EG) sind Aktivitäten im Re-Use Bereich immer mehr in das Bewusstsein der betroffenen Akteure gerückt. In der Produktkategorie Möbel ist die Weiternutzung ein lang existentes Modell, es sind bisher jedoch kaum Daten zu Mengen an wiederverwendeten Möbeln verfügbar, noch sind die Wege, die Gebrauchtmöbel gehen bekannt.
Im Rahmen einer vom BMK beauftragten Studien sollten erstmals für Österreich Status quo und Potenzial der Möbelwiederverwendung erhoben werden. Die Erhebungen umfassten neben dem Aufkommen an Re-Use Möbel auch Optimierungsmöglichkeiten.

2 METHODE

Um Daten zu bestehenden Optionen in Österreich für die Abgabe von Möbeln zur Wiederverwendung sowie den Erwerb oder Erhalt von Re-Use-Möbeln zu generieren, wurden Recherchen zum stationären sowie zum online Second-Hand Möbelhandel durchgeführt und erste orientierende Hochrechnungen angestellt. Zusätzlich wurde in Kooperation mit einem Marktforschungsinstitut eine österreichweite, repräsentative Umfrage unter 1.000 Personen durchgeführt, um die Verwendung von Re-Use Möbeln in österreichischen Haushalten zu untersuchen. Es wurde die Anzahl an weitergegebenen und an im Haushalt vorhandenen, eigenen Re-Use Möbeln sowie der Möbeltyp und die Art der Weitergabe (über welchen Kanal) bzw. die Herkunft bei Re-Use Ware abgefragt.

3 WEITERGABE VON MÖBELN IN ÖSTERREICH

3.1 Stationärer Gebrauchtmöbel-Handel

Insgesamt wurden basierend auf online verfügbaren Informationen 187 Anbieter von Second-Hand Möbeln in Österreich identifiziert. Diese Anbieter umfassen eine Vielzahl von Organisationen, darunter sozialwirtschaftliche Betriebe, klassische Altwarenhändler, Verlassenschafts- und Räumungsunternehmen, Indoor-Flohmärkte sowie spezialisierte Anbieter von Bauern- und Stilmöbeln. Die regionale Verteilung zeigt, dass Wien mit 59 Standorten die meisten Anbieter hat, gefolgt von der Steiermark mit 40 und Oberösterreich mit 31 Standorten.
Ein Schwerpunkt der Untersuchung lag bei sozialökonomischen Betrieben, die etwa 40 % der identifizierten Einträge ausmachen. Re-Use Austria, als Interessenvertretung sozialwirtschaftlicher Re-Use-Betriebe, erhebt jährlich Daten zu Re-Use Umsätzen, einschließlich Möbeln. Die Hochrechnungen basierend auf den Daten von 23 Re-Use Austria Mitgliedsbetrieben (wobei die

Mitgliedsbetriebe alle Standorte inkludiert haben) zeigen, dass im Jahr 2021 in Österreich etwa 300.000 Stück Gebrauchtmöbel gesammelt wurden, wovon über 98 % einer Wiederverwendung zugeführt wurden (Wagner 2022). In Summe entspricht das einer Menge von rund 4.720 Tonnen an verkauften gebrauchten Möbeln, die allein über das Netzwerk von Re-Use Austria jährlich erfasst werden. Der tatsächliche Wert für gebrauchte Möbel, die über den stationären Handel vermittelt werden, liegt um einiges höher, eine Abschätzung ist jedoch ohne genauere Kenntnis der Betriebsgrößen nicht möglich.

3.2 Online Gebrauchtmöbel-Handel

In den letzten Jahren haben sich Online-Verkaufs- und Weitergabeplattformen, insbesondere im Möbelbereich, als bedeutende Anlaufstellen etabliert. Die führende Plattform in Österreich ist willhaben.at, gegründet 2006. Im Zeitraum von 2019 bis 2021 stieg die Anzahl der Möbelanzeigen signifikant an, was teilweise auf die Auswirkungen der Corona-Pandemie zurückgeführt wird. Etwa 69 % der inserierten Möbel auf willhaben.at sind Großmöbel, während 31 % Kleinmöbel ausmachen. Hochgerechnet aufgrund der von willhaben.at übermittelten Daten (Pucher 2022) wurde geschätzt, dass zwischen 344.000 – 470.000 Stück bzw. 9.900 bis 13.600 Tonnen Gebrauchtmöbel über diese Plattform weitergegeben wurden, basierend auf einer angenommenen Weitergabequote von 30 %.
Zusätzlich ist in Niederösterreich die Plattform "SogutwieNeu.at" aktiv, die weniger als 150 Möbelprodukte anbietet und somit im Vergleich zu willhaben.at eine geringere Relevanz im Markt besitzt.
Online Plattformen spielen eine wesentliche Rolle im Bereich der Weitergabe und des Verkaufs von Gebrauchtmöbeln in Österreich, wobei willhaben.at aufgrund seiner Größe und Reichweite einen signifikanten Beitrag leistet.

3.3 Gebrauchtmöbel in österreichischen Haushalten

Die repräsentative Umfrage lieferte einen ersten Einblick über die Einstellung und Situation zu Re-Use Möbel in österreichischen Haushalten. Etwa 34 % der Befragten gaben an, in den letzten fünf Jahren mindestens ein Möbelstück zur Wiederverwendung weitergegeben zu haben. Am häufigsten wurden dabei Sessel und Tische weitergegeben (siehe Abb. 1).
Die Weitergabe der Möbel erfolgte hauptsächlich über Online-Plattformen (52 %) und im Familien- und Bekanntenkreis (51 %), wie Abb. 2 zeigt. Etwa 18 % der Möbel wurden an karitative Einrichtungen gespendet. In Bezug auf die Anschaffung bzw. den Besitz von Gebrauchtmöbel zeigen die Umfrageergebnisse, dass von den Befragten 30 % aktuell Second-Hand-Möbel in ihrem Haushalt besitzen, die größtenteils aus dem Familien- und Bekanntenkreis (64 %) und von Online-Plattformen (44 %) stammen. Flohmärkte spielen ebenfalls eine Rolle bei der Beschaffung von Gebrauchtmöbeln (14 %).

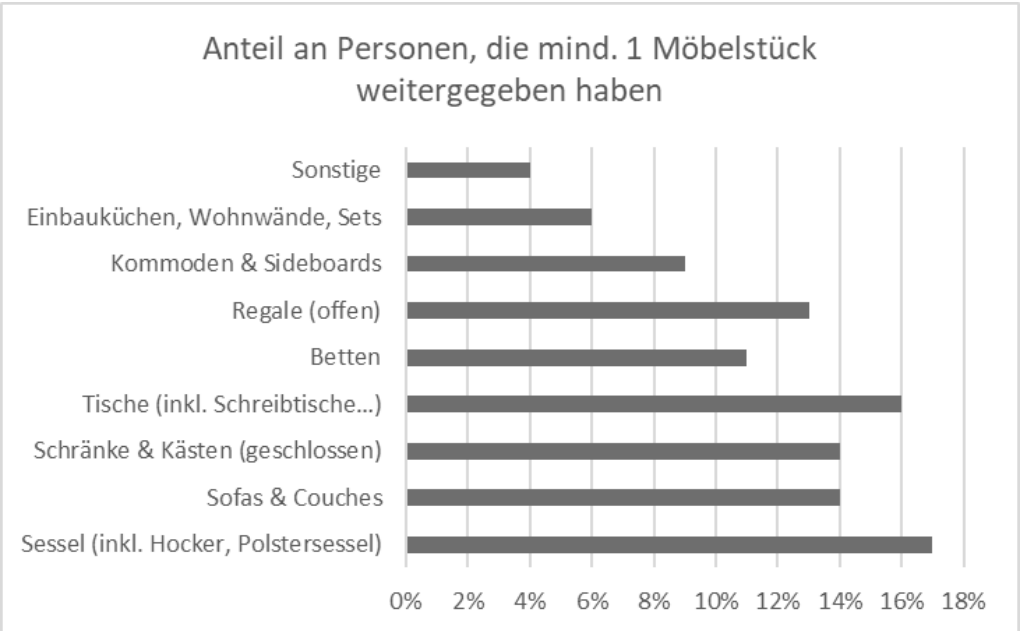


Abb. 1: Anteil Personen, die mindestens 1 Möbelstück in den letzten 5 Jahren in der jeweiligen Kategorie zur Wiederverwendung weitergegeben haben

Die Umfrage zeigt, dass ein beträchtlicher Teil der österreichischen Haushalte Möbel für den Re-Use weitergibt und auch Second-Hand-Möbel im Alltag nutzt. Diese Praktiken sind durch eine starke Nutzung von Online-Plattformen und persönlichen Netzwerken geprägt, wobei auch karitative Einrichtungen eine bedeutende Rolle spielen.

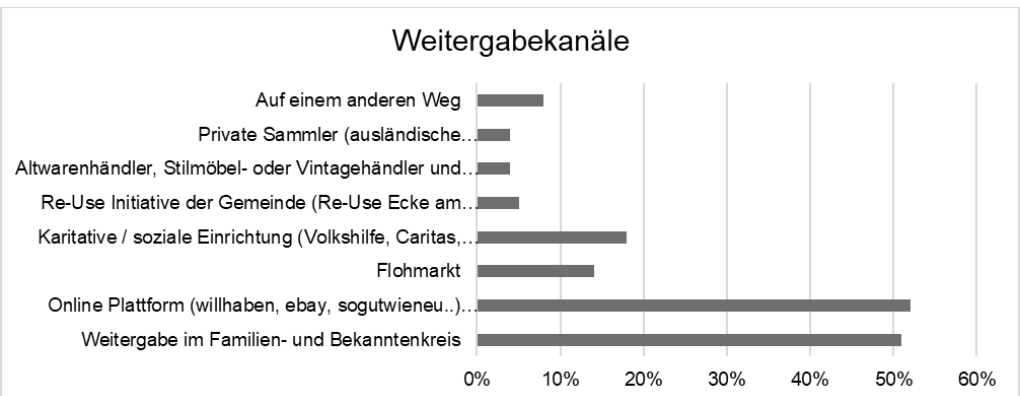


Abb. 2: Wege der Weitergabe von Gebrauchtmöbel in Haushalten; Antwort bezogen auf die 34 % der Befragten, die Möbel weitergegeben haben

4 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Eine detaillierte Übersicht über Second-Hand Anbieter in Österreich zeigt, dass vorläufig 187 Anbieter für Gebrauchtmöbel erfasst wurden. Diese Anbieter reichen von sozialwirtschaftlichen Betrieben über klassische Altwarenhändler bis hin zu Indoor-Flohmärkten und Vintage-Boutiquen. Gemessen an der Einwohnerzahl hat die Steiermark das höchste Angebot mit 3,2 Standorten je 100.000 Einwohner, gefolgt von Wien (3,0) und Salzburg (2,6). In Bezug auf die gehandelten Mengen wurden erste Hochrechnungen aufgrund der von Re-Use Austria erhobenen Daten durchgeführt und ergeben ca. 300.000 Stück bzw. ca. 4700 Tonnen wiederverwendete Möbel, wobei diese Daten nur ca. 40 % der österreichischen Unternehmen repräsentieren.
Neben dem stationären spielt der Online-Möbelhandel eine wesentliche Rolle. Angaben von willhaben.at ergaben eine Weitergabe von Gebrauchtmöbel von ca. 344.000 – 470.000 Stück bzw. 9.900 bis 13.600 Tonnen. Der Trend des hohen Anteils des Online-Handels bei gebrauchten Möbel spiegelt sich auch in der repräsentativen Haushaltsumfrage wider.
Eine repräsentative Umfrage unter österreichischen Haushalten ergab, dass 34 % der Befragten mindestens ein Möbelstück in den letzten 5 Jahren zur Wiederverwendung weitergaben. Die vorherrschenden Weitergabewege waren zu 52 % Online-Plattformen, jedoch auch zu 51 % im Familien- und Bekanntenkreis und zu 18 % über karitative Einrichtungen. Weiters besitzen auch 30 % der Befragten gebrauchte Möbel, meist aus dem Familien- und Bekanntenkreis oder ebenfalls über Online-Plattformen.
Valide Hochrechnungen sind somit nicht ausschließlich über Datenerhebungen im stationären und Online Handel möglich, auch Angaben durch Haushalte müssen aufgrund des hohen Anteils der Weitergabe im Familien- und Bekanntenkreis eingeholt werden.
Optimierungsmöglichkeiten liegen vor allem in der Verbesserung der Infrastruktur für stationäres Möbel-Reuse und der Förderung von Bewusstsein für Re-Use-Optionen. Engpässe wie begrenzte Lagerkapazitäten und hohe Transportkosten sind häufige Hindernisse, die durch bessere Koordination und finanzielle Unterstützung überwunden werden könnten. Eine systematische Erfassung von Daten über Möbelströme ist ebenfalls vonnöten, um Effizienzpotenziale zu erkennen und zu nutzen.

5 DANKSAGUNG

Die GRUNDLAGENSTUDIE ZU MÖGLICHKEITEN UND POTENZIALEN VON RE-USE IM MÖBELSEGMENT wurde vom BMK in Auftrag gegeben und ist auf der Website des Institutes für Abfall- und Kreislaufwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien downloadbar.

LITERATURVERZEICHNIS

ARRL (2008) Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien (Text von Bedeutung für den EWR)
Pucher, A. (2022) Persönliche Mitteilung, E-Mail vom 15.04.2022, willhaben.at
Wagner, M. (2022) Persönliche Mitteilung, E-Mail vom 23.05.2022, Re-Use Austria

KONTAKT

Elisabeth Schmied
elisabeth.schmied@boku.ac.at
01 47654-81331
Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft
Universität für Bodenkultur Wien
https://boku.ac.at/wau/abf

Auswirkungen der Lebensmittelabfallvermeidungs-App To Good To Go auf das Abfallaufkommen

Gudrun Obersteiner[1], Katharina Hofer[1], Sandra Luck[1], Reinhold Ottner[1] & Elisabeth Schmied[1]
[1)] Universität für Bodenkultur, Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Weltweit gehen ein Drittel der Lebensmittelabfälle entlang der Wertschöpfungskette verloren. Als eine Möglichkeit Lebensmittelabfälle zu reduzieren, wurde in den letzten Jahren der Einsatz von Informations- und Kommunikationstechnologien, wie z.B. die Nutzung von Apps zur Vernetzung von Anfall überschüssiger Lebensmittel auf der einen und Bedarf auf der anderen Seite immer relevanter. Die Auswirkungen der App Too Good To Go (TGTG), welche Verbraucher*innen u.a. mit Lebensmitteleinzelhandelsgeschäften vernetzt, wurden analysiert. Dabei wurde berücksichtigt ob es durch diese Initiativen zu Verschiebungen im Lebensmittelabfallaufkommen entlang der Wertschöpfungskette vom Handel zu Verbraucher*innen kommt. Der Beitrag von TGTG zur Lebensmittelabfallvermeidung konnte gezeigt werden.

1 EINLEITUNG

Weltweit sind laut FAO (2017 und 2018) 8% der Treibhausgasemissionen, 20 % des Süßwasserverbrauchs und 30 % der globalen landwirtschaftlichen Bodennutzung den anfallenden Lebensmittelabfällen zuzuschreiben. Lebensmittelverschwendung tritt prinzipiell entlang der gesamten Lebensmittelwertschöpfungskette auf. Der Verringerung der Lebensmittelabfälle im Einzelhandel wird jedoch zunehmend Aufmerksamkeit geschenkt. Nicht zuletzt, da dieser als Bindeglied zwischen Erzeuger*innen, Verarbeiter*innen und/oder Händler*innen und Verbraucher*innen fungiert und somit ein Einfluss auf die Lebensmittelverluste und das Abfallaufkommen in den vor- und nachgelagerten Stufen der Lebensmittelversorgungskette angenommen wird.
Die Fortschritte in Informations- und Kommunikationstechnologien haben den Lebenszyklus von Lebensmitteln mit der Entstehung zahlreicher Websites und Apps, die das Teilen und Weitergeben von Lebensmitteln ermöglichen, grundlegend verändert. Ein Beispiel dafür ist die 2015 in Dänemark gegründete App Too Good To Go (TGTG), die es sich zur Aufgabe gemacht hat, der Lebensmittelverschwendung in der Gastronomie und dem Einzelhandel entgegenzuwirken. Das Konzept der App ist es, Partnerbetrieben die Möglichkeit zu geben, Produkte, die bis Tagesende nicht verkauft wurden und noch genießbar sind, in Form eines Überraschungspakets zu einem billigeren Preis an App-Nutzer*innen zu verkaufen. Obwohl die positiven Auswirkungen der App auf das Abfallaufkommen im Lebensmitteleinzelhandel und in der Gastronomie unbestritten sind, ist nicht auszuschließen, dass es zumindest zum Teil zu einer Verlagerung des Abfallaufkommens von der Gastronomie und dem Handel hin zu den Einzelhaushalten kommt. Das hat nicht zuletzt Auswirkungen auf die kommunale Abfallsammlung.
Das Ziel der vorgestellten Arbeit war es, herauszufinden, welchen Einfluss TGTG auf die Lebensmittelabfallvermeidung in Österreich hat. Im Detail sollte für TGTG analysiert werden, inwiefern die Produkte in den Überraschungspaketen tatsächlich nutzbar sind bzw. genutzt werden und welcher Anteil in weiterer Folge bei den Konsument*innen entsorgt wird, um zu untersuchen, ob diese Lebensmittel letztendlich vor der Verschwendung bewahrt werden oder nicht.

2 METHODE

In Kooperation mit TGTG erfolgte dazu eine Umfrage unter TGTG-Nutzer*innen zu ihrem Umgang mit den Lebensmitteln aus TGTG Sackerln im Handel. Der Fragebogen umfasste soziodemografischen Daten der Teilnehmer*innen, allgemeine Fragen über die Nutzung von Too Good

To Go, Zufriedenheit und Qualität der Überraschungssackerl, die Zusammensetzung der Überraschungssackerl und den Verbleib der Produkte. Die Umfrage wurde von 742 Personen beantwortet. Nach Ausschluss unvollständig ausgefüllter Fragebögen und jener, wo das Angebot von TGTG im Handel von den Befragten nicht genutzt wurde, konnten 538 Fragebögen für die Auswertung herangezogen werden.

3 ERGEBNISSE

Es zeigte sich, dass ein Großteil der Teilnehmer*innen das Angebot von TGTG regelmäßig nutzt und mit diesem gut zurechtkommt. Fast die Hälfte der Teilnehmer*innen (44 %) gab an, regelmäßig zumindest einmal die Woche TGTG Sackerl oder Kisterl in Supermärkten abzuholen (Abb. 1). In der Woche vor dem Ausfüllen des Fragebogens hatten 58 % der Teilnehmer*innen das TGTG Angebot genutzt. Die meisten Teilnehmer*innen nutzen das Angebot einmal pro Woche bzw. alle zwei Wochen (jeweils 29 % der Antworten).

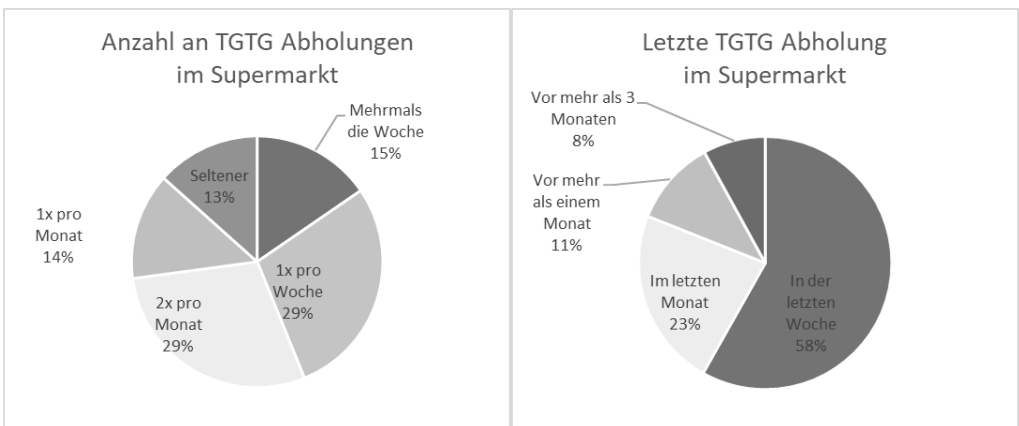


Abb. 1: Häufigkeit von Abholungen und Zeitpunkt der letzten Abholung von TGTG Angeboten im Supermarkt

Über 90 % der TGTG Nutzer*innen, die die App für Abholungen im Supermarkt nutzen, sind mit der Qualität der Lebensmittel in den Überraschungssackerln und -kisterln sehr zufrieden (52%) oder zumindest eher zufrieden (42 %). Nur ein Prozent der Nutzer*innen ist mit der Qualität gar nicht zufrieden.
Nicht ganz so positiv fällt die Bewertung der Zusammensetzung des Inhaltes in Bezug auf die Produktvielfalt aus. Hier sind nur 27 % sehr zufrieden. Der Großteil der Befragten (62 %) ist aber immerhin eher zufrieden und nur 10 % sind eher nicht zufrieden. Auch hier ist es nur 1 % der Befragten, die gar nicht zufrieden sind mit der Produktzusammensetzung.
Dies zeigt sich auch an den Antworten auf die Frage mit welchen Problemen sich die TGTG Nutzer*innen bisher konfrontiert sahen. Auch hier wurden Probleme eher in Bezug auf die Produktvielfalt angemerkt. Weniger Probleme scheinen die Nutzer*innen damit zu haben, die erhaltenen Lebensmittel zu verarbeiten, auch wenn es große Mengen sind und auch ein kurzes MHD stellt nur für 5 % der Befragten sehr oft oder oft ein Problem dar (Abb. 2).

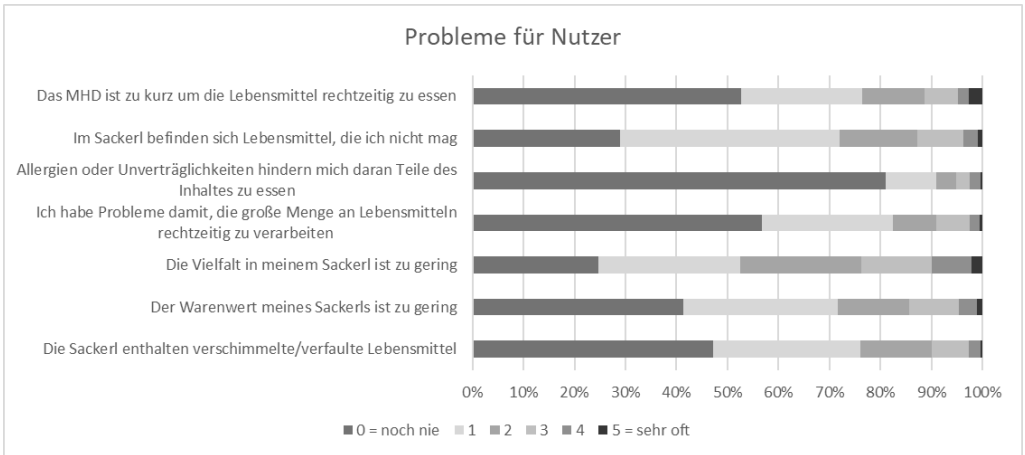


Abb. 2: Probleme von denen TGTG Nutzer*innen betroffen sind

Ein wesentlicher Grund für die vorliegenden Analysen war es, herauszufinden, ob es durch die positiven Auswirkungen der App auf das Abfallaufkommen im Lebensmitteleinzelhandel zu einem gesteigerten Abfallaufkommen bei Haushalten kommt und somit zu einer Verlagerung des Abfallaufkommens vom Handel hin zu den Einzelhaushalten. Das hätte nicht zuletzt Auswirkungen auf die kommunale Abfallsammlung. Aus diesem Grund sollten die Befragten den Anteil der Lebensmittel einschätzen, der vom letzten TGTG-Kauf entsorgt werden musste (Abb. 3).

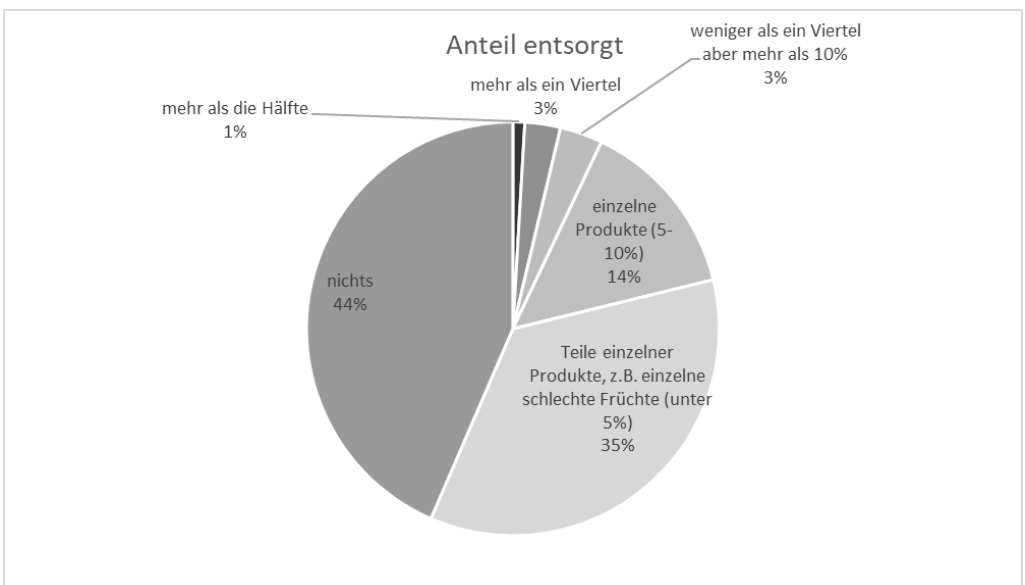


Abb. 3: Anteil, der von TGTG-Sackerl entsorgt wird

Ein Großteil der Befragten gab an, kaum Abfälle zu haben. 44 % mussten gar nichts vom letzten TGTG Einkauf entsorgen und bei 35 % waren es nur geringe Mengen wie z.B. einzelne schlechte Früchte.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Ein wesentlicher Grund für die vorliegenden Analysen war es herauszufinden, ob es durch die positiven Auswirkungen der App auf das Abfallaufkommen im Lebensmitteleinzelhandel, zu einem gesteigerten Abfallaufkommen bei Haushalten kommt und somit zu einer Verlagerung des Abfallaufkommens vom Handel hin zu den Einzelhaushalten kommt. Ein Großteil der Befragten gab hierzu an, kaum Abfälle zu haben. 44% mussten gar nichts vom letzten TGTG Einkauf entsorgen und bei 35 % waren es nur geringe Mengen wie z.B. einzelne schlechte Früchte. Zusammenfassend kann TGTG eindeutig ein relevantes Abfallvermeidungspotential zugestanden werden. Das Ausmaß der nach der TGTG Einkäufe entsorgten Abfallmengen bewegt sich im selben Rahmen als jenes bei regulären Einkäufen.
Die Frage, ob es durch TGTG zu einer Verschiebung von Abfällen aus dem Einzelhandel hin zu Haushalten führt, kann basierend auf den Ergebnissen mit nein beantwortet werden, auch wenn hier mehrere Faktoren berücksichtigt werden müssen. Der Grundstein für eine potentielle Entsorgung der Lebensmittel im Haushalt wird von den Verantwortlichen im Einzelhandel gelegt. Diese entscheiden maßgeblich mit, wie leicht oder schwer es ist, die im Sackerl enthaltenen Lebensmitteln rechtzeitig verarbeiten zu können. Es zeigte sich, dass hier wiederholte Schulungen oder Hinweise hilfreich sein könnten. Zu einseitig gefüllte Sackerl und große Mengen an bestimmten Produkten, die nicht zeitgerecht verzehrt werden konnten, waren auch laut Befragung für viele Konsument*innen ausschlaggebend TGTG-Sackerl nicht mehr zu kaufen.

DANKSAGUNG

Das Projekt “Analyse des Abfallvermeidungspotentials von Too Good To Go” wurde vom Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) (Projektnr.: 15516) finanziert.

LITERATURVERZEICHNIS

FAO, 2017. The State of Food and Agriculture 2017. Leveraging food systems for inclusive rural transformation. Rome.
FAO, 2018. Food Loss and Waste and the Right to Adequate Food. Making the connection. Rome.

KONTAKT

Dipl.Ing.Dr. Gudrun Obersteiner
gudrun.obersteiner@boku.ac.at
Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft
BOKU Universität
https://boku.ac.at/wau/abf

Symbiose Mensch & KI: Nachhaltige (Abfall-)Logistikoptimierung

Jonas Neumair[1] & Markus Gschanes[1]
[1)] Saubermacher Dienstleistungs AG, F&E, Feldkirchen bei Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die zunehmenden Herausforderungen durch Fahrpersonalmangel, Fluktuation und Ineffizienzen in der Abfalllogistik erfordern innovative Lösungen. Dieser Beitrag präsentiert einen dreistufigen Ansatz, der die Synergie zwischen menschlicher Expertise und Künstlicher Intelligenz nutzt, um den Abfallmanagementprozess zu optimieren. Durch die Digitalisierung des Wissens erfahrener Fahrer:innen und die Kombination mit Live-Daten können Unternehmen ihre Betriebseffizienz steigern und schneller auf Personalengpässe reagieren. Die Studie betont die Bedeutung einer automatisierten, an Echtzeitbedingungen angepassten Routenplanung, die kontinuierlich durch überwachtes Lernen und Fahrerfeedback verbessert wird. Der vorgestellte Ansatz ermöglicht eine hochdynamische und adaptive Routenplanung, die den modernen Anforderungen der Abfalllogistik gerecht wird und die Akzeptanz der geplanten Routen bei den Fahrer:innen erhöht.

1 FAHRERMANGEL

Der akute Mangel an LKW-Fahrer stellt die Logistikbranche vor erhebliche Herausforderungen. Eine Studie des Bundesamtes für Güterverkehr (2023) zeigt, dass über ein Drittel des Fachpersonals in Deutschland älter als 55 Jahre ist und sich dem Ruhestand nähert, was die Problematik weiter verschärft. Prognosen zufolge könnten bis 2027 bis zu 40% der Fahrer altersbedingt aus dem Berufsleben ausscheiden. Gleichzeitig reicht die Zahl der Neueinsteiger nicht aus, um diese Lücke zu schließen (BALM 2023).

Diese Engpässe sind besonders in der Abfalllogistik spürbar, wo spezialisiertes Wissen über Routen und Abholzyklen über Jahre oder Jahrzehnte aufgebaut wurde und mit dem Fachpersonal das Unternehmen verlässt.

2 GEGENWÄRTIGE SITUATION

Erfahrene Mitarbeiter nutzen ihre umfassende Ortskenntnis und Vertrautheit mit den Füllmustern der Behälter sowie den optimalen Anfahrwegen, um effizientere Routen zu wählen. Dieses Spezialwissen umfasst Details wie geeignete Anfahrtswege, nicht gekennzeichnete Zufahrtswege oder Stellen, die ein Rückwärtsfahren erfordern, und ist in herkömmlichen Navigationssystemen nicht enthalten.

Aktuell verfügbare Softwarelösungen zur Routenoptimierung berücksichtigen diese Feinheiten nicht. Obwohl sie grundlegende Routen aufzeichnen und wiedergeben können, basieren sie auf starren Zeitplänen und reagieren nicht flexibel auf tatsächliche Bedingungen wie Füllstände der Behälter oder Verkehrsaufkommen. Selbst Optimierungslösungen, die Füllstände berücksichtigen, vernachlässigen das Spezialwissen der Fahrer bei der Navigation. Dies führt zu einer fehlenden Akzeptanz und geringen Umsetzbarkeit der Gesamtlösung.

Aktuell fehlt eine etablierte Methodik, um das wertvolle Spezialwissen erfahrener Fahrer systematisch zu erfassen, abzuspeichern und anderen Mitarbeitern einfach zugänglich zu machen. Solche Systeme müssen die individuellen Kenntnisse erfahrener Fahrer digital erfassen mit Live-Daten wie Verkehrsaufkommen und Füllständen der Behälter kombinieren um effiziente Routen bereitzustellen. In dieser Arbeit wird ein solcher Ansatz vorgestellt, der bereits erfolgreich erprobt wurde.

3 SYMBIOSE VON KI UND MENSCH

Es wurde ein innovativer Ansatz entwickelt, um die Herausforderungen in der Abfalllogistik durch die Integration von Künstlicher Intelligenz (KI) und menschlicher Expertise zu bewältigen. Diese Symbiose zielt darauf ab, die Effizienz und Nachhaltigkeit in der Abfalllogistik signifikant zu verbessern, ohne zusätzliche Investitionen zu erfordern und bereits ab dem ersten Tag einen Mehrwert zu generieren.

Die Herangehensweise gliedert sich hierbei in 3 Schritten:

- **Erfassung der Ist-Situation und Abstraktion des menschlichen Wissens:** Die aktuelle Situation wird durch digitale Werkzeuge erfasst und das Wissen erfahrener Fahrer über Füllstände, Routen und Behälterstandorte abstrahiert und systematisch gespeichert.
- **Integration und Kombination mit Live-Daten:** Die erfassten Daten werden mit Echtzeitinformationen wie Verkehrsdaten und aktuellen Füllständen der Behälter kombiniert. Geeignete Algorithmen und Modelle sorgen dafür, dass diese Daten für die Praxis in Form von Optimierten Routen nutzbar gemacht werden.
- **Adaptive Routenplanung**: Das Verhalten des Personals im Feld wird weiterhin beobachtet, um kontinuierlich Rückschlüsse zu ziehen und Verbesserungen in die Berechnungen einfließen zu lassen.

Dieser iterative Ansatz ermöglicht eine vollständige Symbiose zwischen menschlichem Wissen, modernster Technologie und aktuellen Live-Daten. Dadurch können Effizienz und Nachhaltigkeit in der Abfalllogistik erheblich gesteigert werden.

3.1 Digitale Erfassung menschliches Wissen

Die digitale Erfassung menschlichen Wissens stellt einen entscheidenden Schritt zur Optimierung der Abfalllogistik dar. Erfahrene Fahrer besitzen tiefgreifendes Wissen über die optimalen Abholzeiten und Routen, basierend auf langjähriger Erfahrung und detaillierten Kenntnissen der spezifischen Sammelgebiete. Dieses wertvolle Wissen kann durch den Einsatz digitaler Werkzeuge systematisch erfasst und abstrahiert werden.

Fahrer erhalten die Möglichkeit, ihre Einschätzungen zu Füllständen bei Abholungen in ein zentrales System einzugeben. Kostenintensive Füllstandssensorik wird hier dadurch weitgehendst ersetzt. Neben direkten Informationen wie Füllständen werden auch Daten zu Abholzeitpunkten, Fahrspuren und Verweildauern anonym erfasst. Diese zusätzlichen Daten liefern wertvolle Einblicke in die tatsächliche Situation vor Ort und ermöglichen eine präzisere Planung und Optimierung.

Die Erfassung der Daten ermöglicht eine digitale Spiegelung des menschlichen Wissens. Diese strukturierten Informationen bilden die Basis für eine nachhaltige und adaptive Optimierung der Abfalllogistik, die sowohl wirtschaftliche als auch ökologische Vorteile mit sich bringt. Es entsteht ein einheitlicher Wissenspool, der nicht nur das Wissen erfahrener Fahrer beinhaltet, sondern dieses auch jederzeit benutzerfreundlich abrufbar macht.

3.2 Integration und Kombination mit Live-Daten

Die Integration und Kombination digital erfasster Erfahrungsdaten mit Echtzeitinformationen stellt den Mehrwert zum Fahrerwissen verglichen zur aktuellen Prozesskette dar. Sobald das Wissen erfahrener Fahrer systematisch digitalisiert und in einem zentralen System gespeichert wurde, kann es mit Live-Daten kombiniert werden, um eine dynamische und adaptive Routenplanung zu ermöglichen. Zu den relevanten Live-Daten gehören aktuelle Füllstände der Behälter, Verkehrsaufkommen und Wetterbedingungen.

Geeignete Algorithmen und Modelle, die auf maschinellem Lernen und künstlicher Intelligenz basieren, verarbeiten diese kombinierten Daten und generieren optimierte Routen. Dies ermöglicht eine flexible Anpassung der Routen an die aktuellen Bedingungen und verbessert die Effizienz der Abfallsammlung erheblich.

Die Kombination von digitalisiertem Erfahrungswissen und Live-Daten ermöglicht eine hochdynamische und anpassungsfähige Routenplanung, die den modernen Anforderungen der Abfalllogistik gerecht wird und gleichzeitig zur Nachhaltigkeit beiträgt.

3.3 Adaptive Routenplanung

Die adaptive Routenplanung ist ein entscheidender Schritt zur Akzeptanz und Optimierung der Abfalllogistik und unterscheidet diesen Ansatz von allen anderen verfügbaren Lösungen auf dem Markt. Sie etabliert ein System, das sowohl von Fahrern akzeptiert wird als auch den speziellen Anforderungen der Abfallwirtschaft gerecht wird.

Traditionelle Systeme zur Routenplanung berücksichtigen nicht die spezifischen Vor-Ort-Situationen, wie bevorzugte Anfahrtswege und -richtungen, die möglicherweise nur auf bestimmte Weise befahren werden können. Der Ansatz des dargelegten Systems basiert darauf, dass geplante Routen kontinuierlich mit den tatsächlich gefahrenen Touren verglichen werden. Durch diesen Vergleich können Modelle Abweichungen erkennen und darauf reagieren, indem sie beispielsweise schnellere Wege identifizieren, Fehler im Straßennetz korrigieren oder bei ungenauen Füllstandsvorhersagen proaktiv den Einsatz von Sensoren vorschlagen. Fahrer haben einfache Möglichkeiten, ihre Touren nachzubearbeiten, was wiederum als Input für die Systemarchitektur dient.

Dieser integrative Ansatz steigert nicht nur die Effizienz, sondern fördert auch eine engere Zusammenarbeit zwischen Technologie und menschlichem Wissen, was zu einer nachhaltigen und zukunftsorientierten Abfalllogistik führt.

4 ANWENDUNGSBEREICHE

In speziellen Bereichen wie der Textil- und Altglassammlung, in denen keine Tour der anderen gleicht, zeigt sich das Potenzial der Symbiose zwischen Mensch und KI besonders deutlich. Traditionell müssen Fahrer entscheiden, welche Behälter geleert werden sollen. Es macht wirtschaftlich selten Sinn, alle Behälter anzufahren, da diese oft weit verstreut liegen. Zudem hängt die Routenführung stark vom Füllstand ab, da etwaige Zwischenentladungen in der Routenplanung und -optimierung berücksichtigt werden müssen. Ein KI-unterstütztes System kann diese Entscheidungen durch präzise Daten und Vorhersagen verbessern und so die Effizienz erheblich steigern.

Im Bereich der Altglassammlung, besonders in städtischen Gebieten, ist es entscheidend zu wissen, von welcher Seite ein Behälter angefahren werden soll, ob gewendet werden kann und welche die optimale Abfahrrichtung und -sequenz ist. In ländlichen Gebieten können größere Steigungen bedeuten, dass manche Straßen weniger geeignet sind oder es notwendig ist, Frequenzen so zu wählen, dass LKWs möglichst leer den Berg hinauffahren.

Diese Feinheiten sind schwer oder nicht allein aus allgemeinen Daten erkennbar und können nur aus dem Verhalten und Wissen der Fahrer abgeleitet werden. Entsprechend ist es besonders in solchen Bereichen wichtig, dass nicht nur die Füllstandssituation, sondern auch die spezifischen Routenführungen vor Ort in die Optimierung einfließen.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Kombination aus menschlicher Expertise und Künstlicher Intelligenz führt zu signifikanten wirtschaftlichen Vorteilen. Unternehmen können Kosten reduzieren, indem sie ihre Ressourcen effizienter nutzen und Ausfallzeiten durch Urlaubs- und Krankheitsvertretungen minimieren. Darüber hinaus ermöglichen Modelle und das Feedback der Fahrer präzise Füllstandsvorhersagen, die weitgehend die Notwendigkeit von Sensorik ersetzen, was diese Systeme für Kunden besonders attraktiv macht.

Die adaptive Anpassung des Systems an die jeweilige Vor-Ort-Situation in der Navigation und Optimierung erhöht zudem die Akzeptanz bei den Fahrern erheblich. Dies ist einer der wichtigsten Faktoren bei der Implementierung digitaler Tools in dieser Branche.

Die Routenführung und Optimierung ist besonders geeignet für Fahrer, die sich im Sammelgebiet nicht auskennen. Das System trägt neben der Effizienzsteigerung auch zu weiteren Vorteilen bei, wie dem Ausbau des Know-hows, der besseren Abrufbarkeit von Informationen und der Sicherstellung des Betriebs bei Abwesenheiten von Fahrern.

Diese genannten Anwendungsgebiete sind nur der Anfang. Die entwickelte Systemarchitektur kann auf alle Bereiche ausgeweitet werden, in denen das Wissen der Fahrer vor Ort essenziell ist und mit Live-Daten und Routenoptimierung kombiniert werden kann.

LITERATURVERZEICHNIS

(BALM), B. f. (2023). Arbeitsbedingungen im Güterkraftverkehr in Deutschland 2023.

KONTAKT

DI Neumair Jonas
j.neumair@saubermacher.at
+43 664 805982407
Forschung & Entwicklung
Saubermacher Dienstleistungs AG
www.saubermacher.at

Erschließung des Sekundärrohstoffpotenzials in anthropogenen Ressourcen mittels UNFC

Soraya Heuss-Aßbichler[1], Iman Dorri [1] & Bhagya Yajasinghe[1]
[1)] Ludwig-Maximilians Universität München, Department für Geo- und Umweltwissenschaften, München, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Erschließung des Potenzials von Sekundärrohstoffen gewinnt zunehmend an Bedeutung. Die United Nations Framework Classification for Resources (UNFC) ist insofern einzigartig, als sie ein generisches Grundprinzip darstellt, das für jede Art von Ressource verwendet werden kann. Hierbei werden drei Hauptkriterien berücksichtigt: Grad des Vertrauens in die Produktmengen (G-Achse), die technische Machbarkeit (F-Achse) und die ökologische und sozioökonomische Tragfähigkeit des Projekts (E-Achse). Diese Vorgehensweise ermöglicht es, die Ergebnisse eines Projekts in einer gesamtheitlichen konsistenten Struktur zu erfassen. Eine transparente Darstellung eines Projekts ermöglicht es, die Stärken und Schwächen eines Projekts hervorzuheben. Im Rahmen des Horizon Europe Projekts FutuRaM wird an einem Ansatz zur Klassifizierung von anthropogenen Ressourcen mit UNFC gearbeitet. Diese Herangehensweise ermöglicht es, die betriebswirtschaftliche Betrachtungsweise mit einer volkswirtschaftlichen Perspektive zu verknüpfen. Mit der gesamtheitlichen Herangehensweise können nicht nur die Potenziale oder Hindernisse eines Projekts aufgezeigt, sondern auch ihre Auswirkung auf regionaler und nationaler Ebene abgeschätzt werden. Dadurch erhalten die Entscheidungsträger sachbezogene Informationen für faktenbasierte Entscheidungen.

1 EINFÜHRUNG

Das Konzept der Kreislaufwirtschaft (CE) zielt darauf ab, Rohstoffe stets im Kreislauf einer Nutzung zu halten. Für bestimmte Abfallströme wie Glas, Papier und Metalle wurde dies bereits erfolgreich umgesetzt und die Verwertung dieser Abfälle als Sekundärrohstoff ist etabliert. Die meisten Materialien, insbesondere kritische Rohstoffe, werden jedoch nicht effizient rezykliert, sondern gehen vielfach für eine Nutzung verloren. Die EU-Politik spielt derzeit eine entscheidende Rolle bei der Ausrichtung der Abfallwirtschaft auf eine nachhaltige Kreislaufwirtschaft. Ein zentrales Ziel ist die Erhöhung der Verfügbarkeit von strategischen Rohstoffen in der EU. Maßnahmenpakete wie der Europäische Green Deal und der Aktionsplan Kreislaufwirtschaft leisten einen wichtigen Beitrag zur Förderung der Ressourceneffizienz und Nachhaltigkeit. Mit der im Mai 2024 in Kraft getretene Richtlinie über kritische Rohstoffe (Critical Raw Material Act) verpflichten sich die Mitgliedsstaaten, die recyclierten Mengen mit dem UNFC Klassifikationssystem zu berichten. Damit verlagert sich der Schwerpunkt von der sicheren Entsorgung von Abfällen, einschließlich der Verringerung des Abfallaufkommens und der Verlängerung des Lebenszyklus der Produkte, auf einen neuen Aspekt: die effektive and effiziente Rückgewinnung der wertvollen Bestandteile in Abfällen. Auch der Ansatz zur Bewertung der Kreislaufwirtschaft verschiebt sich von einer Produkt-orientierten (u.a. Ökobilanz, LCA) zu einer Prozess- bzw. Projekt-orientierten Betrachtung. Mit einer Massenbilanz (z.B. MFA) kann die tatsächlichen Rückgewinnungsraten von Wertstoffen ermittelt werden. Damit können die Orte der jeweiligen Elementverluste entlang der Lieferkette identifiziert und Schwachstellen in der Abfallbehandlung erkannt werden. Dies trägt u.a. dazu bei, gezielt technische Lösungen für eine effektive Kreislaufwirtschaft zu entwickeln.

Im Bereich der Primärrohstoffe gibt es seit langem Mindestanforderungen an Unternehmensberichte, die den Entwicklungsstand eines Vorhabens verbindlich kommunizieren; dies ist insbesondere bei Investitionen wichtig. Internationale Berichtsstandards wie CRIRSCO geben hierfür definierte Vorgaben. Im Recyclingsektor fehlt es an vergleichbaren Ansätzen. Diese Informationen werden für nationale Inventare aggregiert. Das Horizon Europe Projekt FutuRaM (Future

Availability of Secondary Raw Materials in Europe) beschäftigt sich u.a. damit, die Vorgehensweise für die Klassifikation gemäß UNFC auf Verwertungsvorhaben zu entwickeln.

2 UNITED NATIONS FRAMEWORK CLASSIFICATION FOR RESOURCES (UNFC)

United Nations Framework Classification for Resources (UNFC) (UNECE, 2019) ist ein universelles, prinzipienbasiertes System zur Klassifikation von Ressourcen. Es umfasst ein breites Spektrum von Ressourcentypen, darunter mineralische Rohstoffe, fossile Brennstoffe und erneuerbare Energien - und seit 2018 anthropogene Ressourcen. Die Klassifizierung basiert auf drei Hauptkriterien:

- **E - Ökologische und sozioökonomische Tragfähigkeit**: Wirtschaftlichkeit des Projekts einschließlich Umweltauswirkungen und der sozioökonomische Nutzen bewertet.
- **F - Technische Machbarkeit**: Technische Machbarkeit der Verarbeitungsmethoden.
- **G - Grad des Vertrauens in die Produktmengen**: Beurteilung der Zuverlässigkeit der Angaben über die Produktmenge auf der Grundlage des Anteils an verwertbarem Material.

Diese Kriterien werden in Kategorien von 1 (Anforderungen erfüllt) bis 4 (unzureichende Kenntnisse) bzw. bis 3 für (E) eingeteilt. Durch die Kombination der Kategorien entsteht eine drei dimensionale Matrix (Abbildung 1). Jede E-F-G-Kombination liefert einen eindeutigen Code, der den spezifischen Status (Klasse) des Projekts zu einem bestimmten Zeitpunkt darstellt.

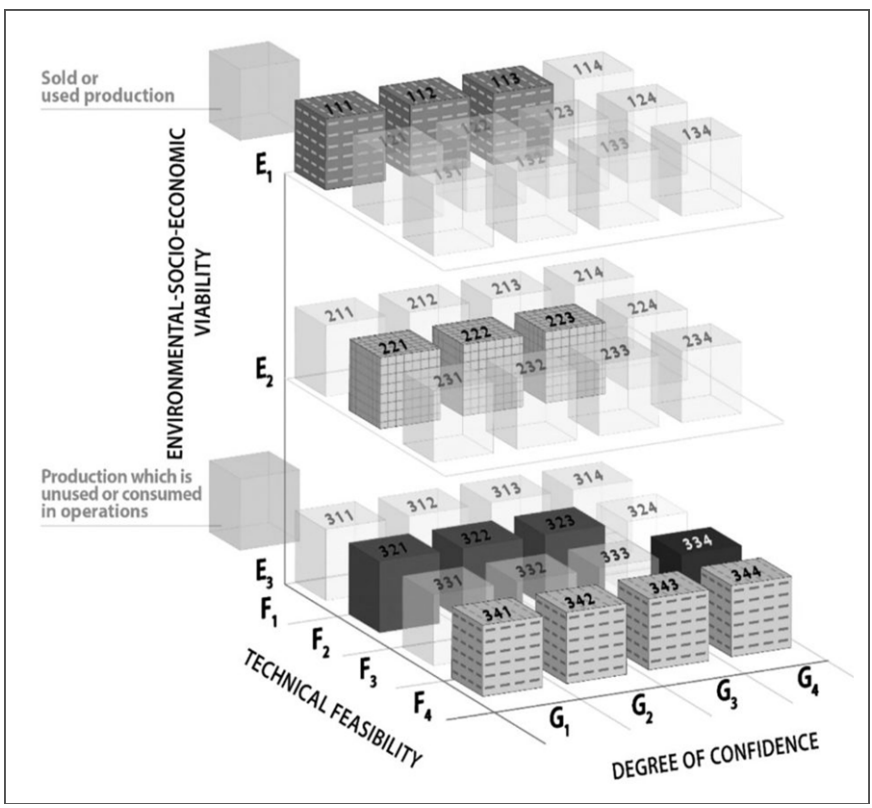


Abb. 1: UNFC Matrix mit den 3 verschiedenen (EFG) Kriterien: (G) Grad des Vertrauens in die Produktmengen, (F) technische Durchführbarkeit und (E) ökologische und sozioökonomische Tragfähigkeit des Projekts. Die Zahlen 1 bis 4 drücken den Entwicklungsstand des Projekt aus; mit 4 für ein unzureichender Kenntnisstand und 1 für die Erfüllung der Anforderungen

Der Vorteil von UNFC ist ein klar strukturiertes Format mit einer einheitlichen Sprache für die Bewertung von Projekten. Die Klassifikation der Ressourcen nach den gleichen Grundsätzen bietet nicht nur eine konsistente Grundlage für unternehmerische Entscheidungen, sondern auch eine solide Basis für das nationale Ressourcenmanagement.

3 ANWENDUNG DES UNFC FÜR RÜCKGEWINNUNGSPROJEKTE

Im von der UNECE veröffentlichten Dokument "Guidance for the Application of the United Nations Framework Classification for Resources (UNFC) for Mineral and Anthropogenic Resources in Europe" (UNECE 2022a) wird der Anwendungsbereich der Klassifikation von Primärrohstoffen auf Bergbauabfälle erweitert. Für Recyclingprojekte aus Post-Consumer-Abfällen fehlen jedoch entsprechende Leitlinien. In FutuRaM wird, in Anlehnung zum Bergbausektor, an einem einheitlichen und ganzheitlichen Ansatz zur Beschreibung und Bewertung eines Recycling Projekts gearbeitet und mit Fallstudien getestet. Die Vorgehensweise wird im Folgenden vorgestellt.

3.1 Anwendung von UNFC auf lokaler Ebene

Der erste Schritt besteht immer darin, die spezifischen Ziele und den Umfang eines Projekts zu definieren. Anschließend durchläuft ein Projekt in der Regel verschiedene Phasen, die in Abbildung 2 schematisch dargestellt sind. Ausgangspunkt ist üblicherweise eine Projektidee (concept study), die zu einer Screening-Studie führt. Darauf folgt eine orientierende Studie (pre-feasibility study) und dann eine Machbarkeitstudie (feasibility study). Am Ende einer jeden Phase wird der aktuelle Stand mit einem E-F-G Code zusammengefasst. Jede Maßnahme, die während der Projektentwicklung ergriffen wird, kann den Status des Projekts hinsichtlich der drei Hauptkriterien verändern.

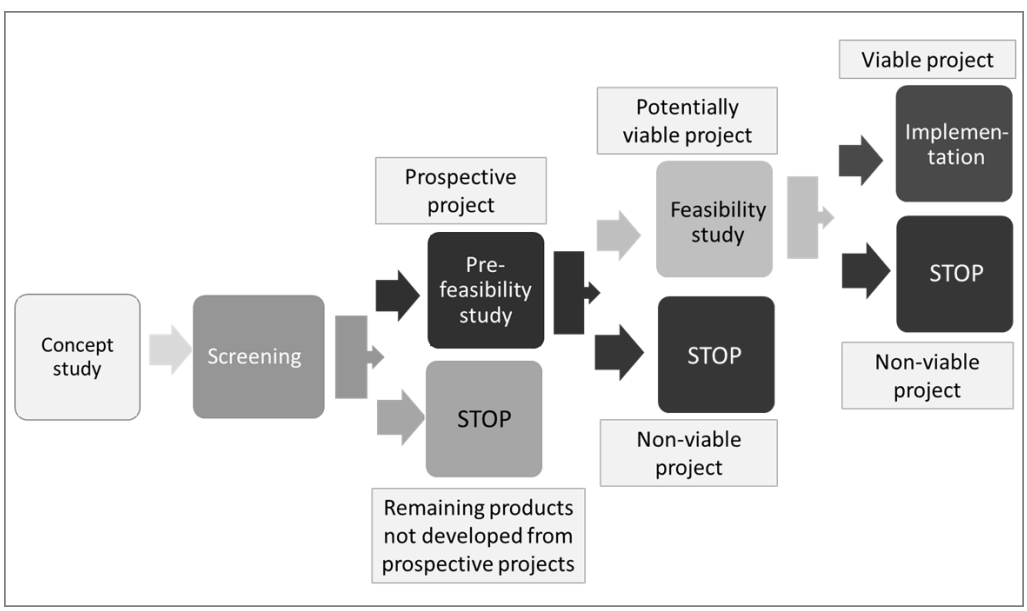


Abb. 2: Die verschiedenen Phasen der Projektentwicklung, von der Projektidee bis zur Umsetzung. Ein Entscheidungsbaum am Ende jeder Phase, einschließlich der Klassifikation gemäß UNFC

Auf Basis der Ergebnisse ist zu entscheiden, ob das Projekt insgesamt als nicht tragfähig *(non-viable*) abgebrochen werden soll oder ob es die Kriterien für eine Weiterentwicklung und damit

für weitere Investitionen erfüllt. Mit zunehmendem Reifegrad des Projekts wird es als prospektives (*prospective*) Projekt (E3F3G4) oder als potentiell tragfähiges *(potentially-viable*) Projekt (E2F2G1,2,3) eingestuft. Endziel ist die Aufnahme der Produktion mit einen tragfähigen (*viable*) Projekt (E1F1G1,2,3).
Abbildung 3 zeigt drei Projektbeispiele. Im Zentrum steht das Projekt mit einer bestimmten Behandlungsmethode. Input ist eine bestimmte Menge X des Abfallstroms mit einer bestimmten Zusammensetzung (z.B. die Elemente i, j, k). Nach der Verarbeitung fallen bestimmte Produkt-Mengen an (z.B. die Produkte Y, Z mit den Elementen i, j, k) (*Output*). Der rote Punkt stellt den Referenzpunkt für die Erfassung der Produktmenge dar. Die Bewertung des Kriteriums (G) gibt Auskunft über die Zuverlässigkeit der zu erwartenden Produktmenge. Dies hängt von der eingesetzten Technologie ab. Bei der Einstufung des Kriteriums (F) wird der TRL der verfügbaren Technologie und die für das Projekt verfügbare Infrastruktur berücksichtigt. Daraus errechnet sich die wirtschaftliche Tragfähigkeit des Projekts für das Kriterium (E). Darüber hinaus sind die Umweltauswirkungen (UVP) und die sozialen Auswirkungen des Projekts zu berücksichtigen. Der Stand der erforderlichen Genehmigungen fließt ebenfalls in die Bewertungsgrundlage rein. Alle diese Ergebnisse bilden die Grundlage für die Klassifizierung des Vorhabens.

Um die Anwendung von UNFC auf die Rückgewinnung von Rohstoffen aus Abfallströme zu erleichtern, haben wir in FutuRaM eine systematische Vorgehensweise mit sieben aufeinander folgenden Schritten entwickelt (siehe Beitrag von Yajasinghe et al.). Damit werden die notwendigen Informationen über das Projekt gezielt gesammelt, bewertet und im Einklang mit UNFC klassifiziert. Die Berichterstattung über die Bewertungsergebnisse liefert die Grundlage für die Entscheidungsfindung. Unter anderem werden die Vertraulichkeitskriterien der betroffenen Interessengruppen bei der Erstellung der Berichte berücksichtigt.

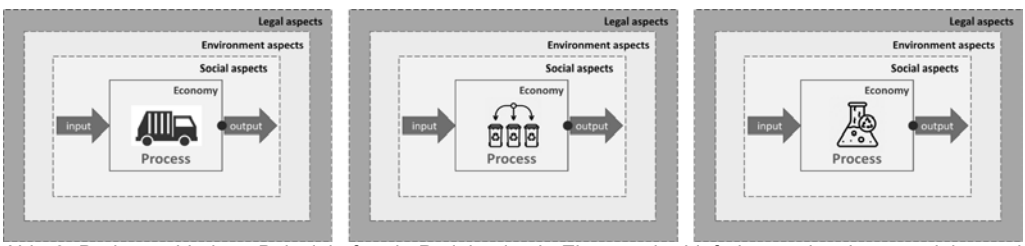


Abb. 3: Drei verschiedene Beispiele für ein Projekt als ein Element der Lieferkette mit seinem sozialen und ökologischen Umgebung gemäß UNFC. Der rote Punkt entspricht dem Referenzpunkt für die erwartete Produktmenge

3.2 Anwendung von UNFC auf regionaler und nationaler Ebene

Die Erfassung der rückgewinnbaren Mengen an Ressourcen aus Abfallströmen auf Länderebene stellt allgemein eine Herausforderung dar. Diese Informationen sind jedoch wichtig, um Versorgungslücken zu erkennen und um strategische Entscheidungen treffen zu können. Dies wirft die Frage auf, inwieweit UNFC auf nationaler Ebene angewandt werden kann.
Die Größe des Projekts ist nicht nur als Anwendung auf der Mikro-Ebene begrenzt, sondern kann auch auf der Meso- oder Makro-Ebene dargestellt werden. Abbildung 4 zeigt die Verknüpfung der drei Projekt-Beispiele aus Abbildung 3 zu einem größeren Projekt – als Teilprojekte innerhalb der Systemgrenze. Der Referenzpunkt bezieht sich nun auf diesen Ausschnitt der Versorgungskette. Dementsprechend werden die eingespeisten Abfallmengen als Input und alle Produktmengen als Output zusammengefasst. Um den Verbleib bestimmter (kritischer) Elemente verfolgen zu können, empfiehlt es sich, die Menge und Zusammensetzung der Rückstände (*residues*) als Output mit Hilfe von Massenflussanalyse (MFA) oder Massenbilanz-Berechnungen zu erfassen. In Kombination mit einer Kartierung der Vorhaben können so konsistente Daten für eine Region oder auf Landesebene erzielt werden.

Mit der konsistenten Beschreibung der Projekte auf der Mikro-Ebene gemäß UNFC können die Informationen in die nächste Meso-Ebene und darüber hinaus übertragen werden. Ferner können neben den ökonomischen Aspekten die relevanten ökologischen und sozialen Auswirkungen der Teilprojekte auf ihr Umfeld erfasst werden. Dies ermöglicht es, den Nutzen dieser Projekte für die Region zu ermitteln, aber auch die Auswirkungen von (neue) Entwicklungen, Defiziten oder Versorgungsengpässe frühzeitig zu erkennen.

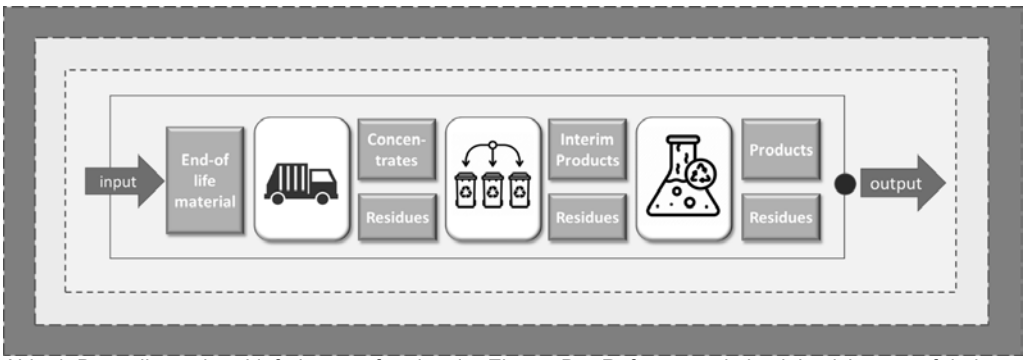


Abb. 4: Darstellung einer Lieferkette auf regionaler Ebene. Der Referenzpunkt bezieht sich nun auf drei verschiedene Projekte als Teil der Lieferkette als System. Input und Output entsprechen dem Eintrag von Abfall und der Produktmenge und der Reststoffe nach der Verarbeitung

Nach diesem Prinzip können weitere noch größere Einheiten als makroskopische Teile des Gesamtsystems betrachtet werden. Diese Beziehungen zeigt Abbildung 5. Von unten nach oben nimmt die Größe einer Anwendung zu - von Nano- bis zur Makro-Ebene. Dies kann direkt mit der Hierarchie der Kreislaufwirtschaft korreliert werden, indem auf der Nano-Ebene die Materialen oder Produkte und auf der Mikro-Ebene die Prozesse auf Betriebsebene beschrieben werden. Auf der Meso-Ebene können die Wechselwirkungen zwischen den „Mikro-Projekten“ dokumentiert werden. Auf Länderebene können die Ergebnisse der verschiedenen „Mikro-Projekte“ dargestellt werden.

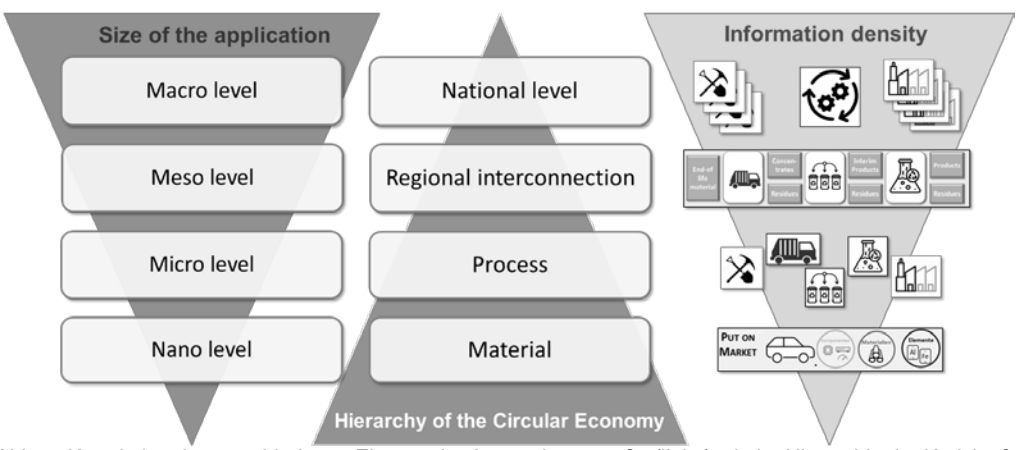


Abb. 5: Korrelation der verschiedenen Ebenen der Anwendungsgröße (links) mit der Hierarchie der Kreislaufwirtschaft (Mitte) und der entsprechenden Informationsverdichtung (rechts)

Durch die Bündelung der Ergebnisse gleichwertiger (Teil-)Projekte auf den nächsthöheren Ebenen können nicht nur die verarbeiteten und produzierten Mengen erfasst werden, sondern auch

ein Überblick über die Menge der Reststoffe gleicher Qualität gewonnen werden. Gleichzeitig zeigt dieser Bottom-up Ansatz, dass die Komplexität des Systems von unten nach oben zunimmt. Es ist zu beachten, dass in der Praxis einige Teilprojekte in den Versorgungsketten in Reihe, aber auch parallel zueinander arbeiten und Stoffströme vermischt werden. Infolgedessen steigt die Informationsdichte pro Ebene. Die konsequente Anwendung des UNFC-Prinzips ermöglicht es jedoch, alle Informationen mit einer einheitlichen Struktur darzustellen. Damit können wirtschaftliche, ökologische und soziale Auswirkungen bestimmter Entscheidungen auf regionaler Ebene und darüber hinaus besser analysiert werden. Prognosen über die zu erwartenden Mengen mit größerer Sicherheit getroffen werden.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Derzeit basieren Angaben über die Mengen an Sekundärrohstoffen meist auf der Zusammensetzung der Produkte (*Put on Market POM*), die als Abfall anfallen (werden). Eine Erfassung der als Sekundärrohstoff produzierten Mengen einschließlich ihrer Qualität fehlt jedoch. Mit der Einführung der UNFC ist es möglich, Vorhaben gesamtheitlich zu bewerten und klassifizieren. Die einheitliche Struktur der Ergebnisse ermöglicht es, die Daten auf regionaler und nationaler Ebene zu aggregieren. Ausgehend vom Ist-Zustand können faktenbasierte Prognosen über die zu erwartende Menge an Sekundärrohstoffe erstellt werden. Diese Informationen können z.B. genutzt werden, um mögliche Versorgungsengpässe oder starke Export-Abhängigkeiten in einer Region zu identifizieren, aber auch die Auswirkungen neuer gesetzlicher Vorgaben abzuschätzen. Ebenso können Unternehmen die Auswirkung ihrer aktuell praktizierten oder geplanten Prozesse in einem größeren Kontext analysieren. Insgesamt trägt die UNFC als Instrument zu bei einem verantwortungsvollen Ressourcenmanagement bei.

DANKSAGUNG

Dieser Beitrag Teil der Forschungsarbeiten im Rahmen des HE-Projekts FutuRaM. Herzlichen Dank an Antje Wittenberg und Marina v. Vietinghoff-Scheel, BGR, für ihre wertvollen Kommentare.

LITERATURVERZEICHNIS

UNECE (2019) *United Nations Framework Classification for Resources - Updated 2019.* Geneva: United Nations. ECE Energy Series 61.

UNECE (2022) *UNFC Guidance Europe - Guidance for the application of the United Nations framework classification for resources (UNFC)* for mineral and anthropogenic resources in Europe. Geneva: United Nations.

KONTAKT

Prof. Dr. Soraya Heuss-Aßbichler
heuss@lmu.de
Department für Geo- und Umweltwissenschaften
Ludwig-Werder-Weg 18, 80333 München, Deutschland
http://futuram.eu

Building knowledge – Harmonisierung von Klassifikationssystemen für gebaute Umwelt im Kontext der Quantifizierung des anthropogenen Lagers

Katharina Kippert[1] & Vera Susanne Rotter[1]
[1)] TU Berlin, Fachgebiet Kreislaufwirtschaft und Recyclingtechnologie, Berlin, Deutschland

KURZFASSUNG: Materialbestände im anthropogenen Lager gebaute Umwelt werden in den meisten Fällen mittels Multiplikation von Materialkennwerten, welche die Menge eines bestimmten Materials pro Gesamtheit, Fläche, Kubatur oder Länge eines Gebäudes oder Infrastrukturelements angeben, und der entsprechenden Gesamtanzahl, -fläche, -kubatur oder -länge dieses Gebäude- oder Infrastrukturelementtyps berechnet. Dies setzt ein Klassifikationssystem voraus, welches Gebäude und Infrastruktur in repräsentative Einheiten, d.h. Typen, einteilt. Derzeit werden in der Vielzahl an vorhandenen Daten weder einheitliche Einheiten noch einheitliche Klassifikationssysteme verwendet, u.a. da die Datenerhebungen unterschiedlichen Zwecken dienen. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, eine Übersicht der vorhandenen Klassifikationssysteme für die gebaute Umwelt zu erhalten, um anschließend durch Herausarbeitung von Überschneidungen und möglichen Verbindungsstellen Ansätze für ein übergreifendes Klassifikationssystem zu entwickeln.

1 EINLEITUNG

Die gebaute Umwelt, welche Gebäude- und Infrastrukturbestand umfasst, bildet einen signifikanten Anteil des anthropogenen Materiallagers. Die Wieder- und Weiternutzung sowie das Recycling der Materialien aus dem anthropogenen Lager stellen einen wichtigen Baustein der Kreislaufwirtschaft dar. Kenntnis über im Lager vorhandene Materialien und deren Mengen sind bei der Entscheidungsfindung und Implementierung von Maßnahmen zum Umgang mit rückzubauenden bzw. zu sanierenden Gebäuden und Infrastruktur entscheidend. (Buchert, et al., 2022)

Grundsätzlich können Materialmengen und Materialflüsse der gebauten Umwelt sowohl mittels bottom-up Ansätzen als auch top-down Ansätzen quantifiziert werden (Müller, 2006), (Fishman, Schandl, Tanikawa, Walker, & Krausmann, 2014), (Ortlepp, Gruhler, & Schiller, 2016), (Schiller, et al., 2022). Beim top-down Ansatz werden Handels- und Produktionsstatistiken, wie z.B. zum jährlichen Verbrauch von Bauprodukten (domestic material consumption (DMC)) zur Abschätzung des Materialzuflusses zum anthropogenen Lager herangezogen. Durch dynamische Betrachtungen über längere Zeiträume baut sich hierbei ein Materialbestand auf. Abflüsse aus diesem werden mittels Verweildauern im Lager berechnet. Der Fokus liegt hierbei auf Zuflüssen und Abflüssen an Materialien. Aussagen zum Materialbestand können nur bei Betrachtung über ausreichend lange Zeiträume erfolgen. Es besteht zudem keine Möglichkeit, unterschiedliche Gebäude- und Infrastrukturtypen zu differenzieren. (Fishman, Schandl, Tanikawa, Walker, & Krausmann, 2014), (Ortlepp, Gruhler, & Schiller, 2016), (Schiller, et al., 2022)
Beim bottom-up Ansatz hingegen, auf welchen sich die vorliegende Arbeit fokussiert, werden gebäude- und infrastrukturspezifische Daten verwendet, um insbesondere Materialbestände, aber auch Zuflüsse und Abflüsse zu quantifizieren. Es werden hierbei immer zwei Indikatoren benötigt. Der erste Indikator beschreibt Materialkennwerte (material intensities) bestimmter Gebäude- und Infrastrukturtypen, der zweite Indikator schätzt die Anzahl bzw. Menge dieser Gebäude- und Infrastrukturtypen ab (Ortlepp, Gruhler, & Schiller, 2016), (Schiller, et al., 2022). Materialkennwerte geben an, welche Menge eines bestimmten Materials pro Gesamtheit, Fläche, Kubatur oder Länge eines Gebäudes oder Infrastrukturelements zu erwarten ist (Heeren &

Fishman, 2019). Für beide Indikatoren existieren diverse Quellen. Zur Ableitung von Materialkennwerten kann u.a. auf Informationen aus den folgenden Quellen zurückgegriffen werden:

- Ausschreibungsunterlagen,
- Ausführungs- und Bestandspläne,
- Modelle (BIM),
- Rückbau- und Abbruchplanungen,
- Bauwerkskataloge,
- (Digitale) Gebäudepässe/Hausakten,
- Begehungen/Aufnahmen.

Oftmals sind hierbei diverse Rechenschritte notwendig, um aus den Ausgangsinformationen die entsprechenden Materialkennwerte zu erhalten (vgl. z.B. (Gruhler, Böhm, Deilmann, & Schiller, 2002), (Ortlepp, Gruhler, & Schiller, 2016)). Zur Abschätzung von Anzahl und Menge von Gebäude- und Infrastrukturtypen können Statistiken sowie Geodaten herangezogen werden. Um beide Indikatoren zusammen zu bringen, wird neben der Nutzung gleicher Einheiten ein Klassifikationssystem für die gebaute Umwelt benötigt, mit welchem Materialkennwerte für bestimmte Gebäude- und Infrastrukturtypen den jeweiligen Anteilen dieser in der Gesamtanzahl bzw. Gesamtmenge zugeordnet werden kann (Ortlepp, Gruhler, & Schiller, 2016). Derzeit werden jedoch in der Vielzahl an vorhandenen Daten weder einheitliche Einheiten noch einheitliche Klassifikationssysteme verwendet, u.a. da die Datenerhebungen unterschiedlichen Zwecken dienen. Vielmehr werden in Studien zur Quantifizierung des Materialbestandes in der gebauten Umwelt oftmals neue Klassifikationssysteme entwickelt. Oftmals fehlen in den Bestandsaufnahmen auch die entsprechenden Attribute, um Gebäude und Infrastrukturelemente bestimmten Typen in einem Klassifikationssystem zuzuordnen und es müssen Annahmen getroffen werden. (Ortlepp, Gruhler, & Schiller, 2016), (Schiller, et al., 2022).

Eine Übersicht über die Quellen für die beiden Indikatoren sowie deren Zusammenspiel zur Abschätzung des Materialbestandes in der gebauten Umwelt enthält Abb. 1.

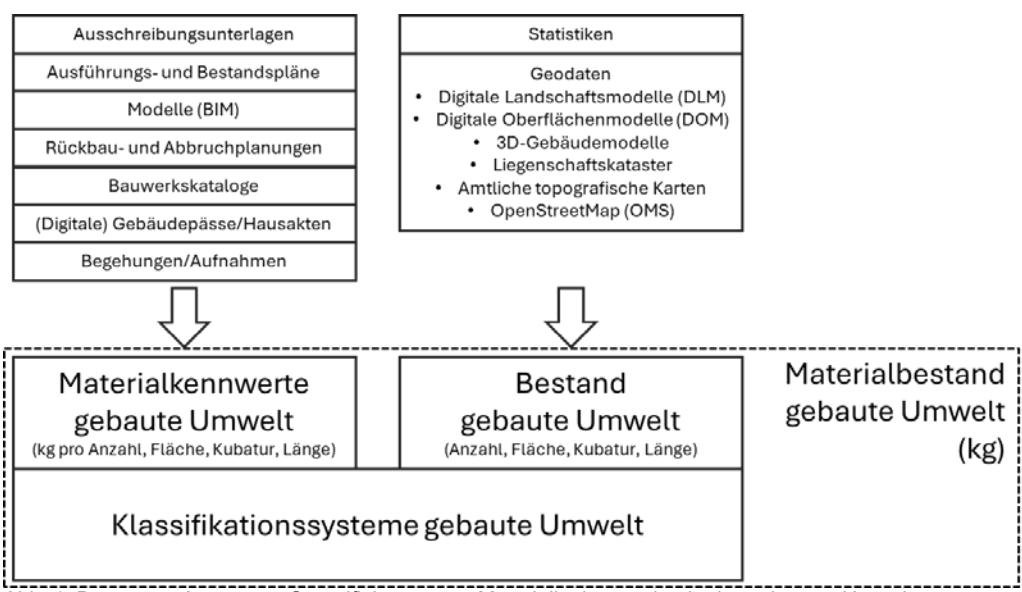


Abb. 1: Bottom-up Ansatz zur Quantifizierung von Materialienbeständen in der gebauten Umwelt

Ziel dieser Arbeit ist es, eine Übersicht der vorhandenen Klassifikationssysteme für die gebaute Umwelt zu erhalten, um anschließend durch Herausarbeitung von Überschneidungen und möglichen Verbindungsstellen Ansätze für ein übergreifendes Klassifikationssystem zu entwickeln, welches ein einfaches Zusammenbringen vorhandener Informationen ermöglicht.

2 METHODIK

Um eine Übersicht der vorhandenen Klassifikationssysteme für die gebaute Umwelt zu erhalten, wurde eine systematische Recherche und Analyse vorhandener Literatur- und Datenquellen durchgeführt. Es wurde hierbei sowohl nach Literatur- und Datenquellen für die beiden Indikatoren des bottom-up Ansatzes (Materialkennwerte und Bestand gebaute Umwelt), als auch für Klassifikationssysteme für die gebaute Umwelt selbst gesucht. Weiterhin wurden Literatur- und Datenquellen zum Materialbestand in der gebauten Umwelt in die Recherche einbezogen. Durch die Abhängigkeit und das Zusammenspiel dieser Literatur- und Datenquellen untereinander (vgl. Abb. 1) ist es wichtig, alle vorhandenen Quellen in die Recherche einzubeziehen, um eine umfassende Übersicht vorhandener Klassifikationssysteme für die gebaute Umwelt zu erstellen. Die Recherche beschränkt sich in einem ersten Schritt räumlich auf Deutschland. Hierbei werden jedoch Quellen, welche sich nur auf bestimmte Städte oder Bundesländer beziehen, nicht berücksichtigt. Zeitlich ist keine Beschränkung vorgesehen. Jedoch werden immer nur die aktuellen Versionen in die Ergebnisliste aufgenommen, wenn mehrere Versionen eines Klassifikationssystems aus verschiedenen Jahren existieren. Die systematische Recherche erfolgte mit festgelegten Suchbegriffen auf Englisch und Deutsch in google, google.scholar sowie Web of Science. Anschließend wurden weitere Quellen aus den Referenzlisten der gefundenen Literatur- und Datenquellen sowie Experteninputs ergänzt.

Klassifikationssysteme in Bezug auf Gefährdungspotentiale bzw. Anforderungen bei bestimmten Gefährdungspotenzialen, wie z.B. Überflutungs- oder Erdbebenrisiko oder Anforderungen an den Brandschutz, wurden nicht mit einbezogen, da sich hier i.d.R. kein Bezug zu Materialkennwerten herstellen lässt. Insbesondere seit der Einführung der Energieeinsparverordnung 2002 sowie Novellierungen dieser in den Folgejahren und der Verpflichtung zur Erstellung von Energieausweisen wurden viele und umfassende Studien zu Energiekennwerten von bestimmten Gebäude- und Infrastrukturtypen erstellt, um Vergleichswerte für Energiebedarf und -verbrauch zu erhalten oder z.B. den Sanierungsbedarf im Bestand abzuschätzen. Derartige Literatur- und Datenquellen wurden nur in die Ergebnisse einbezogen, wenn diese auch Bezug zu Materialkennwerten herstellen oder neue Quellen zum Bestand der gebauten Umwelt darstellen und nicht auf bereits in die Ergebnisliste aufgenommene Quellen zurückgreifen.

Die gefunden Literatur- und Datenquellen wurden anschließend systematisch analysiert. Aus jeder Quelle wurden bestimmte Informationen extrahiert, welche die Herausarbeitung von Überschneidungen und Verbindungsstellen ermöglichen. Eine Übersicht der extrahierten Informationen enthält Abb. 2. Klassifikationssysteme, welche eigens für Studien zu Materialkennwerten, Bestandskartierungen oder Materialbestandskartierungen entwickelt wurden, wurden anschließend in die Liste der Klassifikationssysteme übertragen, wenn das Klassifikationssystem über eine einfache Einteilung wie z.B. in Wohn- und Nichtwohngebäude hinausging bzw. nicht nur eine Untergruppe von Gebäuden umfasste (z.B. Mehrfamilienhäuser). Gleiches gilt für Materialkennwerte, welche für Materialbestandskartierungen bestimmt wurden. Diese wurden in die Liste der Materialkennwertequellen übertragen (siehe auch Verbindungsstellen in Abb. 2). Es wurden für alle Quellen Informationen zu deren Umfang erhoben, d.h. welche Arten von Gebäude- und Infrastrukturtypen einbezogen sind. Hierbei waren alle Kombinationen aus Wohngebäude, Nichtwohngebäudewelche und Infrastruktur möglich. Infrastruktur umfasst hier auch zur Infrastruktur zugehörige Bauwerke wie Brücken oder Tunnel. Für die Klassifikationssysteme wurden die Attribute erhoben, welche bei der Bildung von Klassen berücksichtigt wurden (classification attributes). Für Bestandskartierungen wurden diese Attribute ebenfalls erhoben, da diese, auch wenn

auf ein bestehendes Klassifikationssystem zurückgegriffen wird, oftmals ergänzt werden. Zusätzlich wurden hier Bestandsattribute (stock attributes) erhoben, d.h. Daten, die am Ende in der Quantifizierung des Bestands resultieren, wie z.B. Fläche und Kubatur. Für Materialkennwerte und Materialbestandskartierungen wurden Listen der berücksichtigten Baustoffe erstellt. Weiterhin wurden Informationen zu verwendeten Einheiten und Bezugsgrößen zusammengestellt.

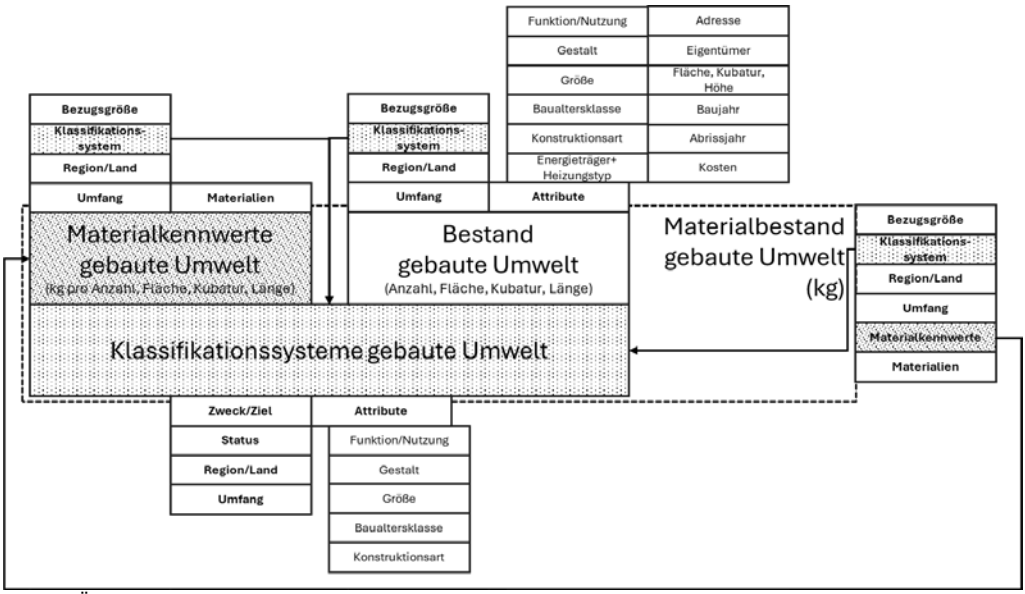


Abb. 2: Übersicht der extrahierten Informationen aus der systematischen Recherche und Analyse

3 ERSTE ERGEBNISSE

Insgesamt wurde folgende Anzahl an Literatur- und Datenquellen gefunden:

- Klassifikationssysteme: 20 (hiervon 4 aus Materialkennwertbestimmungen und 1 aus Bestandskartierungen),
- Bestandskartierungen: 23,
- Materialkennwertermittlungen: 11 (hiervon 7 aus Materialbestandskartierungen),
- Materialbestandskartierungen: 11.

Abb. 3 zeigt, wie diese miteinander interagieren. Es wird deutlich, dass für die meisten Bestandskartierungen eigene Klassifikationssysteme erstellt werden. Hierbei wird jedoch teilweise auf bestehende Klassifikationssysteme zurückgegriffen und diese nur erweitert oder es werden verschiedene Klassifikationssysteme kombiniert. Zudem werden häufig eigene Materialkennwerte und eigene Verfahren zur Bestandsermittlung genutzt, da keine entsprechenden Daten vorliegen. Weiterhin fällt auf, dass auch einige Klassifikationssysteme entwickelt wurden, welche in keiner weiteren Studie verwendet wurden. Bei allen Klassifikationssystemen wird nach Funktion/Nutzung unterschieden. Teilweise erfolgt eine weitere Unterteilung anhand von Kriterien wie Gestalt, Größe, Baualtersklasse oder Konstruktionsart. Hierbei fällt auf, dass für Nichtwohngebäude und Infrastruktur i.d.R. nur nach Funktion/Nutzung unterschieden wird. Die Kriterien Gestalt (z.B. Reihenhaus, Einzelhaus, Doppelhaus, Häuserblock) und Größe (z.B. Einfamilienhaus, Mehrfamilienhaus, Apartmenthaus) werden oft als Kombinationen oder vermischt verwendet.

Bei den Materialisten fällt auf, dass diese in jeder Quelle unterschiedlich sind. Ein Vergleich ist hierbei durch den unterschiedlichen Umfang an betrachteten Materialen sowie die unterschiedliche Zusammensetzung der Materialkategorien erschwert, so sind z.B. mineralische Dämmstoffe teilweise in der Kategorie „Dämmstoffe“, teilweise in der Kategorie „Andere mineralische Materialien“ enthalten. Auch setzt sich die Kategorie „Andere Materialien“ in jeder Quelle anders zusammen. In manchen Quellen werden zudem Bauteile, wie Fenster, separat ausgewiesen. Die Materialkennwerte beziehen sich auf unterschiedliche Bezugsgrößen, hierbei am häufigsten auf das gesamte Gebäude oder Infrastrukturelement, die Nettogrundfläche oder den Bruttorauminhalt. In (Heeren & Fishman, 2019) wurden Materialkennwerte aus unterschiedlichen Quellen zur Erstellung einer Datenbank vereinheitlicht. Die o.g. Problematik wird hier im Detail erläutert.

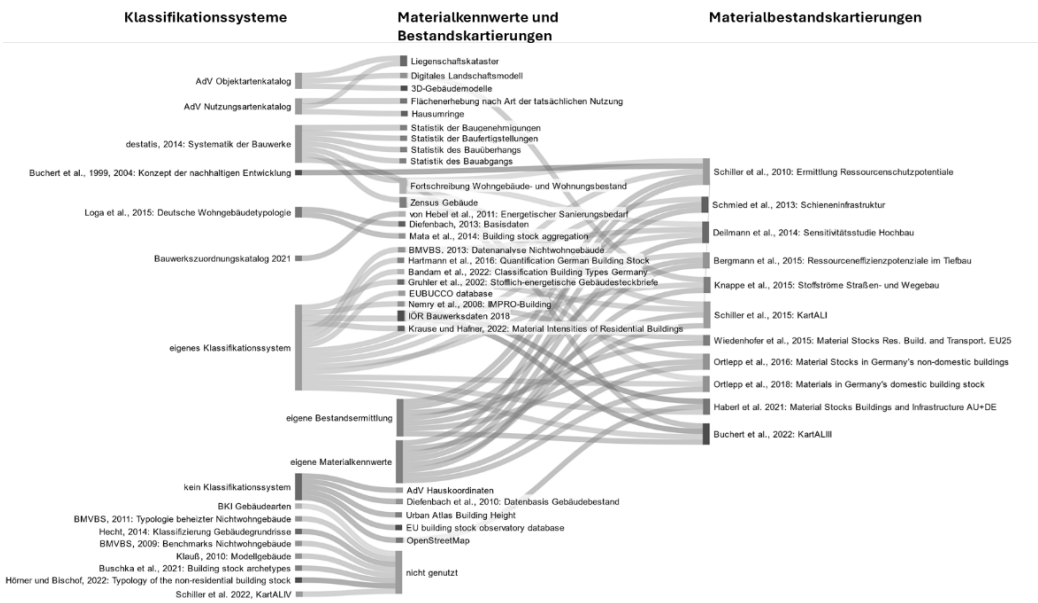


Abb. 3: Interkationen der gefundenen Literatur- und Datenquellen (links: Klassifikationssysteme, Mitte: Bestandskartierungen und Materialkennwertermitlungen, rechts: Materialbestandskartierungen; Titel sind nur in abgekürzter Form enthalten)

4 AUSBLICK

Die ersten Ergebnisse zeigen, dass bereits diverse Klassifikationssysteme existieren, diese aber für den Zweck der Materialbestandskartierung nicht immer geeignet bzw. ausreichend sind. Zudem nutzen auch die Quellen für Bestandskartierungen und Materialkennwerte, auf die zurückgegriffen werden kann, verschiedene Klassifikationssysteme.

In einem nächsten Schritt werden nun die extrahierten Informationen (siehe Abb. 2 und Kap. 2) weitergehend analysiert und Ansätze für ein übergreifendes Klassifikationssystem entwickelt. Dies soll u.a. Überschneidungen und mögliche Verbindungsstellen der existierenden Klassifikationssysteme berücksichtigen. Hierbei sollen darüber hinaus verschiedene Möglichkeiten zur Einordnung von Gebäude- und Infrastrukturtypen in ein Klassifikationssystems einbezogen werden. Diese kann manuell oder automatisch erfolgen. Automatische Klassifizierungen nutzen hierbei Machine Learning und Deep Learning Models um anhand von Fernerkundungsdaten Gebäude- und Infrastrukturtypen in ein Klassifikationssystem einzuordnen (Bandam, Busari, Syranidou, Linssen, & Stolten, 2022). Weitere Aspekte, die zudem Berücksichtigung finden sollen, sind Unterteilungen und Materialkennwerte auf Bauteilebene, wie z.B. in (IÖR-FDZ, 2024), und

Unterteilungen und Materialkennwerte für technische Gebäudeausrüstung (TGA), wie z.B. in (Schiller, et al., 2015). Beides fand bisher wenig Berücksichtigung in den vorhandenen Studien. Die TGA ist insbesondere im Hinblick auf die Rückgewinnung von kritischen Rohstoffen (critical raw materials (CRM)) von Bedeutung. Durch die umfassenden Studien zu Energiekennwerten liegt eine gute Grundlage vor, auf welcher eine Systematik für TGA erstellt und Mengen an TGA für bestimmte Gebäude- und Infrastrukturtypen abgeschätzt werden kann. In Verbindung mit der Materialzusammensetzung der TGA können auch hier Materialkennwerte auf Gebäude- und Infrastrukturelementebene abgeschätzt werden. Die vorliegende Arbeit wird im Rahmen des Horizon Europe Projektes FutuRaM (Future availability and recoverability of secondary raw materials, grant agreement 101058522) erstellt, um die Ergebnisse im Zusammenhang mit der Ermittlung von Produkt- sowie Sekundärrohstoffzusammensetzungen für Stoffströme aus dem Gebäudebereich zu nutzen.

LITERATURVERZEICHNIS

Bandam, A., Busari, E., Syranidou, C., Linssen, J., & Stolten, D. (2022). Classification of Building Types in Germany: A Data-Driven Modeling Approach. *Data*. doi:10.3390/data7040045

Buchert, M., Bleher, D., Bulach, W., Knappe, F., Muchow, N., Reinhardt, J., & Meinshausen, I. (2022). *Kartierung des anthropogenen Lagers III (KartAL III).* Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Fishman, T., Schandl, H., Tanikawa, H., Walker, P., & Krausmann, F. (2014). Accounting for the Material Stock of Nations. *Journal of Industrial Ecology*, 407-420. doi:10.1111/jiec.12114

Gruhler, K., Böhm, R., Deilmann, C., & Schiller, G. (2002). *Stofflich-energetische Gebäudesteckbriefe – Gebäude- vergleiche und Hochrechnungen für Bebauungsstrukturen.* Dresden: Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.

Heeren, N., & Fishman, T. (2019). A database seed for a community-driven material intensity research platform. *Scientific Data*. doi:10.1038/s41597-019-0021-x

IÖR-FDZ. (20. 06 2024). *IÖR Informationssystem gebaute Umwelt*. Von https://ioer-isbe.de/ressourcen/bauwerksdaten/uebersicht abgerufen

Müller, D. B. (2006). Stock dynamics for forecasting material flows—Case study for housing in The Netherlands. *Ecological Economics*, 142-156. doi:10.1016/j.ecolecon.2005.09.025

Ortlepp, R., Gruhler, K., & Schiller, g. (2016). Material stocks in Germany's non-domestic buildings: a new quantification method. *Building Research & Information*, 840-862. doi:10.1080/09613218.2016.1112096

Schiller, G., Lehmann, I. G., Hennersdorf, J., Lützkendorf, T., Mörmann, K., Knappe, F., . . . Reinhardt, J. (2022). *Kartierung des anthropogenen Lagers IV: Erarbeitung eines Gebäudepass- und Gebäudekatasterkonzepts zur regionalisierten Erfassung des materialhaushaltes mit dem Ziel der Optimierung des Recyclings.* Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Schiller, G., Ortlepp, R., Krauß, N., Steger, S., Schütz, H., Fernández, J. A., . . . Baumann, J. (2015). *Kartierung des Anthropogenen Lagers in Deutschland zur Optimierung der Sekundärrohstoffwirtschaft.* Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Projektverbund ForCYCLE II zur Steigerung der Ressourceneffizienz in der bayerischen Wirtschaft

Mario Mocker[1], Markus Bär[2], Katharina Reh[3] & Peter Hense[4]
[1)] Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden, Abteilung Amberg, Deutschland
[2)] Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden, Abteilung Amberg, Deutschland (bis 10/2022)
[3)] Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT, Institutsteil Sulzbach-Rosenberg, Abteilung Secondary Resources and Assessment, Sulzbach-Rosenberg, Deutschland
[4)] Hochschule Bochum, Fachbereich Bau- und Umweltingenieurwesen, Bochum, Deutschland

KURZFASSUNG: Ziel des Projektverbundes ForCYCLE II zur Steigerung der Ressourceneffizienz in der bayerischen Wirtschaft war die Entwicklung von Lösungsansätzen und Technologien im Bereich der Ressourceneffizienz und der Kreislaufwirtschaft, insbesondere für KMU und Handwerksbetriebe. Die OTH Amberg-Weiden bearbeitete dabei unter anderem das sog. Dachprojekt zur Koordination und Vernetzung des Verbundes. Der Projektverbund setzte sich aus dem Dachprojekt und zehn Fachprojekten zusammen, die gemeinsam mit Partnern aus der Wissenschaft und der Wirtschaft Verfahren und Methoden zur Ressourceneffizienz sowie dem Recycling entwickeln. Die vom Dachprojekt erarbeitete ökobilanzielle Bewertungsmethodik, insbesondere die neu entwickelte Ressourceneffizienzkennzahl, konnte in fast allen Fachprojekten erfolgreich angewendet werden und erlaubte eine vergleichende Darstellung der erhaltenen Ergebnisse.

1 PROJEKTVERBUND FORCYCLE II

Die Steigerung der Ressourceneffizienz ist eine bedeutende volkswirtschaftliche Aufgabe, da ressourceneffizientes Wirtschaften Kosten, Importabhängigkeiten und die mit dem Materialverbrauch verbundenen Umweltauswirkungen gleichermaßen verringern kann.
Der von 2019 bis 2022 durchgeführte Projektverbund ForCYCLE II stellte die erste Fortschreibung der erfolgreichen und immer noch laufenden ForCYCLE-Projektverbundreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) dar. In ForCYCLE II arbeiteten zehn Fachprojekte und ein Dachprojekt gemeinsam an Lösungen zur Verbesserung der Ressourceneffizienz und entwickelten innovative Technologien und Verfahren zum effizienten Ressourceneinsatz und zum Recycling. Als Teil des 7-Punkte-Plans der Bayerischen Staatsregierung für einen effizienten Ressourceneinsatz in der bayerischen Wirtschaft (Bayerische Staatsregierung 2018) fügte sich der Verbund zudem in einen übergeordneten politische Rahmen ein.
Die Grundzüge des Verbundes wurden bereits auf der Recy&DepoTech 2018 vorgestellt (Mocker et al. 2018). Die Fachprojekte waren inhaltlich in 3 Themenschwerpunkte gegliedert:

- Erhöhung der Ressourceneffizienz durch Digitalisierung
- Integrierte Produktpolitik (IPP) – Betrachtung des gesamten Produktlebenszyklus
- Substitution von Werkstoffen/Materialien

Zur Quervernetzung innerhalb des gesamten Verbundes wurden clusterübergreifende themenbezogene Arbeitskreise eingerichtet:

- Baustoffe
- Kunststoffe und Verpackungen
- Metalle.

2 DACHPROJEKT NETCYCLE II

Das von der OTH Amberg-Weiden bearbeitete Dachprojekt NetCYCLE II beinhaltete die folgenden administrativen, koordinierenden und fachlichen Aufgaben im Verbund:

- interne Organisation – Koordinierung, Vernetzung und thematische Strukturierung des Verbundes,
- Public Relations – Vertretung des Verbundes nach außen,
- Bewertung der Projektergebnisse auf deren Einsparpotential.

Zu den administrativen Aufgaben gehörten unter anderem die Einrichtung einer webbasierten Austauschplattform, die Erstellung von Vorlagen für Berichte, Präsentationen, Poster etc. sowie die Organisation der jährlichen internen Statustreffen, welche allerdings aufgrund der Corona-Pandemie nur online stattfinden konnten. Sämtliche Unterlagen der Fachprojekte wurden kontrolliert und gebündelt ans StMUV weitergegeben, wobei das Dachprojekt als Bindeglied diente.
Zur Repräsentation gegenüber der Fachwelt und der interessierten Öffentlichkeit wurde eine Corporate Identity mit Logo und Designvorlagen für alle Projektaktivitäten entwickelt. Die digitale Präsentation erfolgte über die Webseiten des StMUV sowie der Bayerischen Forschungsallianz BayFOR. Darüber hinaus wurden mit Unterstützung der Medientechnik-Studiengänge an der OTH Amberg-Weiden Kurzfilme zu den Projekten erstellt. Die Auftaktveranstaltung in der Münchener Residenz und die Abschlusskonferenz im Amberger Congress Centrum konnten vor und nach der Hochphase der Pandemie glücklicherweise öffentlich durchgeführt werden. Zum Projektabschluss wurde auch eine gedruckte Broschüre mit einer kurzen Darstellung des Verbundes sowie seiner einzelnen Projekte gestaltet.
Die zur Bewertung der Projektergebnisse entwickelte Ressourceneffizienzkennzahl wurde ebenfalls bereits im Rahmen der Recy&DepoTech vorgestellt (Mocker & Hense 2020). Darin werden geologische, geopolitische und sozioökonomische Aspekte der Rohstoffverfügbarkeit aggregiert. Zusätzlich wurden noch Auswirkungen auf die Treibhausgasemissionen und den kumulierten Energieverbrauch zur Beurteilung herangezogen. Die Methodik und ausgewählte Ergebnisse sind im folgenden Abschnitt wiedergegeben.
Der Bayerische Ressourceneffizienzpreis wurde 2021 noch während der Projektlaufzeit zum ersten Mal vergeben. In Erweiterung der ursprünglichen Aufgabenstellung wurden im Dachprojekt in enger Abstimmung mit dem StMUV wissenschaftlich fundierte Vergabekriterien erstellt und der gesamte Bewerbungs- und Begutachtungsprozess organisiert. 2023 wurde der Preis erneut ausgelobt. Prämiert wurden bayerische Unternehmen, die sich mit herausragenden, zukunftsweisenden Leistungen für einen nachhaltigen Einsatz von natürlichen Ressourcen einsetzen.

3 BEWERTUNG DER RESSOURCENEFFIZIENZ

3.1 Bewertungsmethodik

Die Methodik sollte eine einheitliche, übersichtliche und für alle Projektbeteiligten leicht umsetzbare Bewertung ihrer Projektergebnisse ermöglichen. Aus diesem Grund wurde eine Matrix entwickelt, in der alle relevanten Stoff- und Energieflüsse einzutragen waren. Die funktionelle Einheit war dabei in den jeweiligen Einzelprojekten frei wählbar, in der Regel eignete sich 1 Kilogramm eines zurückgewonnenen Rohstoffs, gelegentlich waren aber auch andere Größen wie z.B. ein definiertes Musterteil zweckmäßig. Die erforderlichen In- und Outputströme zur Herstellung der jeweiligen funktionellen Einheit wurden dann mit den entsprechenden Werten zur konventionellen Herstellung des jeweiligen Äquivalentes verglichen. Diese Referenzwerte (Baseline) wurden aus gängigen Ökobilanzdatenbanken bzw. sonstigen Literaturangaben übernommen. Schließlich wurde der Vergleich der Einsparpotentiale (Treibhauspotenzial, Energieaufwand und Ressourceneffizienzpotential) tabellarisch und grafisch dargestellt.

3.2 Ausgewählte Ergebnisse

Da die Publikation der jeweiligen Ergebnisse den einzelnen Fachprojekten vorbehalten bleibt, sind hier nur exemplarische Resultate in anonymisierter Form wiedergegeben, wobei die prozentualen Änderungen der Realität entsprechen. Auch ohne den Bezug zu konkreten Einzelprojekten wird dadurch der Nutzen der Bewertungsmethodik wie auch die Bandbreite der Ergebnisse deutlich.

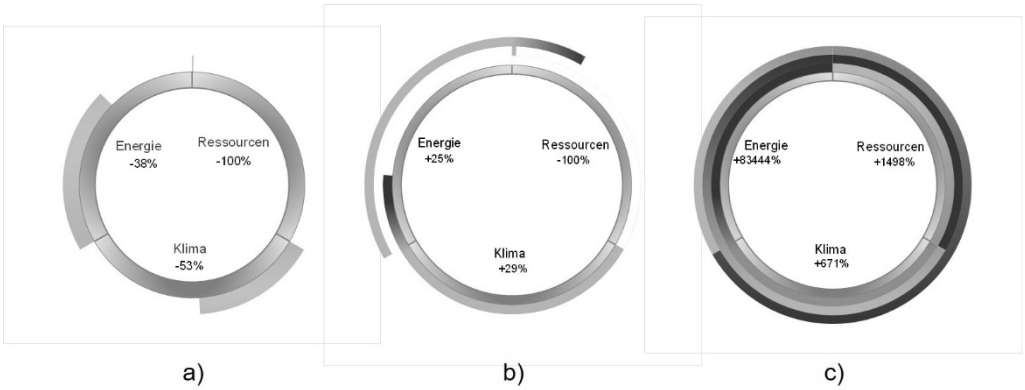


Abb. 1: Erfolgreiche Verbesserungen in allen Kategorien

Abb. 1 zeigt beispielhaft die Ergebnisse von 3 Fachprojekten. Im optimalen Fall, der in Abb. 1a) (links) dargestellt ist, führten die Entwicklungen zu deutlichen Verbesserungen in allen 3 Bewertungskategorien. Die Ressourceneffizienzkennzahl verringert sich um mehrere Zehnerpotenzen, weshalb sich durch Rundung ein Rückgang von 100 % ergibt.
In mehreren Fällen kommt es zwar zu deutlichen Einsparungen bei der Ressourceneffizienz, allerdings steigen derzeit noch der Energieaufwand und dadurch auch die Treibhausgasemissionen. Ein derartiges Beispiel ist in Abb. 1b) (Mitte) wiedergegeben.
In dem in Abb. 1c) (rechts) dargestellten Fall wies die Bewertung in allen betrachteten Kategorien einen Mehrverbrauch gegenüber der konventionellen Produktion auf. Dies war auf einen derzeit noch hohen Hilfsmittelbedarf bei der Neuentwicklung zurückzuführen. Allerdings stehen diesbezügliche Verbesserungsansätze noch am Anfang. Es ist zu erwarten, dass eine Kreislaufführung oder die Verwendung von Reststoffen aus anderen Herkunftsbereichen als Betriebsmittel hier noch erhebliche Potenziale bieten und dann auch Neuentwicklungen den über Jahrzehnte optimierten klassischen Herstellungsprozessen überlegen sein können.

3.3 Anwendungsgrenzen und Weiterentwicklung der Ressourceneffizienzkennzahl

Die Ressourceneffizienzkennzahl wurde ursprünglich auf die Bewertung einzelner anorganischer Elemente zugeschnitten, sodass Verfügbarkeitsrisiken von organischen Verbindungen derzeit nicht damit beschrieben werden können. Allerdings baut die Grundstoffbasis der chemischen Industrie vorerst noch größtenteils auf fossilen Rohstoffen (hauptsächlich Erdöl) auf, deren endliche globale Vorkommen ebenso wie andere Elemente in Reserven und Ressourcen unterteilt werden können, wodurch eine Adaption möglich erscheint. Bei der Produktion von organischen Materialien wie Kunststoffen wird in den Ökobilanzdatenbanken auch ein geringer anorganischer Materialaufwand ausgewiesen (z.B. für Katalysatoren). In der derzeitigen Form wirken sich Veränderungen in Menge oder Art der Kunststoffe deshalb rechnerisch immer auch auf die Ressourceneffizienzkennzahl aus, sind aber aufgrund der geringen Materialverbräuche nicht repräsentativ. Ebenso wie für organische Verbindungen ist die Kennzahl derzeit auch noch nicht für

nachwachsende Rohstoffe anwendbar. Für diese besteht naturgemäß keine Endlichkeit im eigentlichen Sinne, allerdings existieren Restriktionen z.B. durch die für den Anbau zur Verfügung stehende Fläche, die zur Beurteilung herangezogen werden könnten. Die geopolitischen Verwerfungen der jüngsten Zeit werfen weiterhin die Frage auf, ob die Gewichtung der länderspezifischen Risiken in der aggregierten Bewertung erhöht werden sollte. Im Gegenzug könnten zur Vereinfachung der Anwendung Schwellenwerte für Nebenbestandteile eingeführt werden, die in der Praxis zu einer übermäßigen Vergrößerung der Kennzahl führen.

4 ZUSAMMENFASSUNG & AUSBLICK

Die OTH Amberg-Weiden bearbeitete im Projektverbund ForCYCLE II das Dachprojekt mit administrativen und repräsentativen Aufgaben. Kern der fachlichen Arbeit war die Konzeption einer Kennzahl zur Bewertung der Ressourceneffizienz. Mit dieser Zahl konnten in den meisten Fachprojekten die erreichten Ergebnisse hinsichtlich ihres Beitrags zur Ressourceneffizienz mit dem konventionellen Herstellungsprozessen verglichen werden. Zusätzlich wurden die Treibhausgasemissionen und der Energieverbrauch bilanziert. In vielen Fällen ergaben sich deutliche Vorteile in mindestens einer Kategorie. Bei einigen Projekten besteht aber noch Optimierungsbedarf z.B. hinsichtlich Art und Menge der benötigten Einsatzstoffe. Auf Kunststoffe und nachwachsende Rohstoffe ist die Methodik derzeit noch nicht anwendbar, hier ist eine Weiterentwicklung der Ressourceneffizienzkennzahl erforderlich.
Auch wenn bereits jetzt Minderungen gegenüber dem Status quo auftreten, sind zusätzliche Verbesserungen zu erwarten, wobei staatlich unterstützte Programme helfen können. Mit der derzeit laufenden Fortschreibung der Projektverbundreihe durch das StMUV sind mit „ForCYCLE Technikum“ diesbezüglich bereits die Weichen gestellt. Erste Ergebnisse aus ForCYCLE Technikum werden ebenfalls im Rahmen der diesjährigen Tagung vorgestellt (Peer, Berninger, Fehn, & Hofmann, 2024).

DANKSAGUNG

Der Projektverbund ForCYCLE II wurde von 2019 bis 2022 vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanziert.

LITERATURVERZEICHNIS

Bayerische Staatsregierung. (2018) *Pressemitteilung vom 31. Juli 2018.* München. Von https://www.bayern.de/bericht-aus-der-kabinettssitzung-vom-31-juli-2018/ abgerufen.

Mocker, M., & Hense, P. (2020) *Aggregierte Kennzahlen zur Bewertung von Ressourceneffizienz. Recy&DepoTech 2020* (S. 631-636). Leoben: Eigenverlag Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW).

Mocker, M., Hense, P., Neidel, J. (2018) *Projektverbund zur Steigerung der Ressourceneffizienz in der bayerischen Wirtschaft – ForCYCLE II.* Recy&DepoTech (S. 381-386). Leoben: Eigenverlag Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW).

Peer, M., Berninger, B., Fehn, T., & Hofmann, A. (2024) *Metallrecycling bie EoL-LED-Stableuchten mithilfe von chlorhaltigen Abfällen. In Druck.*

KONTAKT

Prof. Dr. Mario Mocker
m.mocker@oth-aw.de, Tel. +49 9621 482-3335
Fakultät Maschinenbau/Umwelttechnik,
Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden
www.oth-aw.de

Verpflichtende Nachhaltigkeitsberichterstattung in Unternehmen der Abfallwirtschaftsbranche

Ulrike Gelbmann
[1)] Institut für Umweltsystemwissenschaften, Universität Graz, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Abfallwirtschaftsunternehmen (AWU) definieren ihre Nachhaltigkeit (NH) bisher hauptsächlich über ihre Produkte und Dienstleistungen, die anderen helfen, Abfälle zu entsorgen oder zu recyceln. Die neue Corporate Sustainability Reporting Directive (CSRD) behandelt AWU jedoch als konventionelle Industriebetriebe, die über ihre gesamten operativen Tätigkeiten berichten müssen, nicht nur über ihre Dienstleistungen. Diese neue Anforderung gilt ab 2024 für bereits berichtspflichtige Unternehmen und ab 2025 für andere große Unternehmen. Die CSRD verlangt, dass NH-Aspekte direkt im Lagebericht erfasst und extern geprüft werden. Dies stellt eine neue Herausforderung für viele AWU dar, die bisher kaum NH-Berichte erstellt haben. Eine Literatur- und Vergleichsanalyse zeigt den Status der NH-Berichterstattung in der österreichischen Abfallwirtschaft und Herausforderungen der neuen Richtlinie.

1 PROBLEMSTELLUNG, FORSCHUNGSFRAGEN UND METHODE

Abfallwirtschaftsunternehmen (AWU) haben bislang ihre Nachhaltigkeit (NH) meist über die von ihnen angebotenen Leistungen – ihre Produkte und Services - definiert. Damit tragen sie dazu bei, dass andere (Konsument*innen/Bürger*innen ebenso wie Produktions- und Dienstleistungsunternehmen) ihre Abfälle umweltverträglich entsorgen können bzw. dass diese Abfälle so gut wie möglich verwertet (recycelt/thermisch verwertet) werden. Das Spektrum „nachhaltiger Leistungen“ reicht von der Entsorgung von Abfällen bis zur Drehscheibe für Sekundärrohstoffe.
Doch betrachtet die Corporate Sustainability Reporting Directive (CSRD) AWU als "Industriebetriebe" im herkömmlichen Sinne, die über ihre NH nicht nur bezüglich ihrer Leistungen für andere, sondern bezüglich ihrer gesamten operativen Tätigkeiten unter Einbindung der Stakeholder (SH) Bericht erstatten müssen. Für bereits berichtspflichtige Unternehmen gilt dies ab 2024, für andere große ab 2025, integriert in den Jahresbericht. Dieser Zugang ist für viele Unternehmen der Abfallwirtschaftsbranche völlig neu, denn „NH-Berichte“, wiewohl in vielen Branchen seit Jahren gängig, findet man in der österreichischen Abfallwirtschaft bis dato nur wenige.

Nimmt man diese Aufgabe ernst und entledigt sich ihrer nicht durch als lästig empfundene „Anhängsel“ an die finanziellen Geschäftsberichte, die von Beratungsunternehmen mit möglichst geringem Aufwand erstellt werden, so ergeben sich daraus folgende Fragen:

- Was ist der Status quo österreichischer AWU im Hinblick auf NH-Berichterstattung?
- Welche An-/ Herausforderungen stellt die CSRD an abfallwirtschaftliche Unternehmen?
- Wie sind SH-Integration und „Doppelte Wesentlichkeit“ zu bewerten?

Als Methode verwenden wir eine umfassende Literaturanalyse, die auf nicht-abfallwirtschaftliche Unternehmen abzielt, für die zum Thema bereits mehr an Literatur vorhanden ist. Ebenso werden bereits vorhandene NH-Berichte aus der Abfallwirtschaft vergleichend bewertet. So entsteht ein Bild der NH-Berichterstattung für AWU und sich ergebender Herausforderungen.

2 BASICS DER NH-BERICHTERSTATTUNG

2.1 Freiwillige NH-Berichterstattung nach GRI

Mit zunehmendem Interesse an Umweltfragen und Umweltmanagementsystemen ab Mitte der 1990er, wie EMAS (EWG 1993), sowie steigender Popularität des Begriffs „Nachhaltige Entwicklung“ durch den Brundtlandbericht (Hauff 1987) und die Agenda 21 (UN 1992) entstand der Wunsch nach erweiterten NH-Berichten, die auch gesellschaftliche und wirtschaftliche Aspekte umfassen. Dies führte 1997 zur Gründung der Global Reporting Initiative (GRI). Die erste Version der „Guidelines“ erschien 2002, ab 2016 wurden diese in „Standards“ umgewandelt und zuletzt 2021 überarbeitet (GRI 2024b). Die Berichterstattung nach GRI ist freiwillig, wird aber von vielen Unternehmen genutzt und gilt als „Standard“ der NH-Berichterstattung. GRI fokussiert auf NH, Ethik, Menschenrechte, SH-Einbindung, Gesetzestreue sowie Rechenschaftslegung und Transparenz. Die Berichte müssen nicht auditiert werden. Die Reflexion und Auseinandersetzung mit der NH beeinflussen aber dennoch die NH-Strategie.
Die aktuellen Standards (GRI 2024a) umfassen GRI 1 (Grundlagen), GRI 2 (allgemeine Angaben), GRI 3 (Wesentlichkeit) sowie spezifische Indikatoren: GRI 201ff (wirtschaftlich), GRI 301ff (ökologisch) und 401ff (sozial). Unternehmen müssen nur über diejenigen Themen berichten, die sie selbst als „wesentlich“ als die Themen mit den größten Auswirkungen auf Wirtschaft, Umwelt und Menschen sehen. Die Unternehmen müssen darlegen, wie sie die Wesentlichkeit ermittelt haben. Die NH-Berichte können extern bestätigt werden, das ist aber nicht zwingend.

2.2 Verpflichtende NH-Berichterstattung nach NFRD und NaDiVeG

Mit zunehmender Globalisierung und damit einhergehenden Problemen wie Ausbeutung oder Abfallexport wuchs die Notwendigkeit, über die NH-Performance Bericht zu legen. Daher beschloss die EU 2014 die Non-Financial Reporting Directive (NFRD) (EU 2014), in Österreich umgesetzt im NH- und Diversitäts-Verbesserungsgesetz (NaDiVeG 2017). Es gilt für große oder Unternehmen, die von öffentlichem Interesse sind (z.B. Banken). Nur wenige abfallwirtschaftliche Unternehmen sind davon betroffen. Das NaDiVeG schreibt keine Methode vor, sondern erlaubt die Anwendung existierender Methoden für die Berichterstattung (wie der GRI-Standards).

2.3 Reporting nach der CSRD

Die Anforderungen an die NH-Berichterstattung ändern sich grundlegend mit der CSRD 2022 (EC 2023a). Eine größere Anzahl von Unternehmen wird zur Berichterstattung verpflichtet, und dieses erfolgt anhand eigener Standards, der European Sustainability Reporting Standards (ESRS) (EC 2023b). Sie gelten für Unternehmen ab 250 Mitarbeiter*innen (MA) oder mehr als 50 Mio. Euro Umsatz/25 Mio. Euro Bilanzsumme. Im Unterschied zum Reporting nach GRI ist das Reporting nach CSRD/ESRS verpflichtend und unterliegt einer externen Prüfpflicht. Beides gilt ab 2025 (für bereits nach NFRD verpflichtete Unternehmen). Große und mittlere Unternehmen, die bislang nicht Bericht legen mussten, folgen ab 2026. Kleinstunternehmen und nichtbörsennotierte Klein- und Mittelständische Unternehmen (KMU) sowie Körperschaften öffentlichen Rechts müssen nicht Bericht erstatten.
Die ESRS sind zwar über weite Teile den Standards der GRI sehr ähnlich, weisen aber doch einige Besonderheiten auf. Einerseits ist der NH-Bericht nunmehr verpflichtend Teil des Gesamt-Jahresberichts, die Veröffentlichung eines speziellen NH-Berichtes reicht nicht mehr aus. Anderseits wurde aus der Wesentlichkeit nach GRI eine „doppelte Wesentlichkeit“ (EC 2023b). Diese umfasst neben den negativen und positiven Auswirkungen der Unternehmen auf die Gesellschaft, („impact materiality“, erhoben unter Einbindung der SH, „inside-out“) auch die finanzielle Wesentlichkeit. Diese misst die Chancen und Risiken, die sich aus der Beachtung von NH-Themen für das Unternehmen ergeben („financial materiality, „outside-in“). Jedes Unternehmen definiert unter Festlegung eigener Schwellenwerte die für seine NH-Berichterstattung wesentlichen

Themen selbst, muss dafür aber genau den Prozess beschreiben, in dem wesentliche Auswirkungen, Chancen und Risiken ermittelt werden (EC 2023b).
Wie GRI legen die ESRS Wert auf NH, Transparenz und Verantwortlichkeit, vor allem entlang der Lieferketten. Das Reporting erfolgt anhand zweier übergreifender Standards (ESRS 1: Anforderungen von ESRS und ESRS 2: Allgemeine Offenlegungspflichten) sowie drei themenspezifischer Standards (EC 2023b) ESRS S Social (z.B. eigene Arbeitskräfte sowie entlang der Lieferkette, betroffene Gemeinschaften, Endverbraucher*innen), ESRS G Governance, ESRS E Environment (z.B. Klimawandel, Biodiversität, sowie Ressourcenverbrauch und Kreislaufwirtschaft).

3 BESONDERHEITEN DES CSRD-REPORTING FÜR AWU

Unter E 5 Kreislaufwirtschaft wird in den ESRS (EC 2023b) auch die Abfallwirtschaft eines Unternehmens subsumiert. Daraus könnte man fälschlich den Schluss ziehen, dass für AWU in erster Linie dieser Standard wesentlich ist. In E5 sind Unternehmen aufgefordert, detaillierte Informationen über Materialverbrauch, Abfallmanagement, Recyclingpraktiken sowie die Einbeziehung von Kreislaufwirtschaft in ihren Geschäftsmodellen offenzulegen, um so die NH von Ressourcenflüssen transparent zu machen und NH im Unternehmen zu fördern. Das bezieht sich allerdings auf produzierende/Dienstleistungsunternehmen und betrifft ihre Leistungen am Markt. Leistungen von AWU beziehen sich zwar auf Abfälle, diese stammen meist aber von Dritten.
Um also die Umlegung der ESRS auf Unternehmen der Abfallwirtschaftsbranche zu ermöglichen, müssen ihre Leistungen konkret definiert werden: Typische Logistikleistungen („Müllabfuhr“), Sortierung/Trennung und Aufbereitung für thermische Verwertung von Abfällen sowie Verwertungs- und Entsorgungsleistungen (thermische Behandlung, Deponierung). Bei all diesen steht nicht das materielle Produkt „Abfall“, sondern die Dienstleistung im Vordergrund. Abfälle als materielle Produkte spielen eine Rolle, sobald sie ein Abfallende erfahren und wieder als Produkte auf den Markt kommen. Insgesamt steht im Sinne der ESRS aber nicht der Abfall im Vordergrund, sondern die „dahinterliegende“ Leistung. Damit wird auch deutlich, dass der Fokus der Berichterstattung gleichermaßen auf allen zwölf ESRS-Standards liegen muss. Für die Abfallwirtschaft erfordert dies eine Verschiebung des Fokus vom Umgang mit dem Abfall anderer als NH-Leistung des Unternehmens hin zur Betrachtung der eigenen NH-Performance.

4 STATUS DER NH-BERICHTERSTATTUNG VON AWU IN ÖSTERREICH

In Österreich haben AWU lange Zeit kaum NH-Berichterstattung betrieben, wie der nachfolgenden exemplarischen Darstellung entnommen werden kann. Vorreiterinnen sind öffentliche Energieversorgungsunternehmen mit Abfallsparte, die NH-Berichte für das Gesamtunternehmen erstellen wie die EVN (Umweltbericht seit1995, später NH-, seit 2012 Ganzheitsbericht aus finanzieller und nicht-finanzieller Sicht (EVN 2023)) und Energie AG (Non-Financial Information (NFI) Report nach NaDiVeG seit 2017 für den Gesamtkonzern als Teil des Geschäftsberichtes (Energie AG 2023)). Die spanische FCC Group veröffentlicht seit 2013 Sustainability Reports für den Gesamtkonzern, einen gesonderten Bericht für Österreich gibt es bislang nicht (FCC Group 2024). Als erstes größeres rein österreichisches und reines AWU legt 2012 Saubermacher einen umfassenden NH-Bericht (Saubermacher DLAG 2012) auf, dem 2018 bis 2021 weitere Berichte folgen (Saubermacher DLAG 2022). Die ARA legt 2019 und 2021 jeweils einen „Transparenz- und NH-Bericht“ auf, denen 2022 ein NH-Bericht folgt (ARA 2023). Auch Holding Graz (Holding Graz 2024) und Linz AG (Linz AG 2021) legen im Rahmen ihrer Gesamtberichte über alle Sparten NH-Informationen vor. Die hier angeführten Berichte werden nachfolgend analysiert. Einige österreichische Abfallunternehmen wie KAB sind EMAS zertifiziert und legen demnach eine Umwelterklärung vor, die nicht mit einem NH-Bericht gleichzusetzen ist.

5 ANFORDERUNGEN AN AWU DURCH DIE CSRD

Durch die CSRD kommen auf AWU neue Herausforderungen in mehrerlei Hinsicht zu. Zunächst sind nicht mehr nur bereits nach dem NaDiVeG berichtspflichtige Unternehmen verpflichtet zu berichten, sondern auch in der Abfallwirtschaft etwa dreimal so viele (Baumüller et al. 2023). Hier werden grundsätzlich neue Anforderungen für AWU dargestellt.

5.1 Verankerung im Lagebericht, Format und externe Validierung

NH-Aspekte müssen zukünftig direkt im Lagebericht, nicht in einem separaten Bericht erfasst werden. Auf diese Weise berichten 2022 bzw. 2023 bereits Energie AG, EVN, auch die im öffentlichen Eigentum stehenden Holding Graz und Linz AG. ARA und FCC legen noch gesonderte NH-Berichte vor, wobei der NH-Bericht von FCC auch in den Geschäftsbericht der FCC Group integriert ist. Saubermacher hat noch keinen entsprechenden Bericht vorgelegt.
Der (Konzern-)Lagebericht muss in einem einheitlichen elektronischen Format erstellt werden, was bislang noch kein Unternehmen in dieser Form erledigt. Alle Geschäfts- und NH-Berichte sind aber als elektronische pdf-Formate zugänglich und enthalten in der Regel einen GRI-Content-Index, der Informationen zu einzelnen GRI-Indikatoren im Bericht offenlegt.
Die externe inhaltliche Prüfung der NH-Angaben ist zukünftig verpflichtend und kann von einem Wirtschaftsprüfer/einer unabhängigen Zertifizierungsstelle durchgeführt werden. Energie AG und EVN legen diese Validierung bereits vor, ARA verwendet den NH-Bericht als EMAS-Erklärung und legt eine entsprechende Validierung vor.

5.2 Stakeholder-Integration

Weiterhin erfordert die CSRD (wie auch GRI) intensive SH-Einbeziehung, was für berichtspflichtige Unternehmen deren Identifikation erforderlich macht. Identifikation und Integration von SH bedürfen aufwändiger Erhebungs- und Abstimmungsprozesse (Wood et al. 2018), typischerweise inklusive einer Befragung der Mitarbeiter*innen, Kund*innen und anderer bekannter SH, um so in einem Schneeballprozess immer mehr relevante SH zu identifizieren. Typische SH von Abfallwirtschaftsunternehmen unterscheiden sich von denen anderer Unternehmen. Sie umfassen je nach Geschäftsfeldern neben den internen SH Mitarbeiter*innen (MA) in verschiedenen Kategorien (sehr junge/ältere MA, MA mit Migrationshintergrund etc.) vor allem Bürger*innen, Kommunen und Abfallwirtschaftsverbände sowie gewerbliche Abfallproduzent*innen auf der Inputseite sowie Betreiber von Abfallbehandlungsanlagen, Recyclingunternehmen auf der Outputseite. Dazu kommen unter Umständen noch Transporteure auf In- und Outputseite, Forschungseinrichtungen, Sammel- und Verwertungssysteme und vor allem verschiedenste Akteur*innen von öffentlicher Verwaltung und Politik, Interessenvertretungen wie VOEB, sowie Medien und Umweltorganisationen und die jeweils lokale oder regionale Gemeinschaft, innerhalb derer operiert wird. Die Ermittlung dessen, was sich hier wie eine triviale Auflistung liest, erfordert großen Aufwand und Fingerspitzengefühl. Anders als in der klassischen Produktion gestaltet sich auch die Lieferkette, denn internationale (meist EU) Lieferketten machen nur ca. 10 % des Gesamtvolumens aus und umfassen upstream oft nur eine Vorstufe (Lieferanten des Abfalles) (BMK 2024), etwa Bürger*innen, private Unternehmen und kommunale Einrichtungen – also diejenigen, die sonst eher downstream angesiedelt sind. Downstream kommen verschiedene Abnehmer für die Abfälle auf allen Stufen der Abfallhierarchie betreffen. Auch hier betreffen globale Beziehungen nur einen geringen Abfallanteilanteil.
Sowohl GRI als auch CSRD verlangen eine Beschreibung des Prozesses, mithilfe dessen SH identifiziert und gemanagt werden. Genauere Darstellungen davon finden sich bei Energie AG, FCC und sehr konkret und detailliert bei EVN.

5.3 Festlegung der (doppelten) Wesentlichkeit

Die Identifikation der SH ist insbesondere für die Festlegung der doppelten Wesentlichkeit nötig, da die CSRD ähnlich wie GRI-Informationen als wesentlich versteht, die die Entscheidungsfindung der SH beeinflussen können (GRI 2022). Daher müssen letztere explizit in die Festlegung der wesentlichen Themen eingebunden werden (EC, 2023b). Das tun Unternehmen, die bislang schon nach GRI berichten (wie etwa FCC, ARA oder Energie AG, aber auch Holding und Linz AG). Im Zuge der finanziellen Wesentlichkeit steht der Einfluss von NH-Aspekten auf die Wertschöpfung im Unternehmen und damit für die Anteilseigner im Vordergrund (GRI 2022). Die Energie AG hat im aktuellen NH-Bericht 2022/23 begonnen, diese „Outside-in" Betrachtung bei der Identifikation von Chancen und Risiken zu berücksichtigen, macht aber zum Prozess der Wesentlichkeitsanalyse keine genaueren Angaben. Sehr genaue Angaben zur Wesentlichkeitsmatrix machen demgegenüber ARA und EVN. Sie beziehen die Outside-in Betrachtung in den aktuellen NH-Berichten noch nicht explizit ein, identifizieren aber beide Chancen und Risiken in den wesentlichen Handlungsfeldern und bilden so durchaus eine Outside-in Perspektive ab. Eine umfassende doppelte Wesentlichkeitsanalyse legt FCC für den Konzern vor, wobei sowohl der Prozess als auch wesentliche Themen umfassend dargelegt werden. Linz AG und Holding Graz definieren die Wesentlichkeit nach GRI.

6 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Unternehmen, die bislang schon einen NH-Bericht legen, tun dies mit Ausnahme von ARA und Saubermacher im Rahmen ihrer Konzernmütter. Denn die Verpflichtung zur NH-Berichterstattung stellt an AWU große Herausforderungen. Neben den Anforderungen, die auf alle zukünftig verpflichteten Unternehmen zukommen, müssen AWU ihre NH-Sicht auf sich selbst hinterfragen und nicht nur ihren Beitrag zur NH anderer bewerten, sondern auch ihre eigenen Leistungen. Das schließt die Erhebung, Analyse und Integration der SH mit ein und erfordert in Ergänzung zu bisherigen Anforderungen nach GRI nicht nur die Erhebung wesentlicher Auswirkungen auf die Unternehmensumwelt, sondern auch die Erhebung von sich für das Unternehmen aus seiner NH-Performance ergebenden Chancen und Risiken. Das ist nicht nur Herausforderung und Anstrengung, sondern auch Chance zur Steigerung der Gesamt-NH-Performance zu sehen. Denn beginnt man über die eigenen NH-Leistungen nachzudenken, fällt es leichter, besser ausgefeilte Strategien und damit mehr NH ins Unternehmen zu integrieren.

LITERATURVERZEICHNIS

Altstoff Recycling Austria AG (ARA) (2023) *Zukunft. Kreislauf. Wirtschaft. Nachhaltigkeitsbericht 2022.* Abgerufen am 21. 06 2024 von https://2022.nachhaltigkeitsbericht.ara.at/.

Baumüller, J., Dilber, L., Niklas, A. (2023) *Von der nichtfinanziellen Berichterstattung zur neuen europäischen Nachhaltigkeitsberichterstattung.* Wien: Verlag AK Wien.

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) (2024) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich Statusbericht 2024 für das Referenzjahr 2022*: Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Radetzkystraße 2, Wien.

European Commission (EC) (2023a) *Delegierte Verordnung (EU) 2023/2772 der Kommission.* Brüssel.

European Commission (EC) (2023b) *Anhang der Delegierten Verordnung der Kommission zur Ergänzung der Richtlinie 2013/34/EU des Europäischen Parlaments und des Rates durch Standards für die Nachhaltigkeitsberichterstattung C(2023) 5303 final.* Brüssel.

Energie AG (2023) *Geschäftsbericht 2022/23.* Linz. Von https://berichte.energieag.at/2023/geschaeftsbericht/nfi-bericht/ueber-diesen-bericht.html abgerufen.

Europäische Union (EU) (2014) *Richtlinie 2013/34/EU zur Änderung der Richtlinie 2013/34/EU im Hinblick auf die Angabe nichtfinanzieller und die Diversität betreffender Informationen durch bestimmte große Unternehmen und Gruppen*.

Energieversorgung Niederösterreich (EVN) (2023) *Nachhaltig handeln, in morgen investieren. Ganzheitsbericht 2033/23.* Linz. Abgerufen am 22. 06 2024 von https://www.evn.at/getmedia/9b032d11-3933-42e6-b1f5-56e8aa408bfa/EVN-Ganzheitsbericht-2022-23.pdf.

Europäische Wirtschaftsgemeinschaft (EWG) (1993*) Verordnung (EWG) Nr. 1836/93 des Rates vom 29. Juni 1993 über die freiwillige Beteiligung gewerblicher Unternehmen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung*. Amtsblatt Nr. L 168 vom 10/07/1993.
FCC Group. (2024) *Sustainability Report 2023.* Madrid. Von https://www.fccenvironment.co.uk/wp-content/uploads/2024/04/4359-Sustainability-Report-2023-DIGITAL-aw.pdf abgerufen.
Global Reportin Initiative (GRI) (2022) *The materiality madness: Why definitions matter*. GRI. The GRI Perspective(3), S. o.S. Abgerufen am 20. 06 2024 von https://www.globalreporting.org/media/r2oojx53/gri-perspective-the-materiality-madness.pdf.
Global Reportin Initiative (GRI) (2024a) *Die globalen Standards für die Nachhaltigkeitsberichterstattung, Vollständiger Satz GRI-Standards.* Von https://www.globalreporting.org/how-to-use-the-gri-standards/gri-standards-german-translations/ abgerufen.
Global Reportin Initiative (GRI) (2024b) *Our Mission and History*. Von https://www.globalreporting.org/about-gri/mission-history/ abgerufen.
Hauff, V. (1987) *Unsere gemeinsame Zukunft - der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung.* Eggenkamp: Greve.
Holding Graz (2024). *Nachhaltig handeln. Geschäftsbericht 2023.* Konzern Holding Graz. Graz.
Linz AG (2021). *Umwelt- und Nachhaltigkeitsbericht 2021*. Linz AG Digital. Innovativ. Nachhaltig. Linz.
NaDiVeG (2017) *Bundesgesetz, mit dem zur Verbesserung der Nachhaltigkeits- und Diversitätsberichterstattung das Unternehmensgesetzbuch, das Aktiengesetz und das GmbH-Gesetz geändert werden (Nachhaltigkeits- und Diversitätsverbesserungsgesetz, NaDiVeG).* BGBl. I Nr. 20/2017. Wien.
Saubermacher Dienstleistungs AG (2012). *Presseinformation*. *Ist die Welt noch zu retten? Nachhaltige Wege in die Zukunft.* Graz. Von https://saubermacher.at/content/uploads/fileadmin/pdfs/Presse_DE/2012/20120712_Nachhaltigkeitsbericht_2011.pdf abgerufen.
Saubermacher Dienstleistungs AG (2022) *Zero Waste Guide. Nachhaltigkeitsbericht 2018-2021*. Von https://saubermacher.at/content/uploads/DE_Saubermacher_Nachhaltigkeitsbericht_2022_DIGITAL.pdf abgerufen.
United Nations (UN) (1992) *Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung. Agenda 21*. Rio de Janeiro.
Wood, D. J., Mitchell, R. K., Logan, M. B., Agle, B. R. (2018) *Stakeholder Identification and Salience After 20 Years: Progress, Problems, and Prospects*. Business & Society, 60(1), S. 196-245. doi:https://doi.org/10.1177/0007650318816522.

KONTAKT

Dr. Ulrike Gelbmann
Ulrike.gelbmann@uni-graz.at)
+4366475013290
Institut für Umweltsystemwissenschaften Universität Graz)
www.globalstudies.at

Der Einfluss von Sammel- und Bebauungsstruktur auf die ökobilanzielle Bewertung der Bewirtschaftung urbaner Bioabfälle

Konstantin Bachmann[1] & David Laner[1]
[1)] Universität Kassel, Fachgebiet Ressourcenmanagement und Abfalltechnik, Kassel, Deutschland

KURZFASSUNG: Am Fallbeispiel der Stadt Kassel (Deutschland) wurde im Rahmen einer ökobilanziellen Bewertung der Einfluss von Sammel- und Bebauungsstrukturen auf die Treibhausgasbilanz der Bewirtschaftung urbaner Bioabfälle untersucht. In Bezug auf unterschiedliche Bewirtschaftungsszenarien zeigt sich, dass sowohl die Getrenntsammlungsquote als auch die Zusammensetzung der Bioabfälle einen großen Einfluss auf die Treibhausgasbilanz haben. Neben den Kohlenstoff- und Stickstoffemissionen während der Behandlung stellen insbesondere auch die angenommenen Substitutionswirkungen der erzeugten Produkte (Kompost, Wärme, Strom) kritische Faktoren für die Bewertung der Szenarien dar.

1 EINLEITUNG / HINTERGRUND

Die Behandlung von Bioabfällen ist einerseits mit relevanten Umweltauswirkungen verbunden (Seront et al. 2023) und leistet andererseits durch ihre Endprodukte (z.B. Kompost, Biogas) einen wertvollen Beitrag zum Ressourcenschutz. Um Bioabfälle stoffspezifisch zu behandeln, ist eine getrennte Sammlung nötig, um den Eintrag von Fremdstoffen in den Bioabfall zu vermeiden und den Verlust von Bioabfällen in andere Siedlungsabfallströme zu minimieren. Sowohl die Getrenntsammlungsquote als auch die Reinheit von Bioabfällen sind dabei unter anderem abhängig vom Urbanisierungsgrad (ländlich vs. urban) (Krause et al., 2014, Sailer et al., 2021), der Bebauungsstruktur (z.B. Ein- vs. Mehrfamilienhaus) (Dronia et al., 2023, Kern et al., 2018) und der Sammelstruktur (z.B. häusliche Biotonne vs. zentrale Sammelstelle) (Krause et al., 2014). Das Ziel dieser Studie ist es, am Beispiel der Stadt Kassel (Deutschland) den Einfluss von Sammel- und Bebauungsstrukturen auf die Treibhausgasbilanz unterschiedlicher Bewirtschaftungsoptionen für urbane Bioabfälle zu bewerten und zentrale Einflussfaktoren zu identifizieren.

2 MATERIAL UND METHODEN

Die ökobilanzielle Bewertung nach DIN EN ISO 14040 erfolgt für die Behandlung der gesammelten Bioabfälle in der Stadt Kassel für das Referenzjahr 2021 (= funktionelle Einheit). Für die Bewertung einzelner Sammelsysteme wird ein Referenzfluss von 1 Mg angesetzt und für die Bewertung auf Stadtebene die gesamte gesammelte Bioabfallmenge von 36.600 Mg. Die Grundlage der Sachbilanz bildet eine Materialflussanalyse der Bioabfallbewirtschaftung in Kassel, die durch Inventardaten aus zahlreichen wissenschaftlichen Studien, Anlagen- und Produktdatenblättern, nationalen und kommunalen Energieproduktionsdaten, der ecoinvent-Datenbank (Version 3.9.1, Allocation, cut-off by classification; Wernet et al. 2016) sowie der Datenbank der Ökobilanz-Software EASETECH (Version 2021-06-official; Clavreul et al., 2014) ergänzt wird. Unsicherheiten einzelner Datenwerte werden unter Verwendung des Pedigree-Matrix-Ansatzes (Weidema et al. 2013) charakterisiert. Unter Verwendung von EASETECH werden schließlich mit Hilfe von Monte-Carlo-Simulationen (1.000 Stichproben) die Umweltauswirkungen der einzelnen Bewirtschaftungsoptionen anhand der Bewertungsmethode „Environmental Footprint 3.0“ für die Wirkungskategorie Klimawandel ermittelt. Die Auswertung der Ergebnisse erfolgt in Form einer Beitragsanalyse sowie einer Perturbationsanalyse (separate Änderung einzelner Parameterwerte um den jeweils gleichen Faktor (Bisinella et al. 2016), um sowohl die wichtigsten Prozesse als auch kritische Einflussfaktoren zu ermitteln.
Teil des untersuchten Systems sind nur Siedlungsabfallströme, die durch den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger gesammelt wurden und relevante Mengen an Bioabfall (Nahrungsmittel-

und Küchenabfälle, Garten- und Parkabfälle) enthielten. Dies umfasste die im Holsystem gesammelten Siedlungsabfallströme Bioabfall, Altpapier, Leichtverpackungsabfall und Restabfall sowie im Bringsystem (BS) erfasstes Altpapier (zusätzliche Depotcontainer) und Grüngut. Mengen und Zusammensetzungen der Abfälle basieren auf der Abfallmengenbilanz des öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgers (Stadtreiniger Kassel, 2022) sowie Hausmüll-Charakterisierungskampagnen (Schmidt et al., 2022). Im Holsystem wird zwischen Ein- und Zweifamilienhäusern (S1), Mehrfamilienhausbebauung (S2; drei- bis fünfgeschossig) und Großwohnanlagen (S3; fünf- und mehrgeschossig) unterschieden. Um die Umweltauswirkungen verschiedener Behandlungsoptionen zu vergleichen, werden Bewirtschaftungsszenarien entwickelt, die sich im Hinblick auf den Umgang mit separat erfassten Bioabfällen unterscheiden. Neben dem Status quo der Bioabfallbewirtschaftung in Kassel (SQ), bei der der Großteil der separat gesammelten Bioabfälle in offenen Mieten kompostiert wird, bilden die Szenarien die biologische Behandlung in einer geschlossenen Kompostierung (S_K) und einer Vergärungsanlage (S_V) sowie die thermische Verwertung im Müllheizkraftwerk (S_T) ab.

3 ERGEBNISSE

Die Materialflussanalyse der Bioabfallbewirtschaftung in Kassel zeigt, dass im Jahr 2021 ca. 64% der erfassten Bioabfälle biologisch behandelt wurden. Etwa 36% der erfassten Bioabfälle wurden hingegen thermisch verwertet, was größtenteils auf Fehlwürfe von Bioabfällen in gemischte bzw. andere Siedlungsabfallströme zurückzuführen ist. Dabei zeigen sich große Unterschiede zwischen Sammel- und Bebauungsstrukturen: Bei einer durchschnittlichen Getrenntsammlungsquote von 66% auf Stadtebene schwankt diese in Bezug auf Bebauungsstrukturen zwischen 24% (S3) und 72% (S1). Im Bringsystem, das von der Grüngutanlieferung auf Wertstoffhöfen dominiert wird, wird hingegen eine Getrenntsammlungsquote von ca. 99% erreicht. Insgesamt weist Szenario SQ sowohl im Hol- als auch im Bringsystem die höchsten Umweltauswirkungen auf. Den Hauptgrund für die relativ hohen Klimaauswirkungen stellt die offene Mietenkompostierung dar (s. Abb. 1), was vor allem auf CH_4- und N_2O-Emissionen zurückzuführen ist. Die geringsten Klimaauswirkungen erzielt das Szenario S_V, das für Abfälle aus dem Bringsystem die gleichen Ergebnisse liefert wie S_K, jedoch für Abfälle aus dem Holsystem besser abschneidet als S_K und S_T. Die Ergebnisse der Perturbationsanalyse zeigen, dass die Treibhausgasbilanz-Ergebnisse insbesondere auf Veränderungen bezüglich der Abbaugrade von Kohlenstoff und Stickstoff, der Art der Kompostnutzung und der Anteile fossiler Energieträger am Wärme- und Energiemix sensibel reagieren und diese somit kritische Parameter darstellen.

4 DISKUSSION

Die Zusammensetzung der gesammelten Abfälle (in Bezug auf Nahrungsmittel- und Küchenabfälle sowie Garten- und Parkabfälle) unterscheidet sich je nach Siedlungsstruktur und wirkt sich in den Behandlungsszenarien unterschiedlich auf die Treibhausgasbilanz aus. In diesem Zusammenhang spielt auch die jeweilige Getrenntsammlungsquote eine entscheidende Rolle für die Treibhausgasbilanz der Bioabfallbewirtschaftung. Dabei ist aus Abb. 1 ersichtlich, dass höhere Getrenntsammlungsquoten nicht unbedingt mit niedrigeren Klimaauswirkungen gleichzusetzen sind. Zwar führen vergleichsweise niedrige Getrenntsammlungsquoten (S2, S3) in den Szenarien S_K und S_V zu höheren Klimabelastungen, was zunächst die Bevorzugung einer biologischen Behandlung gegenüber einer thermischen Verwertung impliziert. Jedoch führen niedrigere Getrenntsammlungsquoten in SQ zu geringeren Klimaauswirkungen, da dadurch weniger Bioabfälle mittels offener Mietenkompostierung behandelt werden. Aufgrund der vermiedenen CH_4- und N_2O-Emissionen ist in diesem Fall die thermische Verwertung die zu bevorzugende Behandlungsoption. Die im Rahmen dieser Arbeit für die offene Mietenkompostierung modellierten Emissionen aus dem Abbau von C und N liegen im unteren Mittelfeld verglichen mit an deutschen Behandlungsanlagen gemessenen Emissionen (Cuhls et al. 2015). Die Art der Kompostnutzung stellt einen sensiblen Parameter in Bezug auf die Ökobilanz-Ergebnisse dar. In der vorliegenden

Studie wird in Anlehnung an (Boldrin et al. 2010) die Substitution von Torf auf Volumenbasis angenommen, wodurch 1.000 kg Kompost nur etwa 285 kg Torf ersetzen. Die Ergebnisse reagieren sensitiv auf die Substitution von Torf vs. mineralischem Dünger, wobei eine höhere Düngersubstitution zu höheren Treibhausgaseinsparungen führt. Ebenfalls aufgrund der Substitutionswirkung haben die Anteile fossiler Energieträger am Wärme- und Energiemix einen hohen Einfluss auf die Ergebnisse, wobei Vergärung und Verbrennung schlechter abschneiden, wenn der Anteil fossiler Energieträger im Mix abnimmt, da dann durch die Bereitstellung von Strom und Wärme eine geringere Substitutionswirkung erzielt wird.

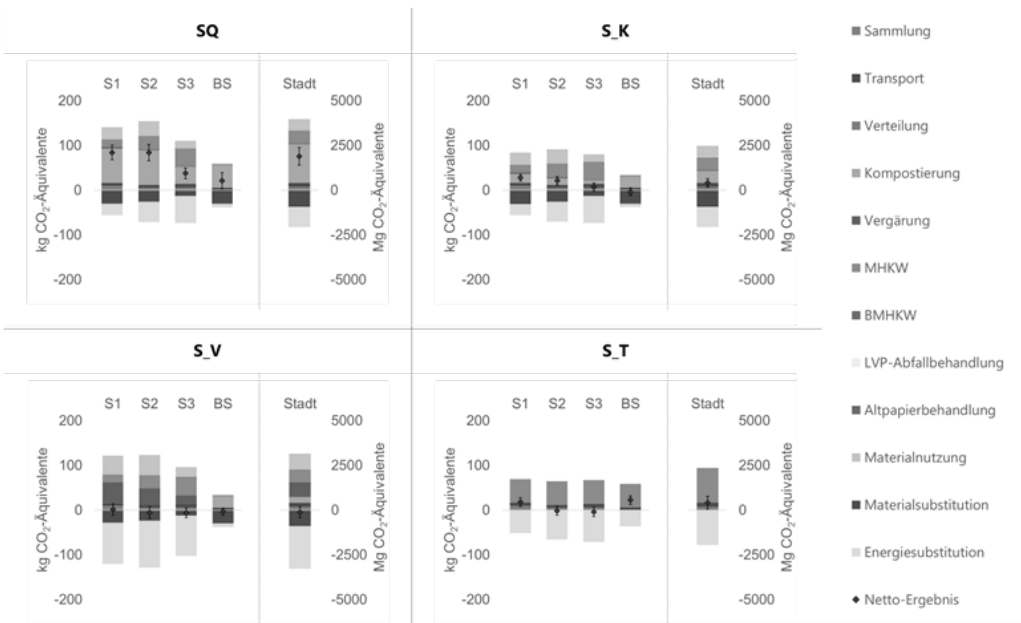


Abb. 1: Beitragsanalyse der Ökobilanz-Ergebnisse der betrachteten Bewirtschaftungsszenarien in der Wirkungskategorie Klimawandel

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Bewirtschaftung von Bioabfällen aus verschiedenen Sammel- und Bebauungsstrukturen geht je nach Behandlungsszenario mit unterschiedlichen Treibhausgasemissionen einher. Neben der Zusammensetzung der Bioabfälle und ihrer Getrenntsammlungsquote hängen die Klimaauswirkungen der Bioabfallbewirtschaftung auch stark von der Substitutionswirkung der erzeugten Produkte ab. Insbesondere der Substitutionsfaktor für Torf durch Kompost stellt dabei einen kritischen Faktor dar. Weiterhin wird deutlich, dass die mit der Vergärung und Verbrennung verbundenen Netto-Klimaauswirkungen mit zunehmender Defossilisierung der Energieversorgung aufgrund abnehmender Substitutionswirkungen ansteigen werden.

LITERATURVERZEICHNIS

Bisinella, V.; Conradsen, K.; Christensen, T. H.; Astrup, T. F. (2016): A global approach for sparse representation of uncertainty in Life Cycle Assessments of waste management systems. In Int J Life Cycle Assess 21 (3), pp. 378–394. DOI: 10.1007/s11367-015-1014-4.

Boldrin, A.; Hartling, K. R.; Laugen, M.; Christensen, T. H. (2010): Environmental inventory modelling of the use of compost and peat in growth media preparation. In Resources, conservation, and recycling 54 (12), pp. 1250–1260. DOI: 10.1016/j.resconrec.2010.04.003.

Clavreul, J.; Baumeister, H.; Christensen, T. H.; Damgaard, A. (2014): An environmental assessment system for environmental technologies. In Environmental Modelling & Software 60, pp. 18–30. DOI: 10.1016/j.envsoft.2014.06.007.

Cuhls, C.; Mähl, B.; Clemens, J. (2015): Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau (39/2015).

Dronia, W.; Kostecki, J.; Połomka, J.; Jędrczak, A. (2023): Composition and selected properties of bio-waste collected in towns from single- and multi-family housing and in rural areas. In Waste management (New York, N.Y.) 172, pp. 140–150. DOI: 10.1016/j.wasman.2023.10.024.

DIN EN ISO 14040, 02.2021: Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework (ISO 14040:2006 + Amd 1:2020); EN ISO 14040:2006 + A1:2020.

Kern, M.; Siepenkothen, H.-J.; Neumann, F. (2018): Sortenreinheit von Bioabfällen. Datenerhebung am Beispiel zweier öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger in Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (Hg.), Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. Karlsruhe, Köln.

Krause, P.; Oetjen-Dehne, R.; Dehne, I.; Dehnen, D.; Erchinger, H. (2014): Verpflichtende Umsetzung der Getrenntsammlung von Bioabfällen. Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau (84/2014).

Sailer, G.; Eichermüller, J.; Poetsch, J.; Paczkowski, S.; Pelz, S.; Oechsner, H.; Müller, J. (2021): Characterization of the separately collected organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) from rural and urban districts for a one-year period in Germany. In Waste management (New York, N.Y.) 131, pp. 471–482. DOI: 10.1016/j.wasman.2021.07.004.

Schmidt, S.; Döbel, J.; Dürl, G.; Laner, D. (2022): Analyse der Kasseler Abfallströme aus Haushalten (AnKAH): Status Quo und Optimierungspotenziale in Bezug auf Sammlung, Behandlung und Verwertung. Unveröffentlicht. Universität Kassel, Fachgebiet Ressourcenmanagement und Abfalltechnik. Kassel.

Seront, X.; Fernandez, R.; Qoul, C.; Gugele, B.; Rigler, E. (2023): Annual European Union greenhouse gas inventory 1990 - 2021 and inventory report 2023. European Commission, DG Climate Action, European Environment Agency. Copenhagen, Denmark (EEA/PUBL/2023/044).

Stadtreiniger Kassel (2022): Abfallmengenbilanz der Stadt Kassel 2021. Persönliche Kommunikation. Kassel.

Weidema, B.; Bauer, C.; Hischier, R.; Mutel, C.; Nemecek, T.; Reinhard, J.; Vadenbo, C.; Wernet, G. (2013): Overview and methodology Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1 (v3). The Ecoinvent Centre. St. Gallen.

Wernet, G.; Bauer, C.; Steubing, B.; Reinhard, J.; Moreno-Ruiz, E.; Weidema, B. (2016): The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. In Int J Life Cycle Assess 21 (9), pp. 1218–1230. DOI: 10.1007/s11367-016-1087-8.

KONTAKT

Konstantin Bachmann
Email: k.bachmann@uni-kassel.de
Fachgebiet Ressourcenmanagement und Abfalltechnik, Fachbereich Bauingenieur- und Umweltingenieurwesen,
Universität Kassel
www.uni-kassel.de/go/RMAT/

Nachhaltigkeit von dezentralen Energiesystemen in Wohnquartieren unter Berücksichtigung von Maßnahmen zur Lebensdauerverlängerung

Martin Gertz[1]
[1)] Westfälische Hochschule, Zentrum für Recyclingtechnik, Gelsenkirchen, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Produktion und Nutzung von dezentralen Energiesystemen, wie Wärmepumpen, Batteriespeichern und Photovoltaikanlagen, steht im Fokus der nachhaltigen Energieentwicklung in Deutschland. Diese Technologien sind mit einem erheblichem Ressourcenverbrauch verbunden, einschließlich seltener Metalle und Materialien, die derzeit zum Teil nur mit einem hohem technologisch und ökonomischen Einsatz recycelt werden können. Am Ende der Lebensdauer von Energiesystemen stellen die Entsorgung und deren Umweltauswirkungen eine bedeutende Herausforderung dar. In Anbetracht dieser Herausforderungen wird die Konzeptualisierung und Umsetzung eines second-life für Energiesysteme angestrebt, um durch eine Lebensdauerverlängerung das Abfallaufkommen nachhaltig zu reduzieren. Bisher ist nur wenig über die langfristigen Auswirkungen auf die Nachhaltigkeit dezentraler Energiesysteme im durch second-life erweiterten Lebenszeitraum bekannt. Im Rahmen des Beitrags soll die aktuell laufende Forschung an der Westfälischen Hochschule zur second-life-Verwendung von dezentralen Energiesystemen vorgestellt werden.

1 PROBLEMSTELLUNG

Im Zuge der angestrebten Energiewende in Deutschland kommt es zu einem verstärkten Ausbau von dezentralen Energiesystemen zur Energieversorgung in Wohnquartieren. Unter Wohnquartieren wird in diesem Beitrag ein greifbares räumliches Gebiet verstanden, welches als Ort zum Wohnen und Versorgen genutzt wird. Im Fokus steht dabei der Einbau von effizienten Wärmepumpenanlagen, welche mit einer PV-Anlage sowie einem Batteriespeicher gekoppelt werden. Hierdurch sollen die im Green Deal vereinbarten Ziele erreicht werden. Der Ausbau der Energiesysteme wurde durch das Maßnahmenpaket „REPowerEU“ im Mai 2022 seitens der EU-Kommission erneut bekräftigt. Die EU strebt an, dass die Energiesouveränität vor dem Hintergrund der aktuellen Energiekrise wiederhergestellt und die Versorgungssicherheit zukünftig sichergestellt wird. (European Commission, 2022)

Bei dem Absatz von Luft-Wasser-Wärmepumpen in Deutschland ist laut dem Bundesverband Wärmepumpe eine Steigerung von über 96% zwischen den Jahren 2020 und 2022 zu beobachten (Bundesverband Wärmepumpe, 2023). Die in Deutschland installierte Leistung der Photovoltaikanlagen nahm in dem Zeitraum um 24% zu. Der Absatz von Photovoltaik-Stromspeichern stieg in dem Zeitraum über 131% an. Der exponentielle Anstieg macht sich auch im Jahr 2023 bemerkbar. Allein im ersten Halbjahr 2023 wurden in Deutschland schätzungsweise rund 268.000 Photovoltaikanlagen mit Solarstromspeicher installiert (Bundesnetzagentur, 2023).

Dabei werden die Verbraucher*innen durch gezieltes Green Marketing und staatliche Förderanreize zur Auswahl und zum Kauf der Energiesysteme angeregt. In Neubauten können bis zu 35% der Kosten von Wärmepumpenanlagen förderfähig sein. Die Neuanschaffung von Photovoltaik-Anlagen wurde im Jahr 2023 von der Mehrwertsteuer und die Betreiber von kleinen Anlagen von der Einkommensteuer befreit. Dabei werden zum Erzeugen von elektrischer- und Wärmeenergie überwiegend Neuanlagen verbaut, welche dem aktuellen Stand der Technik entsprechen.

Aktuell kann davon ausgegangen werden, dass bei einer erwarteten Lebensdauer von zehn bis dreißig Jahren, die dem Stoffrecycling zugeführte Anzahl der Anlagen auf absehbare Zeit signifikant ansteigen wird. Dabei stehen die Unternehmen der Recyclingwirtschaft vor der Herausforderung die Energiesysteme unter ökonomisch sinnvollen Rahmenbedingungen ökologisch zu verwerten.

- Batteriesysteme werden aktuell überwiegend mechanisch und metallurgisch recycelt. Zwar gibt es mehrere Unternehmen, die an ökologisch nachhaltigeren Methoden arbeiten, dazu werden Batteriesysteme als Ganzes oder in Baugruppen einer neuen Verwendung zugeführt. Die dafür notwendigen Technologien haben sich jedoch noch nicht am Markt durchgesetzt. Anbieter von second-life-Produkten im Bereich der Batteriesysteme greifen vorzugsweise auf Traktionsbatterien zurück. Die Antriebsbatterien (> 25 kg) von elektrisch angetrieben Fahrzeugen bilden eine Basis, um daraus beispielsweise Stationäre Batterie-Energiespeichersysteme zu bauen. Der Einsatz von Batterien für leichte Verkehrsmittel wie z.B. für Pedelecs (<25 kg) wird bisher nicht berücksichtigt (Kaindl, 2015).
- Bei den Photovoltaikanlagen stehen die Recycler vor der Herausforderung, den Materialverbund eines Solarmoduls wiederverwendbar aufzutrennen. Das bisherige überwiegend verbreitete Design ist nicht für den Recyclingprozess ausgelegt. Bisher liegt das deutschlandweite Recyclingaufkommen von Photovoltaikmodulen bei knapp 7.900 Tonnen, was sich laut Prognosen der Deutschen Umwelthilfe bis 2030 auf rund eine Million Tonnen steigern soll (Deutsche Umwelthilfe e.V., 2021).
- Wärmepumpen werden in Deutschland der Elektroschrott Sammelgruppe 1 – Wärmeüberträger zugeordnet. Bei dem Recyclingprozess kommen mechanische, chemische und metallurgische Verfahren zum Einsatz. Zur Sicherung des Kältemittels wird dabei auch arbeitsaufwändig von Hand eingegriffen (RWTH-Aachen, 2016).

Ein Übergang der Altanlagen von der first-life in die second-life Verwendung ist nur bedingt am deutschen Markt zu beobachten. Erste Firmen haben sich in dem Geschäftszweig bereits aus der experimentellen Phase weiterentwickelt. Allerdings können sie nur mit den Energiesystemen arbeiten, deren Komponenten eine Reparatur, Aufbereitung oder Wiederverwertung technologisch und ökonomisch zulassen. Daher findet auf die Gesamtheit der Systeme gesehen lediglich eine punktuelle Überprüfung der Energiesysteme auf ihre Wiederverwendung statt. Dies ist aus ökonomischer Sicht zwar nachvollziehbar, sorgt aber für eine geringere Ausschöpfung des ökologischen Potenzials.

Die Circular Economy Initiative Deutschland geht davon aus, dass die zirkuläre Wertschöpfung (Circular Economy) unter anderem durch das Reparieren (repair), Aufbereiten (remanufacture) und Wiederverwerten (re-use) von Produkten gesteigert werden kann (Kader et al., 2021). Dies gilt auch für die Komponenten der Energiesysteme, welche zum Erzeugen von elektrischer und Wärmeenergie in Wohnquartieren installiert und verwendet werden. Während bestehende Altanlagen zum Teil noch nicht für die ökologische und ökonomisch nachhaltige Wiederverwendung ausgelegt worden sind, besteht bei Neuanlagen die Möglichkeit, diese gezielt auf die Bedürfnisse der am Kreislaufprozess beteiligten Akteure abzustimmen. Hierzu zählen auch die immer stärker werdenden Anforderungen hinsichtlich des ökologischen Designs. Die Umsetzung durch die Hersteller kann neben den gesetzlichen Rahmenbedingungen auch durch eine bewusste Kaufentscheidung durch die Verbraucher*innen erreicht werden. Durch eine gezielte Abnahme von reparierfähigen, wiederverwertbaren und für die Aufbereitung designter Produkte wird eine entsprechende Weiterentwicklung auf diesem Gebiet massiv beschleunigt. Damit die Verbraucher*innen eine entsprechende Kaufentscheidung treffen können, ist eine Nachhaltigkeitsbewertung der dezentralen Energiesysteme, welche in Wohnquartieren zum Einsatz kommen, notwendig.

2 AKTUELLER FORSCHUNGS- UND TECHNIKSTAND ZUM THEMA

Es gibt eine Vielzahl an Akteuren, die am Lebenszyklus eines Energiesystems beteiligt sind. Nur durch ein gutes Zusammenspiel aller Akteure lässt sich ein nachhaltiges System produzieren, verwenden und recyceln. Dabei kann die Gesetzgebung entsprechende Unterstützung bieten. Aktuell befindet sich die Gesetzgebung in einem Arbeitsprozess, um durch entsprechende Anpassungen die vereinbarten Ziele des Green Deals mittelfristig zu erreichen. Für Photovoltaikanlagen strebt die EU-Kommission die Annahme einer Ökodesign-Richtlinie im Jahr 2024 an. Aktuell wird an dem Entwurf eines Rechtsaktes gearbeitet. Im Rahmen der Ökodesign-Richtlinie ist auch eine neuartige wissenschaftlich fundierte Methodik zur Berechnung des Kohlenstoff-Fußabdrucks von PV-Modulen vorgesehen. Diese ist so gestaltet, dass eine nachträgliche Erweiterung auf andere Produktgruppen sowie die Berücksichtigung des gesamten Lebenszyklus, einschließlich der End-of-Life-Phase, möglich ist. Diese Option ist jedoch nicht für die Ökodesign-Richtlinie vorgesehen. Bei den Batteriesystemen liegt der Fokus vor allem auf Systemen für automobile und stationäre Anwendungen. Im Juli 2023 wurde seitens der EU eine neue Batterieverordnung verabschiedet. Diese legt fest, dass ab 2025 Anforderungen an Deklaration, Leistungsklassen und Höchstgrenzen für den CO_2-Fußabdruck von Batterien sowie Recyclingziele für die Rückgewinnung wertvoller Materialien wie Kobalt, Lithium und Nickel eingeführt werden. Dabei werden Unternehmen unter anderem dazu verpflichtet, den CO_2-Fußabdruck ihrer Batterien nach einem einheitlichen Schema zu berechnen und zu veröffentlichen.

Damit die am Lebenszyklus von Energiesystemen beteiligten Akteure konsequent zusammenarbeiten können, ist ein lückenloser und vielseitiger Informationsaustausch notwendig. Der Digitale Produktpass soll Informationen über Aspekte wie die Herkunft eines Produkts, seine Zusammensetzung, Reparatur- und Demontageanleitungen sowie Informationen zur Wiederverwendung, Reparatur- und Recyclingfähigkeit enthalten. Ziel ist es, den Verbraucher*innen und der Kreislaufwirtschaft Zugang zu verlässlichen, verifizierbaren und vergleichbaren Informationen zu bieten. Erstes Anwendungsbeispiel ist der Batteriepass. Er verpflichtet Hersteller, sämtliche Emissionen aus der Herstellung, der Nutzung sowie der Entsorgung ihrer Produkte zu dokumentieren. Er ist Teil des Aktionsplans für die Kreislaufwirtschaft und des europäischen Green Deals. (Battery Pass Consortium, 2024)

Zur Bewertung von in Verwendung befindlichen Energiesystemen wird an einer Vielzahl von technischen Lösungen geforscht. Zur zerstörungsfreien Ermittlung des sogenannten State of Health (SoH) von

- Lithium-Ionen-Batterien werden verschiedenste Methoden eingesetzt: Ladungsbilanzierung, Ruhespannungsmessung, Innenwiderstandsmessung, elektrochemische Impedanzspektroskopie, Methoden des Soft Computing, Voltammetrie und invasive Zustandsdiagnoseverfahren. In den vergangenen Jahren wurden hier die komplexen Messverfahren ausführlich betrachtet und entsprechende Lösungsansätze erarbeitet. Der Einsatz von neuronalen Netzen wird bereits heute in vielen Bereichen eingesetzt. Dabei ist die künstliche Intelligenz (KI) auf Daten der Lithium-Ionen-Batterie angewiesen, um diese zu bewerten. Bei bestehenden Batteriesystemen besteht die Schwierigkeit, dass für die Bewertung notwendige Kenngrößen nicht dem Verwerter zur Verfügung gestellt werden (können). Gerade im Automobilsektor können diese Daten jedoch bereits erfasst werden, während bei kleineren Batterien die Notwendigkeit bislang noch nicht gegeben ist (Schmidt, 2023).
- Photovoltaikanlagen werden Methoden der Leistungsmessung, Elektrolumineszenz-Prüfung, Diodentests und Spannungsfestigkeitsprüfungen eingesetzt. Die Herausforderung bei Photovoltaikanlagen besteht vor allem in der Aufbereitung der Module, da die dort verbauten Rohstoffe sich nur schwer voneinander trennen lassen (Schnatmann, 2022).

- Wärmepumpen als Gesamtsystem, stehen im Vergleich zu den Energiesystemen der Lithium-Ionen-Batterie und der Photovoltaikanlage nur wenige Information zur Verfügung. Hier muss auf die Betrachtung der einzelnen Komponenten zurückgegriffen werden. Diese bieten das Potential zerstörungsfrei voneinander getrennt und ersetzt zu werden. Da es sich um ein mechanisches System handelt, können ggf. Verfahren zur Aufbereitung aus anderen Anwendungsbereichen übernommen werden.

Das Thema der Aufbereitung (remanufacture) von Systemkomponenten hat sich bereits im Automobilbereich deutlich durchgesetzt. Vom Motor, über die Kupplung bis hin zur Bremsscheibe ist hier der Gebrauchtmarkt sehr liquide (Lucas, 2000). Eine ökologische Perspektive für das remanufacturing ist also erkennbar. Dieses Vorgehen hat sich als soziale Norm etabliert und ist wirtschaftlich sinnvoll. Ein weiteres Beispiel ist die automatisierte Aufbereitung von Wasserzählern. Hier zeigt sich exemplarisch der ökonomische und ökologische Vorteil des remanufacturing.

Im Rahmen des vom Bundesministerium für Wohnen, Stadtentwicklung und Bauwesen geförderten Forschungsvorhabens „Techno-ökologische Maßnahmenbewertung zur Steigerung der Lebensdauer (repair, re-use, remanufactur) – Es3R“. werden an der Westfälischen Hochschule bis Anfang 2026 die Möglichkeiten zur Reduktion der Umweltbelastung untersucht, welche durch die Komponenten der Energiesysteme während ihres Lebenszyklus (Produktion, Betrieb und Recycling) verursacht werden. Hierzu werden Maßnahmen identifiziert und bewertet, welche zu einer Verlängerung der Lebensdauer der jeweiligen Systemkomponenten führen. Für eine Verknüpfung des Projektes mit der Praxis wurde zu Beginn des Forschungsvorhabens ein Projektbeirat gegründet, der die Ergebnisse nachhaltig in die Branche transferiert. (Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung, 2023)

3 ERSTE ERKENNTNISSE AUS FORTLAUFENDER FORSCHUNG

In den bisherigen Untersuchungen zeigt sich, dass eine Integration von second-life Lithium-Ionen-Batterien in Stromspeichern für Einfamilienhäuser technisch möglich ist. Erste Studien gehen von einem CO_2-Einsparpotenzial von 30 kg bis 95 kg CO_2-Äquivalente pro kWh Nennkapazität aus, wenn Batterien aus Elektroautos in Stromspeichern wiederverwendet werden. Auch die Nutzung von Batterien kleiner 2,5 kW aus beispielsweise der Pedelec-Anwendung wäre möglich. Allerdings muss hierfür ein Testverfahren zur Klassifizierung der Lithium-Ionen-Batterien entwickelt werden, dass ökonomisch tragfähig ist, um gebrauchte Batterien mit kleiner Leistung aufzubereiten. Wichtig ist hierbei ein hoher Automatisierungsgrad, da aktuell die Personalkosten etwa ein Drittel des gesamten Kostenaufwands für die Wiederaufbereitung beanspruchen. Unabhängig von der Größe der Ausgangsbatterie besteht aktuell das Problem, dass eine zuverlässige Aussage über den Zustand der Batterie nur möglich ist, wenn genügend Daten über den gesamten Zeitraum der Lebensdauer einer Batterie bekannt sind. Hierdurch lassen sich Risikofaktoren wie z.B. das Brandpotenzial minimieren. Bisher gibt es noch kein zerstörungsfreies Verfahren, welches durch eine Interpretation der reinen Messwerte eine zuverlässige Aussage treffen kann (Kreter, 2023). Bei der Entsorgung der Energiesysteme bestehen bereits unterschiedlichste Vorgehensweisen und Modelle bei der Entsorgung. Entsprechende Transportprozesse im Rahmen der Entsorgung lassen sich jedoch erweitern und zentralisieren bzw. dezentralisieren. Vor- und Nachteile einer solchen Erweiterung müssen grundlegend abgeschätzt werden. Für eine wirtschaftliche Zweitnutzung (oder auch mehrere) von portablen Lithiumbatterien müssen kostengünstige und effiziente Annahme- und Überprüfungssysteme ermöglicht werden (Timürlenk, 2023; Wersel, 2023).

Die Untersuchung der Wiederverwendung von Wärmepumpenkomponenten zeigt, dass das CO_2-Einsparpotenzial zu einem Großteil auf die verbauten Metalle und Kunststoffe zurückzuführen ist. Die Wiederverwendung von Komponenten der Wärmepumpe wurde am Beispiel einer Luft/Luft-Wärmepumpe untersucht. Im Gegensatz zu den Lithium-Ionen-Batterien gibt es für Wärmepumpen noch keine gesonderte Transportlogistik, da Wärmepumpen gemäß Elektro- und Elektronikgerätegesetz zur Elektroschrott Sammelgruppe 1 – Wärmeüberträger zählen (Weil, 2023). Eine Nachhaltigkeitsbewertung von Wärmepumpen nach VDI 4605, welche im Rahmen des Seminars „Nachhaltigkeit technischer Systeme“ in 2023 erstellt worden ist zeigt, dass noch weitere tiefgreifendere Betrachtungen notwendig sind, um das Potenzial praxisnah bewerten zu können. Mit den bisher zur Verfügung stehenden Daten ist es lediglich möglich eine grobe Bewertung vorzunehmen (Gilles & Jürgens, 2023).

Die einzelnen Komponenten müssen spezifisch auf ihr Potenzial als Sekundärbauteil überprüft werden. Während eine Wärmepumpe aus mehreren Einzelkomponenten besteht, die sich durch ein entsprechendes Gerätedesign zerstörungsfrei voneinander trennen lassen, ist dies bei der PV-Anlage lediglich beim Wechselrichter und der Verkabelung der Fall. Das Solarmodul einer PV-Anlage lässt sich nur im Ganzen durch gebrauchte Module ersetzen, da die Schichten miteinander verklebt sind (Albrecht, 2023).

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND ZUSAMMENFASSUNG

Um eine höhere Nachhaltigkeit von dezentralen Energiesystemen in Wohnquartieren zu erreichen, bedarf es einer ganzheitlichen Bewertung des Lebenszykluses. Hierfür ist weitere Forschung notwendig, um Rahmenbedingung zur ökologischen Bewertung der dezentralen Energieversorgung in Wohnquartieren zu entwickeln. Ziel sollte es dabei sein, zu erörtern, welche Bedingungen erfüllt sein müssen, damit eine Ressourceneffizienz durch Remanufacturing, also der Aufarbeitung von bestehenden Energiesystemen, gegeben ist. Dabei muss der Einfluss von technischen Neuentwicklungen auf die Energiesysteme berücksichtigt werden. Ebenfalls muss die Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Einflussfaktoren - darunter soziale Akzeptanz, wirtschaftliche Tragfähigkeit und technologische Umsetzbarkeit - im Kontext der bestehenden regulatorischen und politischen Strukturen analysiert werden.

LITERATURVERZEICHNIS

Albrecht, N. (2023). Vorgehensweise zur Bewertung von Komponenten zur Wärme- und Stromversorgung eines Einfamilienhauses unter Verwendung von Sekundärbauteilen. Gelsenkirchen: Westfälische Hochschule.

Battery Pass Consortium. (07. 05 2024). Battery Passport Content Guidance. Von https://thebatterypass.eu/ abgerufen

Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR). (2023). Techno-ökologische Maßnahmenbewertung zur Steigerung der Lebensdauer (repair, re-use, remanufactur).

Bundesnetzagentur. (2023). Statistiken ausgewählter erneuerbarer Energieträger zur Stromerzeugung.

Bundesverband Wärmepumpe. (07. 12 2023). Von https://www.waermepumpe.de/presse/zahlen-daten/absatzzahlen/ abgerufen

Deutsche Umwelthilfe e.V. (2021). Weißbuch zur Stärkung der Wiederverwendung und des Recyclings von von Photovoltaik-Modulen. Berlin.

Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union. (2023). Verordnung (EU) 2023/1542. Von https://eur-lex.europa.eu/homepage.html abgerufen

European Commission. (2022). REPowerEU.

Gilles, D. & Jürgens, L. (2023). Lebensverlängerung von Anlagen zur Wärme- und Energieversorgung in Gebäuden. Gelsenkirchen: Westfälische Hochschule.

Kader, S., Kobus, J., Hansen, E., Akinci, S., Elsner, P., Hagelüken, C., . . . von Wittken, R. (2021). Circular Economy Roadmap für Deutschland. Münche/London: Circular Economy Initiative Deutschland.

Kaindl, M. (2015). Recycling von sekundären Batteriesystemen. Leoben: Montanuniversität Leoben.

Kreter, P. (2023). Rahmenbedingungen für den Einsatz von gebrauchten Lithium Ionen Batterien als Stromspeicher an Photovoltaik Anlagen. Gelsenkirchen: Westfälische Hochschule.
Lucas, R. (2000). Bedingungen und Potentiale zur Modernisierung von Lagerhaltung und Marketing gebrauchter Autoteile. Wuppertal: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH.
RWTH-Aachen. (2016). Effizientes Recycling von Elektronikschrott. Forschungsmagazin RWTH THEMEN.
Schmidt, J. P. (2023). Verfahren zur Charakterisierung und Modellierung von Lithium-Ionen Zellen. Karlsruhr: Karlsruher Institut für Technologie (KIT).
Schnatmann, A. K. (2022). Sustainable PV Module Design: Review of State of the Art Encapsulation Methods. Bielefeld: Fachhochschule Bielefeld.
Timürlenk, R. (2023). Gestaltung einer Rücknahmestelle für kleine Lithium-Ionen-batterien basierend auf einer rechtlichen, technischen und logisitischen Analyse. Gelsenkirchen: Westfälische Hochschule.
Weil, J.-P. (2023). Treibhausgasreduktion in der technischen Gebäudeausrüstung – Treibhausgasbilanzierung von Wärmepumpen und das Potenzial von Sekundärrohstoffen und -bauteilen. Gelsenkirchen: Westfälische Hochschule.
Wersel, H. (2023). Bewertung möglicher Redistributionswege von gebrauchten, qualifizierten, portablen Lithium- Ionen- Batterien für eine nachhaltige Nutzung. Gelsenkirchen: Westfälische Hochschule.

KONTAKT

M.Eng. Martin Gertz
martin.gertz@w-hs.de
Fachbereich Maschinenbau, Umwelt- und Gebäudetechnik
Westfälische Hochschule
www.w-hs.de

Kreislaufwirtschaftliche Wirkungen durch wiederaufbereitete Medizinprodukte

Markus Meissner[1], Sabrina Lichtnegger[2] & Rhodri Saunders[3]
[1)] Österreichisches Ökologie-Institut, Wien, Österreich
[2)] Ecofides GmbH, Wien, Österreich
[3)] Coreva Scientific GmbH & Co KG , Königswinter, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Nachfrage nach Rohstoffen ist seit Beginn des 20. Jahrhunderts stark angestiegen. Dieser Artikel befasst sich mit dem Gesundheitssektor, der für mehr als 4 % der weltweiten Treibhausgasemissionen verantwortlich ist. In dem Artikel wird erörtert, wie der Ressourcenverbrauch und die Umweltauswirkungen durch die ökologische Gestaltung von Medizinprodukten, insbesondere durch Wiederverwendbarkeit, verringert werden können. Anhand von Fallstudien zu chirurgischen Einweg- und Mehrweg-Klammernahtinstrumenten und wiederaufbereiteten Kompressionsmanschetten wird das Potenzial zur Verringerung des globalen Materialverbrauchs (Total Material Requirement TMR) und des Abfallaufkommens ermittelt bzw. eine Lebenszyklusanalyse durchgeführt. Die Analysen zeigen für ausgewählte Operationsarten Abfallvermeidungspotenziale im Bereich von 40 % bis 70 % für wiederverwendbare Klammernahtsysteme und 91 % bis 96 % für den globalen Materialaufwand. Die Verwendung von wiederaufbereiteten Manschetten reduziert den CO_2-Fußabdruck um 40 % und das Abfallaufkommen um 50 %. Die Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung von Kreislaufwirtschaft und Ökodesign im Gesundheitswesen sowie die Notwendigkeit, Entscheidungsträger:innen und Praktiker:innen in diesen Prozess einzubeziehen.

1 EINLEITUNG

Der globale Ressourcenbedarf unseres Wirtschaftssystems ist seit Beginn des 20. Jahrhunderts um den Faktor acht angestiegen und im 21. Jahrhundert beschleunigte sich der Anstieg weiter. Wurden 2015 rund 89 Gt Rohstoffe in die Wirtschaft eingebracht, sprechen Prognosen für das Jahr 2060 von 190 Gt. Diese Eingriffe in den Planeten stehen globalen Zielen, wie den UN Sustainable Development Goals, diametral entgegen. Hand in Hand gehen die Entwicklungen der Treibhausgasemissionen. Die Klimaveränderung hat nachweislich begonnen. Während der Mensch seit der Industrialisierung rund 2.400 Gt CO_{2eq} in die Atmosphäre freigesetzt hat, spricht der UN-Sachstandbericht von einem Restbudget von rund 1.150 GtCO_{2eq} um unter einer durchschnittlichen weltweiten Erwärmung von 2°C zu bleiben. (IRP 2019; Haas et al. 2020; UNFCCC 2015; IPCC 2023)

2 GESUNDHEITSSEKTOR UND KREISLAUFWIRTSCHAFT

Der Gesundheitssektor verantwortet einen merkbaren Anteil an den globalen Treibhausgasemissionen. Wäre der globale Gesundheitssektor ein Staat, so stünde er mit mehr als 4% in der Emissionsstatistik nach China, USA, Indien und Russland an fünfter Stelle. (Karliner et al. 2019)
Der Ressourcenbedarf in Krankenhäusern, vor allem in Operationsräumen, ist groß. Als wichtigste Ansprüche gelten die Genesung und Sicherheit der Patient:innen. (Ostertag et al. 2021)
Inzwischen wächst im Gesundheitssektor das Bewusstsein, dass auch das eigene Wirtschaften, dass per se zum Wohl des Menschen dient, für negative Auswirkungen auf Mensch und Umwelt verantwortlich ist und Handlungsbedarf gegeben ist. In der Literatur weist eine steigende Anzahl an Publikationen auf die großen Stellschrauben im Gesundheitssektor hin. (WHO 2017; Lenzen et al. 2020; AORN 2023)

Medizinprodukte sind mit Gebäuden, Energie, Lebensmitteln und Transporten die größten Beitraggeber. Als zentraler Entstehungsort von Abfällen sind der Operationsraum von Krankenhäusern mit den dort eingesetzten Medizinprodukten ein prädestinierter Kristallisationspunkt für Überlegungen zur Vermeidung und Reduktion von Materialeinsatz. Abfallvermeidung im Operationsraum muss sich daher mit den dort eingesetzten Medizinprodukten auseinandersetzen. (Sherman et al. 2020; Roscioli et al. 2023; Pradere et al. 2023)
Die Entwicklung der letzten Jahre zeigt einen Siegeszug von Einweg-Medizinprodukten. Mit den Argumenten der einfachen Handhabung und der Vermeidung jeglichen Infektionsrisikos verdrängten sie zunehmend wiederverwendbare Medizinprodukte. Die Folge waren steigende Abfallmengen mit dem damit verbundenen Ressourcenbedarf. (Roscioli et al. 2023)
Eine zielführende Strategie, um den Einsatz von Primärressourcen zu reduzieren (und damit auch zur Reduktion der Treibhausgasemissionen beizutragen) ist die Überführung der Wirtschaft in ein kreislaufwirtschaftliches System. Grundsätzlich werden dahingehend die Materialströme verringert, verlangsamt und geschlossen. (Afonso et al. 2020; Bocken et al. 2016; Konietzko et al. 2020)
Kreislaufwirtschaft verbindet ökologische Wirkungen mit ökonomischen Überlegungen. Prinzipien wie Reuse, Redistribute oder Refurbish gehen einher mit einer ökonomischen Werterhaltung. Und werthaltige Ressourcenströme erhalten Aufmerksamkeit von Entscheidungsträger:innen. (Achterberg et al. 2016; Reike et al. 2018)

3 METHODEN

Dieser Artikel widmet sich der Frage, wie das Konzept der Wiederverwendbarkeit den Ressourcenbedarf von Medizinprodukten reduzieren kann und wie diese Reduktion analysiert werden kann. Anhand von zwei Produktsystemen für Klammernahtinstrumente werden Vermeidungspotentiale für Abfallaufkommen, Gesamter Materialaufwand (Total Material Requirement - TMR), sowie CO_2-Fussabdruck berechnet.
Klammernahtinstrumente sind, im Vergleich zu vielen anderen Medizinprodukten, relativ komplexe elektronische Instrumente, die bei endoskopischen Operationen eingesetzt werden. Der wesentliche Unterschied der beiden betrachteten Produktsysteme ist, dass beim Signia-System™ von Medtronic aufgrund des Produktdesigns einzelne Produktkomponenten bis zu 300x wiederverwendet werden können, während das Vergleichssystem von Ethicon™ ein reines Einwegsystem ist. (Meissner et al. 2021; Meissner et al. 2023).
Für die Anwendung einer Kompressionsmanschette werden im Rahmen einer Ökobilanzierung zwei verschiedene Vertriebsmodelle (Einweg/Wiederaufbereitet) in den USA verglichen. Kompressionsmanschetten werden im Pflegebereich eingesetzt. Eine Wiederaufbereitung findet höchstens viermal statt. Betrachtet wird damit auch die Frage, in welcher Art Umweltwirkungen dargestellt werden sollten, damit sie an die Zielgruppe der Handelnden im Gesundheitssektor verständlich kommuniziert werden können (Lichtnegger et al. 2023).

4 ERGEBNISSE

4.1 Klammernahtinstrumente

Die Berechnung des Abfallaufkommens von Produktkomponenten für fünf verschiedene Operationsarten ergibt für das Einwegsystem 0,72 bis 1,39 kg pro Operation, vergleiche Tab. 1. Das Mehrwegsystem führt zu Abfällen in Umfang von 0,41 bis 0,53 kg pro Operation. Das Vermeidungspotential liegt damit zwischen 40% und 70%. Der globale Materialaufwand, also der Ressourcenbedarf inklusive der Vorketten, berechnet sich für das Einwegsystem zu 329 kg_{TMR} bis 633 kg_{TMR} pro Operation. Für das wiederverwendbare Produktsystem liegt dieser zwischen 25 und 34 kg_{TMR} pro Operation. Das Vermeidungspotential liegt damit zwischen 91% und 96%. In Analysen zweier Operationen mit einer Nahtverstärkung wurden die Verpackungsabfälle

einbezogen. Das Aufkommen liegt beim Einwegsystem bei rund 0,8 kg/OP, beim Mehrwegsystem bei 0,33 kg/OP. Das Vermeidungspotential berechnet sich in diesem Fall auf 48 % bis – 50 %.

Tab. 1: Vermeidungspotentiale im TMR und im Abfallaufkommen durch den Einsatz eines mehrwegfähigen Klammernahtinstruments im Vergleich zu einem Einweginstrument für verschiedene Operationsarten

Operationsart	Vermeidungspotential für das Abfallaufkommen [%]	Reduktionspotential für den globalen Materialaufwand (Total Material Requirement) [%]
laparoskopische Schlauchmagenresektion	- 40%	- 92%
laparoskopischer Magenbypass	- 70%	- 96%
VATS Lobektomie	- 62%	- 95%
laparoskopische Schlauchmagenresektion mit Klammernahtverstärkung	- 50%	- 91%
Roux-Y-Magenbypass mit Klammernahtverstärkung	- 48%	- 91%

Zwei im Medizinsektor eingesetzte Ressourcenindikatoren sind das Abfallaufkommen pro Operation sowie das Abfallaufkommen pro Krankenhausbett und Tag. Für bariatrische Operationen in Europa zeigen Analysen ein Aufkommen von 11,2 bis 12 kg/OP (Shoham et al. 2022). Der Umstieg von einweg- auf wiederverwendbare Klammernahtinstrumente zeigt damit ein Vermeidungspotential von 2,6% bis 8,9% pro Operation, ohne Verpackungen. Bis zur Entlassung nach einer Operation verbleiben Patient:innen im Schnitt 4 bis 5 Tage im Krankhaus. Während dieser Zeit entstehen im europäischen Kontext rund 12 bis 50 kg Abfall. Der Umstieg von einweg- auf wiederverwendbare Klammernahtinstrumente zeigt damit ein Vermeidungspotential in diesem Kennwert von 0,6% bis 8,3%.

4.1.1 CO_2-Footprint für Lithium

In beiden Produktsystemen kommen zur Stromversorgung Lithiumionenakkumulatoren zum Einsatz. Um den Umweltindikator „Climate Change“ zu beleuchten, wurden für dieses Element auch Treibhausgasemissionen durch den Lithiumabbau berechnet. In diesem Punkt zeigt sich die Tragkraft des Prinzips Wiederverwendung: In beiden Produktsystemen sind rund 0,36 g Lithium enthalten. Pro Eingriff zeichnet dieser Produktbestandteil umgerechnet für Emissionen durch die Lithiumgewinnung von 5,9 g CO_{2eq} im Einwegsystem bzw. 0,018 g CO_{2eq} im Mehrwegsystem verantwortlich.

4.2 Kompressionsmanschetten

Die durchgeführte Ökobilanz weist für den Einsatz des wiederaufbereiteten Produkts im Vergleich zum Einwegprodukt Vermeidungspotentiale in sämtlichen Umweltimpaktkategorien auf. Für den Indikator Treibhausgasemissionen liegt das Vermeidungspotential bei 40%. Fünf Anwendungen bedingen in Summe Emissionen von 7,0 bzw. 4,2 kg CO_{2eq}. Zusätzlich zeigt die Systemsachbilanz ein Abfallvermeidungspotential von 50%.
Allein von diesem einen Produkt wurden 2021 in den USA 11 Millionen Einwegprodukte in den Markt gebracht. Die damit verbundenen Emissionen liegen bei 77.190 t CO_{2eq}. Der Einsatz von rd. 3,68 Millionen wiederaufbereiteter Manschetten im gleichen Jahr ergibt Emissionen von 15.388 t CO_{2eq}. In Summe verantwortet die Anwendung dieses einen Medizinproduktes in den USA Emissionen im Umfang von 92.578 t CO_{2eq}.

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Der Gesundheitssektor agiert zum Wohl der menschlichen Gesundheit. Oberste Prämisse ist der Schutz des Patienten durch die Minimierung von Infektionsrisiken. Dass der damit zusammenhängende Ressourcenbedarf diesem Anspruch untergräbt, erlangt erst in den letzten Jahren an Bedeutung. Die steigende Anzahl an Publikationen vor allem in Journalen des Gesundheitssektors zeigt, dass Umweltbelange neben dem Hauptanspruch zunehmend wahrgenommen und analysiert werden. Die Einführung und Umsetzung kreislaufwirtschaftlicher Ansprüche können nur erfolgen, wenn die Handelnden diese Veränderungen einleiten, planen, begleiten und letztlich standardmäßig anwenden. Diese Veränderung wird jedoch nur dann begonnen werden, wenn der Hauptanspruch, die Gesundheit des Menschen, davon nicht beeinträchtigt wird. Medizinprodukte mit innovativem Design werden von den Anwender:innen akzeptiert, wenn sie für deren Bedürfnisse im Berufsalltag anschlussfähig sind. Diese Anschlussfähigkeit bestätigt für Klammernahtinstrumente eine Umfrage unter Chirurg:innen. Die Antworten zeigen, dass Umweltbelange zwar hinter der Patientensicherheit zurückstehen, gleichzeitig jedoch wiederverwendbare Klammernahtinstrumente nachgefragt werden. Ökonomische Marktanalysen weisen auch einen entsprechenden Anteil aus. Chirurg:innen sehen darüber hinaus Abfallvermeidungspotentiale durch Wiederverwendung.

Kreislaufwirtschaft und Ecodesign öffnen auch im Medizinproduktebereich Möglichkeiten den Umweltabdruck zu reduzieren. Gerade der Entwurfsphase kommt dabei eine kritische Rolle zu. Das Design von Produkten bestimmt den Ressourcenbedarf über den gesamten Lebenszyklus. Zahllose Strategiekonzepte gliedern verschiedenen „R“-Stufen, um Strukturen zu schaffen, die die Veränderungen zielgerichtet erlauben. Um Wirkungen zu erzielen sind im Entwurfsprozess künftig Designer:innen, Handelnde des Gesundheitssektors und Kreislaufwirtschafter:innen einzubeziehen.

Die Literatur bietet bereits einige Ökobilanzvergleiche von Einweg- und Mehrwegmedizinprodukten wie Atemmasken, Inhalatoren, Spateln, Handschuhe, OP-Kittel, Scheren, Abdeckungen, Laparoskope, Trokare etc. Alle Artikel weisen die Umweltvorteile für wiederverwendbare oder wieder aufbereitete Medizinprodukte aus. Einzelne Ausnahmeergebnisse, die dem Trend entgegenstehen, sind mit lokalen Gegebenheiten erklärbar.

Der Ressourcenbedarf des Gesundheitssektors kann durch Anwendung des kreislaufwirtschaftlichen Konzepts Reuse beim Design von Medizinprodukten maßgeblich reduziert werden. Diese Reduktion ist vor dem Hintergrund eines kontinuierlich ansteigenden Bedarfs an Rohstoffen ein wichtiger Teil in den Bemühungen der Entwicklung eines kreislauforientierten Wirtschaftssystems. Die Anwendung der Indikatoren globaler Materialaufwand TMR, Abfallaufkommen medizinischer Abfälle, Ökobilanzierung und CO_2-Fußabdruck sowie die Betrachtung der Akzeptanz in der Anwendung führt bei Medizinprodukten zu quantitativen Ergebnissen. Diese Ergebnisse stellen die Wirkungen auf Umwelt verschiedener Medizinprodukte bzw. Servicesysteme dar und stehen als Argumente und Kriterien in Entscheidungsfindungsprozessen für die Produktwahl zur Verfügung. Als breiter verortete Themen für Forschung und Entwicklung zeigen sich das Gebäudemanagement, das Energiemanagement, der Lebensmitteleinsatz und die Mobilität.

6 ACKNOWLEDGMENTS

Die in diesem Artikel präsentierten Ergebnisse fasst die Arbeit mehrerer Kooperationsprojekte zusammen, die im Team Österreichisches Ökologie-Institut, Ecofides GmbH und Coreva Scientific GmbH&Co KG für die Medizinproduktehersteller Medtronic und Cardinal Health seit 2017 durchgeführt wurden. Weder Medtronic noch Cardinal Health waren in das Studiendesign oder die inhaltliche Auswertung involviert.

LITERATURVERZEICHNIS

Achterberg, E.; Hinfelaar, J.; Bocken, N. (2016) *Master Circular Business with the value hill.* Hg. v. Circle Economy & Sustainable Finance Lab. Amsterdam, zuletzt geprüft am 29.11.2019.

Afonso, A.; Bundgaard, A.; Sousa Rocha, C.; Camocho, D.; Mulet, E.; Atin, E. (2020) *Product-Service Development for Circular Economy and Sustainability Course.* katch_e. Unter Mitarbeit von Cristina Sousa Rocha, David Camocho, João Sampaio und Jorge Alexandre, zuletzt geprüft am 15.09.2020.

AORN (2023) *Your Practice - Environmental Sustainability in the OR: What Can You Do?* Hg. v. Association of periOperative Registered Nurses. Denver. Online verfügbar unter https://www.aorn.org/article/your-practice-environmental-sustainability-in-the-OR, zuletzt geprüft am 14.04.2024.

Bocken, N.; de Pauw, I.; Bakker, C.; van der Grinten, B. (2016) *Product design and business model strategies for a circular economy*. In: Journal of Industrial and Production Engineering 33 (5), S. 308–320. DOI: 10.1080/21681015.2016.1172124.

Haas, W.; Krausmann, F.; Wiedenhofer, D.; Lauk, C.; Mayer, A. (2020): *Spaceship earth's odyssey to a circular economy - a century long perspective.* In: Resources, Conservation and Recycling 163, S. 105076. DOI: 10.1016/j.resconrec.2020.105076.

IPCC (2023) *Synthesis report of the IPCC sixth assessment report (AR6). Summary for Policymakers*. Geneva, Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change.

IRP (2019) *Global Resources outlook 2019 - Implications for Business Leaders. A Report of the International Resource Panel.* United Nations Environment Programme. Unter Mitarbeit von Bruno Oberle, Stefan Bringezu, Steve Hatfield-Dodds, Stefanie Hellweg, Heinz Schandl, Jessica Clement et al. International Resource Panel. Paris.

Karliner, J.; Slotterback, S.; Boyd, R.; Ashby, B.; Steele, K. (2019) *Health cares's climate footprint. How the health care sector contributes to the global climate crisis and opportunities for action*. Hg. v. Health Care without Harm und ARUP. Online verfügbar unter https://noharm-global.org/sites/default/files/documents-files/5961/HealthCaresClimateFootprint_092319.pdf, zuletzt geprüft am 03.04.2024.

Konietzko, J.; Bocken, N.; Hultink, E. (2020) *Circular ecosystem innovation: An initial set of principles*. In: Journal of Cleaner Production 253, S. 119942. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.119942.

Lenzen, M.; Malik, A.; Li, M.; Fry, J.; Weisz, H.; Pichler, P. (2020) *The environmental footprint of health care: a global assessment.* In: The Lancet Planetary Health 4 (7), e271-e279. DOI: 10.1016/S2542-5196(20)30121-2.

Lichtnegger, S.; Meissner, M.; Paolini, F.; Veloz, A.; Saunders, R. (2023) *Comparative Life Cycle Assessment Between Single-Use and Reprocessed IPC Sleeves.* In: Risk management and healthcare policy 16, S. 2715–2726. DOI: 10.2147/RMHP.S439982.

Meissner, M.; Hafermann, J.; Silas, U.; Saunders, R. (2023) *Evaluating the Environmental Impact of Single-Use and Multi-Use Surgical Staplers with Staple Line Buttressing in Laparoscopic Bariatric Surgery*. In: Risk management and healthcare policy 16, S. 1423–1433. DOI: 10.2147/RMHP.S415989.

Meissner, M.; Lichtnegger, S.; Gibson, S.; Saunders, R. (2021) *Evaluating the Waste Prevention Potential of a Multi- versus Single-Use Surgical Stapler.* In: RMHP Volume 14, S. 3911–3921. DOI: 10.2147/RMHP.S325017.

Ostertag, K.; Bratan, T.; Gandenberger, C.; Hüsing, B.; Pfaff, M. (2021) *Ressourcenschonung im Gesundheitssektor - Erschließung von Synergien zwischen den Politikfeldern Ressourcenschonung und Gesundheit.* Texte 15/2021. Hg. v. Umweltbundesamt Deutschland. Dessau-Roßlau (UBA), zuletzt geprüft am 04.03.2024.

Pradere, B.; Mallet, R.; de La Taille, A.; Bladou, F.; Prunet, D.; Beurrier, S. (2023) *Climate-smart Actions in the Operating Theatre for Improving Sustainability Practices: A Systematic Review.* In: European urology 83 (4), S. 331–342. DOI: 10.1016/j.eururo.2022.01.027.

Reike, D.; Vermeulen, W. J. V.; Witjes, S. (2018) *The circular economy: New or Refurbished as CE 3.0? — Exploring Controversies in the Conceptualization of the Circular Economy through a Focus on History and Resource Value Retention Options*. In: Resources, Conservation and Recycling 135, S. 246–264. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.08.027.

Roscioli, R.; Wyllie, T.; Neophytou, K.; Dent, L.; Lowen, Darren; Tan, David et al. (2023) *How we can reduce the environmental impact of our operating theatres: a narrative review*. In: ANZ journal of surgery. DOI: 10.1111/ans.18770.

Sherman, J. D.; Thiel, C.; MacNeill, A.; Eckelman, M. J.; Dubrow, R.; Hopf, H. (2020) *The Green Print: Advancement of Environmental Sustainability in Healthcare*. In: Resour. Conserv. Recycl. 161, S. 104882. DOI: 10.1016/j.resconrec.2020.104882.

Shoham, M. A.; Baker, N. M.; Peterson, M. E.; Fox, P. (2022) *The environmental impact of surgery: A systematic review.* In: Surgery 172 (3), S. 897–905. DOI: 10.1016/j.surg.2022.04.010.

UNFCCC (2015) *Paris Agreement*. Hg. v. United Nations FCCC. Paris. Online verfügbar unter http://unfccc.int/files/essential_background/convention/application/pdf/english_paris_agreement.pdf, zuletzt geprüft am 05.04.2024.
WHO (2017) *Environmentally sustainable health systems: a strategic document*. Hg. v. WHO Regional Office for Europe. Copenhagen. Online verfügbar unter https://www.who.int/publications/i/item/WHO-EURO-2017-2241-41996-57723, zuletzt geprüft am 08.03.2024.

Recycling paper and board from mixed waste streams: Determining data requirements for a reliable environmental assessment

Hannah Köhler[1], Alena Maria Spies[1], Rosalie von Behr[1], Karoline Raulf[1] & Kathrin Greiff[1]
[1)] RWTH Aachen University, Institute of Anthropogenic Material Cycles, Aachen, Germany

ABSTRACT: To increase the recycling rate of paper and board, we investigate how yet unexploited paper and board from lightweight packaging waste can be recycled. Therefore, an environmental assessment via life cycle assessment (LCA) is crucial for the project to determine if the benefits from recycling exceed the efforts needed. In existing LCAs, the recycling process has often been calculated generically. However, to adequately model newly developed recycling processes, a broad data basis is needed, which can be obtained by primary data collection or from the literature. To qualify the influence of data sources on LCA results, we built LCA models for recycling paper and board from lightweight packaging waste based on both primary data – measured during production trials – and secondary data from the literature. We showed that unlike the model based on data from the literature, the model based on primary data described the recycling process on plant scale more accurately as the literature provided averaged and sometimes outdated data. The differences in the environmental impact assessments were mainly due to the high sensitivity of the parameters for energy consumption and reject compositions. We also showed that the parameter uncertainty was mainly caused by database processes from the background system.

1 INTRODUCTION

In the context of circular economy and legal regulations, improving recycling routes plays a central role (European Commission 2019). Therefore, yet unexploited waste flows come into focus, and new recycling processes are developed to reduce environmental impacts. For those newly developed processes, the environmental impacts must be assessed to ensure that the benefits from recycling exceed the required effort (Villanueva & Wenzel 2007). So far, recycling processes are usually calculated generically in environmental assessments. The standard method to perform these assessments is a life cycle assessment (LCA), for which a broad data basis is needed to model the product system. Data usually comes from literature and databases like ecoinvent but is missing for newly developed recycling processes in specific (Kralisch 2008). To model these processes, two approaches can be applied. First, primary data can be collected specifically for the studied processes. Second, the studied processes can be matched approximately to generic database processes based on secondary data. Primary data bases are more reliable and realistic but difficult to obtain (Ciroth et al. 2019). A detailed understanding of the process is needed, and the data availability highly depends on cooperation of companies and other stakeholders. Therefore, the data availability and representativity is crucial for both approaches and determines the model quality (Ciroth et al. 2019). Secondary data are generic for whole product systems and averaged, considering a wide range of techniques, regions and companies, but are often outdated and often do not completely match the studied process (Ciroth et al. 2019, Djekic et al. 2019, Saavedra-Rubio et al. 2022). Besides, secondary data from literature must be accessible and replicable to produce reliable results.

In this study, we assessed the influence of primary and secondary data on a LCA case study for a newly developed recycling process for paper and board (referred to below as paper) from lightweight packaging waste (LWP), which is currently not recycled to high quality products. During production trials in a carton production plant, primary data for recycling paper from LWP were collected for the foreground system of the case study. The life cycle impact assessment (LCIA) results were then compared to a model of the recycling process completely based on secondary

data from literature and databases. Further, the data uncertainty and data sensitivity were assessed to evaluate the model reliability.

2 METHODS

To assess the influence of input data on LCAs for newly developed recycling processes, a case study was conducted following the four steps of EN ISO 14040 (2006).

2.1 Goal and scope

The aim of this study was to determine the influence of the source of input data on the LCA results by comparing foreground systems with input data from primary and secondary sources for the same recycling scenario. The scenario covered the end of life (EoL) treatment of 37.5 t paper and board from LWP and 88 t paper from separate paper collections to secondary pulp in a carton production plant. These two quantities were defined as the functional unit (FU). The reference flow was 1 t of produced secondary pulp. The processes for dry mechanical presorting of paper from LWP in a paper sorting plant and for the stock preparation at the carton production plant were included in the foreground system of the model (Fig. 1). However, transports to, between, and from the foreground processes and processes for wastewater treatment, thermal recovery of rejects, and for energy generation were part of the background system. The use phase, the sorting of LWP, and the separated paper collection and sorting were not included in the model as no changes to the system were expected, same for the carton production from the secondary pulp.

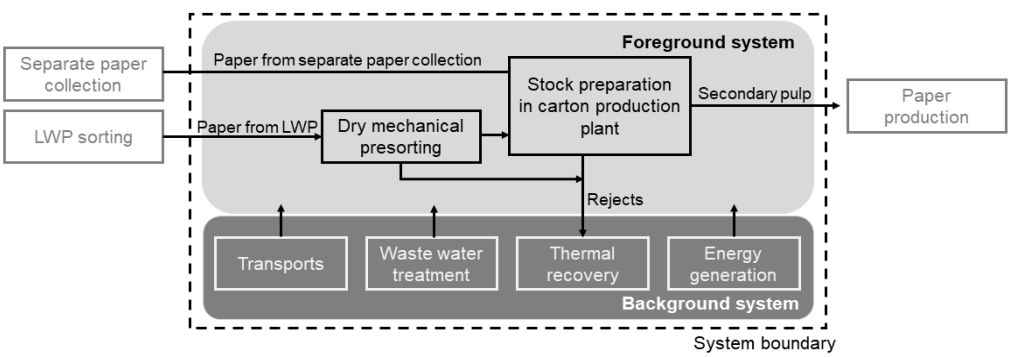


Fig. 1: System boundary and processes of foreground and background system

2.2 Life cycle inventory (LCI)

Primary data for the foreground system were collected during production trials at the presorting and carton production plant (Tab. 1). The focus was on input and output flows, energy consumption by machinery, and reject treatment. Energy consumption was calculated from the machinery data with a true consumed power of 70% (Suhr et al. 2015). Input and output flows were measured during the production trials. Distances between the LWP sorting plant and paper presorting plant as well as from the presorting plant to the carton production plant were determined to model transports. Unknown distances were estimated from Bulach et al. (2022). To compare the primary with the secondary data, the same parameters were researched in literature as far as possible (Tab. 1). For the energy consumption of the paper presorting plant, it was assumed to consume half the energy of a LWP sorting plant because of reduced sorting technology (Bulach et al. 2022). Inputs and outputs of the sorting plant were calculated from Bulach et al. (2022), while the energy consumption of the carton production plant was taken from Suhr et al. (2015) and Vogt et al. (2008). The transport distances were adopted from the primary data system.

Tab. 1: Overview of primary and secondary data for foreground system per 1 t of process output (DM)

Process	Data type	Primary data	Secondary data
Presorting	Input [t]	1.7 [a]	1.1 [b]
	Output [t]	1.0 [a]	1.0 [b]
	Rejects [t]	0.7 [a]	0.1 [b]
	Energy consumption [kWh]	43.0 [a]	34.0 [c]
Stock preparation	Input [t]	1.1 [a]	1.1 [b]
	Output [t]	1.0 [a]	1.0 [b]
	Rejects [t]	0.1 [a]	0.1 [b]
	Energy consumption [kWh]	99.5 [a]	196.0 [d]
Transports	Distance to presorting [km]	300.0 [b]	300.0 [b]
	Distance to carton plant [km]	200.0 [b]	200.0 [b]
	Distance to incineration [km]	90.0 [b]	90.0 [b]

[a] Project data I Machinery data sheets [b] Bulach et al. (2022) [c] Vogt et al. (2008) [d] Suhr et al. (2015)

The following unit processes from ecoinvent 3.10 cut-off database were used for the background system:

- market for electricity, medium voltage | electricity, medium voltage | Cutoff, U, DE – *modified*
- market for heat, district or industrial, all sources | heat, district or industrial, all sources | Cutoff, U, DE – *modified*
- market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 | Cutoff, U – RER
- market for wastepaper, unsorted | wastepaper, unsorted | Cutoff, U – CH
- treatment of waste plastic, mixture, municipal incineration FAE | waste plastic, mixture | Cut-off, U – CH
- treatment of municipal solid waste, municipal incineration | municipal solid waste | Cutoff, U - DE
- treatment of waste paperboard, municipal incineration FAE | waste paperboard | Cutoff, U – CH
- treatment of scrap aluminum, municipal incineration FAE | scrap aluminum | Cutoff, U – CH
- treatment of wastewater from medium density board production, wastewater treatment | wastewater from medium density board production | Cutoff, U_modified – RER

Markets for electricity and heat were modified to the German energy and heat mix in 2023 (Genesis 2023). Both the foreground and background system were modelled in OpenLCA 2.0.2 following the attributional approach. The background system was the same for both models.

2.3 Life cycle impact assessment (LCIA)

The influence of the data basis on the case study results were assessed exemplarily for impact category global warming potential (GWP) from the ReCiPe Midpoint (H) impact method (Huijbregts et al. 2017).

2.4 Data quality analysis

In LCA modelling, different types and sources of uncertainty must be assessed to evaluate the reliability of results. Uncertainty can arise from model parameters (data quality), model choices (LCIA methods), and scenario choices (methodology) (Bamber et al. 2020).
We assessed the parameter uncertainty by uncertainty and sensitivity analysis. The data quality analysis was conducted with the pedigree matrix in OpenLCA. The pedigree matrix allocates scores from 1 (best) to 5 (worst) in four different categories to processes and flows depending on the data source. These scores are transferred to uncertainty values. In addition, a Monte Carlo (MC) simulation with approx. 5,000 iterations was conducted based on the known uncertainty values and values derived from the pedigree matrix to assess parameter uncertainty. For

parameters for energy consumption and transports from literature, wide data ranges were given (Vogt et al. 2008). Thus, their sensitivity was assessed by varying the parameters by ±50%.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 LCIA results

The LCIA results showed that the model based on secondary data has a 37% higher GWP than the model based on primary data (Fig. 2). This was mainly due to the difference in energy consumption of the stock preparation processes. Also, the impact of waste treatment was higher for the secondary data model due to a different reject composition. For the other processes, the GWP impacts were comparable for the primary and secondary data-based models. This showed that averaged data from literature might adequately describe macroscopic systems but alters microscopic systems on plant scale. These results are in good agreement with the findings reported in the literature (Djekic et al. 2019, Saavedra-Rubio et al. 2022).

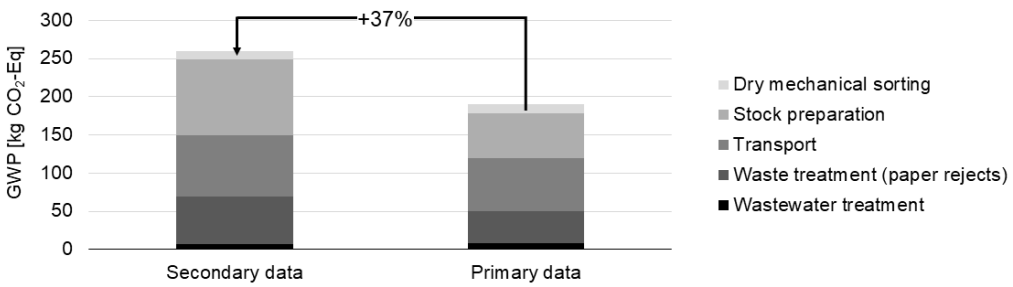


Fig. 2: Results for GWP for models based on primary and secondary data

3.2 Data quality

The results of the pedigree matrix showed a good data quality for self-modelled processes (Tab. 2). The main difference between the foreground systems based on primary and secondary data was in the category temporal correlation since the studies from literature were conducted three to ten years ago (Bulach et al. 2022, Suhr et al. 2015, Vogt et al. 2008). When looking at the main contributing processes, all processes were database processes with higher parameter uncertainty. Especially, the temporal correlation was low with scores from 4 to 5, which consents to criticisms in literature that database processes are outdated (Ciroth et al. 2019). By building a foreground model as detailed and enclosing as possible on a reliable data basis, the parameter uncertainty can still be reduced since uncertainty is not further aggregated.

Tab. 2: Pedigree matrix for self-modelled, modified and most contributing database processes of the model

	Process	Primary data					Secondary data				
		R	C	T	G	F	R	C	T	G	F
self-modelled	Wastepaper Sorting Plant - LWP	1	1	1	1	1	3	3	1	1	2
	Stock preparation (Paper to Pulp)	1	1	1	1	1	2	2	3	1	2
modified	market for electricity modified	2	2	1	1	2	2	2	1	1	2
	market for heat modified	2	2	1	2	2	2	2	1	2	2
	Climate change	**2**	**2**	**4**	**1**	**1**	**2**	**2**	**4**	**1**	**1**
Most contributing database processes	treatment of waste plastic	1	1	4	1	1	1	1	4	1	1
	market for transport, freight, lorry	2	2	5	1	1	2	2	5	1	1
	municipal waste collection service	2	1	5	1	1	2	1	5	1	1

R: reliability, C: completeness, T: temporal correlation, G: geographic correlation, F: further correlation

3.3 Sensitivity and uncertainty analysis

The sensitivity analysis showed a relatively low sensitivity of transport distances (Fig. 3). While the parameter values were changed by ±50%, the LCIA results of both models changed by approx. ±10%. In comparison, the changes by varying the energy consumption parameters were approx. ±20% (Fig. 3). Thus, the energy consumption parameters are more sensitive and increase the model uncertainty when not accurately determined. Therefore, a reliable data basis is needed to representatively model the studied system. This confirms our results under 3.1 that primary data were better suited to build the model of this case study since power ratings for the machineries were known while literature gave wide ranges for power consumption values.

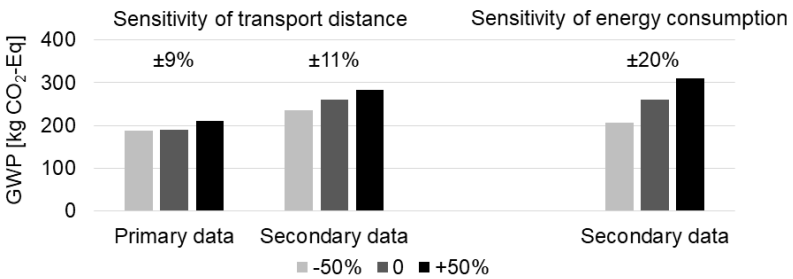


Fig. 3: LCIA results of sensitivity analysis for transport distances and energy consumption using OpenLCA

The uncertainty analysis via MC simulation showed a similar distribution for both models (Fig. 4). This was because uncertainty was mainly induced by the background system which was the same for both models (see 2.1). The results were nearly normally distributed with 72% of the results within one standard deviation (SD). Noticeable, the mean value of the MC simulation for secondary data was 20 kg CO_2-Eq higher than the GWP calculated with OpenLCA, while the MC mean value of the primary data model matched the LCIA result (Fig. 2). This may be due to the higher uncertainty for energy consumption in the foreground system of the secondary data model. This would also explain the broader MC distribution for the secondary data model due to the broader range of possible values. The SD with 31.4 kg CO_2-Eq for the primary and 25.9 kg CO_2-Eq for the secondary data-based model was rather low. The results for GWP of the primary data-based model were still significantly lower than the results of the secondary data-based model.

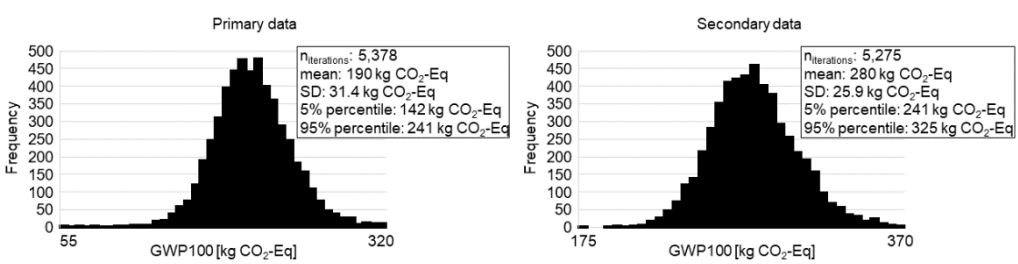


Fig. 4: Results of Monte Carlo uncertainty simulation for primary and secondary data-based models

4 CONCLUSION

In this study, we assessed the influence of input data sources and quality on the LCIA results of a case study for recycling paper from LWP. The results showed that primary data was more accurate to describe the foreground system of the recycling process on plant scale than data from literature as the latter provided averaged and sometimes outdated data. In this case study, the

wide range of energy consumption in literature data led to a high parameter uncertainty. Together with the high sensitivity of this parameter, this led to a high uncertainty in LCIA results. However, it was shown that parameter uncertainty was mainly caused by outdated database processes in the background system. The compared models both showed a narrow normal distribution in the MC simulations, but the uncertainty in the secondary data model was identified as well. Concluding, the model based on primary data better matched the underlying system since it was based on more realistic input data. To model a larger scale system for recycling of paper from LWP, more data might be needed for sorting and paper production plants – primary or from literature – to achieve adequate cross-sectional data of different technical standards.

5 ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported by the German Federal Ministry of Economic Affairs and Climate Action (BMWK) within the 7th Energy Research Program “Innovations for the energy transition” under the project EnEWA (grant no. 03EN2073). We want to thank Arne Krolle, Robin Huesmann, Annika Ludes, Bastian Küppers, Sebastian Kaufeld, Oliver Lambertz, Andreas Faul, Jens Winter, and Alexander Atapin for their contribution through the EnEWA project.

REFERENCES

Bamber, N., Turner, I., Arulnathan, V., Li, Y., Ershadi, S. Z., Smart, A., & Pelletier, N. (2020). Comparing sources and analysis of uncertainty in consequential and attributional life cycle assessment: review of current practice and recommendations. *Int J Life Cycle Assess 25*, 168–180.

Bulach, W., Dehoust, G., Mayer, F., & Möck, A. (2022). *Ökobilanz zu den Leistungen der dualen Systeme im Bereich des Verpackungsrecyclings.*

Ciroth, A., Di Noi, C., Burhan, S. S., & Srocka, M. (2019). LCA database creation: Current challenges and the way forward. *Indonesian Journal of Life Cycle Assessment and Sustainability*, 41-51.

Djekic, I., Pojić, M., Tonda, A., Putnik, P., Bursać Kovačević, D., Režek-Jambrak, A., & Tomasevic, I. (2019). Scientific Challenges in Performing Life-Cycle Assessment in the Food Supply Chain. *Foods*.

EN ISO 14040. (2006). Environmental management, Life cycle assessment, Principles and framework. *EN ISO 14040:2006*. -Deutsche Institut für Normung e.V.

European Commission. (2019). *The European Green Deal.* Brussels.

Genesis. (2023). *Statistisches Bundesamt*. Retrieved from Genesis-Datenbank: https://www-genesis.destatis.de/genesis/online

Huijbregts, M. A., Steinmann, Z. E., Elshout, P. M., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., . . . van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *Int J Life Cycle Assess 22*, 138–147.

Kralisch, D. (2008). Application of LCA in process development. In D. J. Alexei Lapkin, *Green Chemistry Metrics: Measuring and Monitoring Sustainable Processes* (pp. 248-271).

Saavedra-Rubio, K., Thonemann, N., Crenna, E., Lemoine, B., Caliandro, P., & Laurent, A. (2022). Stepwise guidance for data collection in the life cycle inventory (LCI) phase: Building technology-related LCI blocks. *Journal of Cleaner Production 366*.

Suhr, M., Klein, G., Kourti, I., Gonzalo, M. R., Santonja, G. G., Roudier, S., & Sancho, L. D. (2015). Beste verfügbare Techniken (BVT) Referenzdokument für die Herstellung von Zellstoff, Papier und Karton. *Richtlinie über Industrieemissionen 2010/75/EU*. European Comission.

Villanueva, A., & Wenzel, H. (2007). Paper waste – Recycling, incineration or landfilling? A review of existing life cycle assessments. *Waste Management*, Pages S29-S46.

Vogt, M., Kirschbaum, S., Meyer, B., Blum, O., Meyer, J., & Schubert, A. (2008). *Leitfaden Energieeffizienz.*

CONTACT

Hannah Köhler, M. Sc.
Research Assistant
RWTH Aachen University, Institute of Anthropogenic Material Cycles
hannah.koehler@ants.rwth-aachen.de

Herausforderungen im Bereich der biogenen Abfälle

Andreas Kreuzeder[1]
[1)] Amt der Salzburger Landesregierung; Abteilung Natur- und Umweltschutz, Gewerbe; Referat Klimaschutz, Nachhaltigkeit und Abfallwirtschaft; Salzburg, Österreich

KURZFASSUNG: Im Themengebiet der biogenen Abfälle ergeben sich laufend neue Herausforderungen beziehungsweise entwickeln sich neue Ansätze zur Lösung lange bestehender Probleme. Der ÖWAV Arbeitsausschuss Biogene Abfälle ist bemüht relevante Fragestellungen frühzeitig zu erkennen und den Stand des Wissens in kompakten Regelwerken bzw. Leitfäden darzustellen. In diesem Beitrag soll ein Überblick über aktuelle Aktivitäten des Ausschusses sowie die Ergebnisse der letzten Jahre gegeben werden und die bearbeiteten Fragestellungen inhaltlich vorgestellt werden.

1 HERAUSFORDERUNGEN IM BEREICH DER BIOGENEN ABFÄLLE UND TÄTIGKEITEN DES ARBEITSAUSSCHUSSES BIOGENE ABFÄLLE

1.1 Arbeitsbehelf 73 - Behandlung von Küchen- und Speiseabfällen in Kleinbehandlungsanlagen

Küchen- und Speiseabfälle aus Großküchen und der Gastronomie werden einerseits als wertvolle Rohstoffquelle und andererseits – wegen der damit verbundenen Entsorgungskosten – als wirtschaftliche Herausforderung betrachtet. Technische und rechtliche Fragen der ordnungsgemäßen Sammlung und Entsorgung in den etablierten Sammelstrukturen wurden dabei in den letzten Jahrzehnten weitgehend als gelöst angesehen. Durch das Aufkommen und die zunehmende Verbreitung von technischen Sammeleinrichtungen sowie von Kleinbehandlungsanlagen stellen sich neue technische wie rechtliche Fragen.

Bei der Sammlung von Küchen- und Speiseresten in Großküchen und der Gastronomie stehen meist Aspekte der Hygiene und Arbeitsökonomie im Vordergrund. Im Wesentlichen kann zwischen folgenden Möglichkeiten zur Sammlung am Anfallsort unterschieden werden:

- Sammlung von Küchen- und Speiseabfällen in Sammelbehältern (Behältersysteme)
- Automatisierte Sammlung von Küchen- und Speiseabfällen (ohne Kanaleinleitung)

Bei der Entsorgung führt ein gestiegenes Umweltbewusstsein zum vermehrten Einsatz technischer Einrichtungen, welche eine ressourcenschonende Schließung lokaler Kreisläufe, eine Verringerung von Transportwegen sowie – teilweise – die Herstellung von Kompost/Dünger versprechen. Weiters können ökonomische Überlegungen zur Anwendung von nicht zulässigen bzw. verbotenen „Entsorgungsverfahren" führen. Bei diesen Verfahren werden Küchen- und Speisereste über den Kanal beseitigt. Allgemein können Geräte bzw. Anlagen zur Behandlung von Küchen- und Speiseresten in folgende Kategorien eingeteilt werden:

- Zerkleinerer (mit Kanaleinleitung)
- Verflüssiger (mit Kanaleinleitung)
- Entwässerer (mit Kanaleinleitung)
- Trockner (ohne Kanaleinleitung)

Hinsichtlich der eingesetzten Technik sowie der Umweltauswirkungen unterscheiden sich diese Verfahren deutlich. Aus fachlicher Sicht erfordern insbesondere die in der Behandlung notwendige elektrische Energie, Emissionen wie Abwasser und Abluft sowie die Qualität der resultierenden Materialien eine kritische Betrachtung.

Der Betrieb von Behandlungsanlagen, deren Funktionsweise eine Einleitung von flüssigen Abfällen in den Kanal vorsieht, ist aufgrund wasserrechtlicher Bestimmungen sowie gemäß dem Stand der Technik in Österreich nicht zulässig. Dies betrifft insbesondere die Anlagenarten Zerkleinerer, Verflüssiger und Entwässerer.

Besondere Aufmerksamkeit wurde im Arbeitsbehelf der Gerätekategorie „Trockner" gewidmet. Hier handelt es sich um Geräte bzw. Anlagen, welche Küchen- und Speisereste sowie auch andere organische Abfälle durch Erhitzen trocknen. Hierbei erfordern insb. folgende Aspekte eine kritische Betrachtung:

- Energieaufwand für die Trocknung
- Verbleib des getrockneten Materials
- Kondensatbildung aus der Abluft
- Geruchsemissionen

1.2 ExpertInnenpapier - „Bio-Kunststoffe" und die biologische Abfallverwertung

Das sogenannte Plastiksackerlverbot (Verbot des Inverkehrsetzens von Kunststofftragetaschen mit 01.01.2020 mit Ausnahme sogenannter „Knotenbeutel", die aus „überwiegend" nachwachsenden Rohstoffen hergestellt werden) führte zu einer „Explosion" der angebotenen Produkte aus „Bio-Kunststoffen". Dabei werden sowohl biobasierte als auch biologisch abbaubare – sowie die Kombination aus beidem – als nachhaltige und ökologische Alternative beworben. Oftmals wird auch durch Botschaften wie „kompostierbar", „für die Biotonne geeignet", „Entsorgung über die Biotonne" direkt oder indirekt suggeriert, dass diese Produkte über die Biotonne zu entsorgen sind bzw. zumindest tolerierbar sind.

Die dargestellten Vorteile sind jedoch bei einer differenzierten Betrachtung oft nicht gegeben. Weiters sind diese Produkte, insbesondere bei „falscher" Entsorgung, oftmals nicht mit der Abfallhierarchie in Einklang zu bringen.

Betrachtet man Produkte aus „Bio-Kunststoffen" in Zusammenhang mit Littering, so haben Produkte aus biologisch abbaubaren Kunststoffen, vorausgesetzt sie entsprechen den Vorgaben der ÖNORM EN 13432, den Vorteil, dass sie in absehbaren Zeiträumen abgebaut werden und nicht als Kunststofffragment in der Umwelt verbleiben.

In Zusammenhang mit der biologischen Abfallverwertung (Kompostierung) sind „Bio-Kunststoffe", nicht erwünscht aber in manchen Fällen toleriert. Sie sind von konventionellen Kunststoffen im Rottegut nicht zu unterscheiden und werden nach erfolgter Aussortierung einer thermischen Behandlung zugeführt. Verbleiben diese abbaubaren Kunststoffe jedoch im Kompost, werden sie biologisch abgebaut. Hinsichtlich der tatsächlichen Abbaugeschwindigkeit entsprechend zertifizierter Produkte zeigt sich ein differenziertes Bild. Jedoch wird im Zusammenhang mit biologisch abbaubaren Vorsammelhilfen oftmals auf die erhöhten Sammelmengen biogener Abfälle verwiesen.

Im ExpertInnenpapier wurde daher versucht eine Strategieempfehlung in Form von Entscheidungsprinzipien zu formulieren:

- Substitutionsprinzip: Ersatz von konventionellen Kunststoffen durch biologisch abbaubare Kunststoffe nur dort, wo ein ökologischer Vorteil erzielt wird.
- Verbesserungsprinzip: Die Anwendung biologisch abbaubarer Kunststoffe muss deutliche ökologische Vorteile im Vergleich zu konventionellen Kunststoffen bringen. Diese dürfen nicht durch entgegengesetzte Effekte überlagert werden.

- Hierarchieprinzip: Die Abfallhierarchie ist zu beachten. Irreführende Informationen zu den Entsorgungswegen von Abfällen (insbesondere die Bezeichnung „kompostierbar“) müssen im Hinblick auf die gesellschaftliche Akzeptanz der Abfalltrennung tunlichst vermieden werden.
- Ausschlussprinzip: keine Verwendung, wo vertretbare Alternativen verfügbar sind.
- Abwägungsprinzip: Verwendung nur dort, wo der Nutzen größer ist als der Nachteil.

Vor diesem Hintergrund werden VerbraucherInnen aufgefordert, keine Artikel aus biologisch abbaubaren Kunststoffen über die Biotonne zu entsorgen. Dennoch kann im Sinne des „Abwägungsprinzips“ die Verwendung von biologisch abbaubaren Vorsammelhilfen dazu beitragen, die Menge des getrennt gesammelten Bioabfalls zu erhöhen.

Unabhängig von allen hier im Expert*innenpapier dargestellten Vor- und Nachteilen von „Bio-Kunststoffen“ in der biologischen Abfallverwertung wird empfohlen, generell auf Einwegprodukte zu verzichten und vorrangig auf langlebige Produkte und Verpackungen mit Mehrfachnutzung zurückzugreifen.

1.3 Regelblatt 518 – Anforderungen an den Betrieb von Kompostierungsanlagen

Die Anforderungen an den Stand der Technik bei der Kompostierung sind im ÖWAV Regelblatt 518 aus dem Jahr 2009 zusammengefasst. Jedoch ist der Stand der Technik im Laufe der Zeit Änderungen unterworfen. In einer zweiten vollständig überarbeiteten Auflage dieses Regelblatts wird daher in folgenden Bereichen der aktuelle Stand der Technik der Kompostierung dargestellt:

- Fachliche und technische Grundlagen von Kompostanlagen
- Fachliche und technische Grundlagen von Komposterdenanlagen
- Sicherstellung eines ordnungsgemäßen Betriebs von Kompost- und Komposterdenanlagen

In diesen Themenbereichen wird detailliert auf Anforderungen an die Lagerungen, Anforderungen an die Behandlung, Emissionen bzw. Emissionsminderung sowie Ausstattung und Qualitätssicherung eingegangen.

Die derzeit gültige Fassung der Kompostverordnung stammt aus dem Jahr 2001. Seither ergaben sich in wesentlichen Bereichen neue Entwicklungen. Das Regelblatt soll aufbauend auf den neuen Bestimmungen einer novellierten Kompostverordnung den Stand der Technik darstellen. Daher gilt es vor Abschluss des Regelblatts die Novelle der Kompostverordnung abzuwarten.

1.4 Biogene Abfälle in der Kreislaufwirtschaft

Die zirkuläre Gesellschaft wird als Möglichkeit betrachtet den Ressourcenverbrauch zu reduzieren und gleichzeitig die Ressourcenproduktivität zu erhöhen. In einer funktionierenden kreislauforientierten Wirtschaft wird der Wert von Produkten, Stoffen und Ressourcen innerhalb der Wirtschaft so lange wie möglich erhalten und möglichst wenig Abfall und Umweltbelastungen erzeugt. Im Bereich der biogenen Abfälle sind dabei aufgrund der Abfallcharakteristika, fehlender Lagerstabilität, biologischen Prozessen etc. besondere Herausforderungen zu bewältigen.

Der Unterarbeitsausschuss „Biogene Abfälle in der Kreislaufwirtschaft“ hat sich zum Ziel gesetzt die Besonderheiten im Zusammenhang mit biogenen Abfällen in der Kreislaufwirtschaft zu identifizieren. Dabei sollen die Potenziale, die Hemmnisse und technologische Lösungsansätze in einem ExpertInnenpapier zusammengefasst werden. Ziel ist es damit Bewusstsein für bestehende Hürden am Weg zur Kreislaufwirtschaft, mit besonderem Augenmerk auf biogene Abfälle, zu schaffen und über die Möglichkeiten zur Lösung dieser Probleme nachzudenken.

1.5 Abfallwirtschaftliche Aspekte des Neophytenmanagements

Als gebietsfremde Pflanzen, sogenannte Neophyten, werden all jene Arten bezeichnet, die nach 1492, der Entdeckung Amerikas, an einen für sie neuen Standort gelangten. In Europa geht man derzeit von rund 7 000 bekannten Arten aus, wobei auch z. B. Erdäpfel und Mais als Neophyten zu betrachten sind. Als „invasive Pflanzen“ werden jene bezeichnet, die sich durch starke Konkurrenzfähigkeit gegenüber einheimischen Arten zu deren Nachteil im Gebiet dauerhaft ausbreiten können. Bei der Ausbreitung spielen Stoffströme biogener Materialien („geerntete“ Neophyten bzw. Materialien aus der Neophytenbekämpfung), Kompost sowie Bodenaushub eine zentrale Rolle. Ziel des Ausschusses ist die Zusammenfassung der Anforderungen an die Sammlung und Behandlung von biogenen Abfällen und Bodenaushub wenn diese Anteile an invasiven, gebietsfremden Neophyten enthalten.

2 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Herausforderungen im Bereich der biogenen Abfälle wurden und werden im ÖWAV-Arbeitsausschuss Biogene Abfälle in einer unabhängigen, ausgewogenen und fachlich fundierten Plattform bearbeitet. Die diversen Produkte dieser Tätigkeit sollen als Fachgrundlage, als Diskussionsbasis oder als Regelwerk dienen.

LITERATURVERZEICHNIS

ÖWAV Arbeitsausschuss Biogene Abfälle (2021). ÖWAV-ExpertInnenpapier; „Bio-Kunststoffe“ und die biologische Abfallverwertung. Wien, Österreich, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband

ÖWAV Arbeitsausschuss Biogene Abfälle (2023). ÖWAV Arbeitsbehelf 73; Behandlung von Küchen- und Speiseabfällen in Kleinbehandlungsanlagen. Wien, Österreich, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband

ÖWAV Arbeitsausschuss Biogene Abfälle (2009). ÖWAV-Regelblatt 518; Anforderungen an den Betrieb von Kompostierungsanlagen. Wien, Österreich, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband

Wirkungen der Maßnahmen zur Verbesserung der Sammelqualität bei der Bioabfallsammlung

Alexandra Loidl[1], Gernot Kreindl[2], Andreas Zöscher[3], Cornelia Riegler[4], Martin Wellacher[4], Elena Dvorak[5] & Josef Adam[5]

[1)] Holding Graz - Kommunale Dienstleistungen GmbH, Graz, Österreich
[2)] Abfallwirtschaftsverband Leoben, Leoben, Österreich
[3)] Abfallwirtschaftsverband Mürzverband, Kapfenberg, Österreich
[4)] Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Österreich
[5)] Montanuniversität Leoben - Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Für die Produktion von Qualitätskompost in Kompostieranlagen stellt die Störstoffbelastung, insbesondere von Kunststoffen, im Inputmaterial von biogenen Abfällen aus Haushalten ein wesentliches Problem dar. Hierbei sind vor allem Kunststoffsäcke, welche als Vorsammelhilfe verwendet werden, störend.

Im Projekt Plastic Free Compost wurden deswegen gezielte Maßnahmen gesetzt, um das Sammelverhalten von Personen zu verändern und die Bürger von vermehrten Fehlwürfen abzuhalten. Dies passierte in den drei steirischen Städten Graz, Leoben und Mürzzuschlag in Sammeltouren mit überwiegend Mehrparteienwohnhäusern. Die Maßnahme beinhaltet das Austeilen von Papiersäcken als Vorsammelhilfe sowie die Bereitstellung von Informationsmaterial. Die Materialien wurden dem Bürger auf drei verschiedene Arten zur Verfügung gestellt. Zur Überprüfung der Wirksamkeit wurde eine Zählmethode entwickelt, welche als Schnellmessmethode der Störstoffe auf Sammelfahrzeugebene fungiert. Nach den gesetzten Maßnahmen waren in zwei Gebieten eine deutliche Verbesserung zu erkennen. Somit konnte nachgewiesen werden, dass die Methode des Austeilens der Papiersäcke direkt an der Wohnungstüre am effektivsten war.

1. EINLEITUNG

Die ordnungsgemäße Sammlung und Entsorgung von Biomüll stellt eine wesentliche Herausforderung für städtische Abfallwirtschaftssysteme dar. Biomüll, der biologisch abbaubare Abfälle umfasst, kann bei sachgemäßer Sammlung zu Qualitätskompost weiterverarbeitet werden. Kunststoffe im Biomüll stellen hier ein zentrales Problem dar. Besonders hervorzuheben sind Kunststoffsäcke, die irrtümlich als Vorsammelhilfe verwendet und in die Biotonne eingebracht werden. Durch die mechanische Bearbeitung vervielfältigen sich die Säcke und die Qualität des Komposts leidet (Brantner 2024). Zusätzlich geht beim teilweise händischen Aussortieren der Störstoffe wertvolles Gutmaterial verloren und wird mit dem verschmutzten Material thermisch verwertet. Daher ist es wichtig, auch hinsichtlich der kommenden Novellierung der Kompostverordnung, die Störstoffe in der Biotonne in einem ersten Schritt zu reduzieren und in weiterer Folge das Plastik endgültig aus der Biofraktion zu verbannen. Im Projekt Plastic Free Compost wird dieses Problem behandelt. Es wurde ein Konzept geschaffen, um das Verhalten der Bürger so zu beeinflussen, dass es zu einem dauerhaften Rückgang des Störstoffgehalts im Biomüll kommt.

Seit dem Jahr 2018 beschäftigt sich eine Arbeitsgruppe in der Steiermark mit der Herstellung von störstoffarmem Kompost. Im Projektkonsortium Plastic Free Compost kooperieren derzeit folgende acht Partner aus Wissenschaft, Öffentlichkeit und Industrie:

- Montanuniversität Leoben - Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (Konsortialführer),
- Ingenieurbüro Wellacher e.U.,
- Abfallwirtschaftsverband Leoben,
- Abfallwirtschaftsverband Mürzverband,
- Holding Graz - Kommunale Dienstleistungen GmbH,
- Binder+Co AG,
- Komptech GmbH und
- Poschacher Kompost e.U.

Das Projekt wird von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) gefördert.

1.1 Hintergrund und Ziele

Biomüll aus Haushalten umfasst organische Abfälle aus Küche und Garten. Die ordnungsgemäße Sammlung ist entscheidend für die Effizienz von Kompostierungs- und Biogasanlagen. Fehlwürfe, also die falsche Entsorgung von nicht-biologischen Abfällen im Biomüll, können die Qualität des Endprodukts beeinträchtigen und die Verarbeitungskosten erhöhen.

Die Hauptziele der gesetzten Maßnahme in drei steirischen Gemeinden waren die Trennung von Biomüll durch die Bürger zu verbessern, die Fehlwürfe zu reduzieren und damit eine Erhöhung der Reinheit des gesammelten Biomülls zu erzielen sowie das Bewusstsein der Bürger für die korrekte Mülltrennung zu schärfen.

2. METHODIK

In einer Zusammenarbeit zwischen dem Ingenieurbüro Wellacher e.U. und der Montanuniversität Leoben wurde eine Schnellmessmethode der Störstoffe auf Fahrzeugebene entwickelt, die es erlaubt, durch Zählen der Störstoffe auf einer Fläche von 16 m² auf den Gesamtstörstoffanteil hochzurechnen (Ingenieurbüro Wellacher e.U. 2024). Anhand dieser Methode können rasche Aussagen hinsichtlich einer Verbesserung oder Verschlechterung des Störstoffgehaltes auf Sammelfahrzeugebene getroffen werden.

In den drei steirischen Gemeinden Leoben, Mürzzuschlag und Graz sind Maßnahmen der Verhaltensbeeinflussung gesetzt worden. Diese bestanden daraus, den Bürgern eine einfache und umweltfreundliche Alternative zur Vorsammlung zu bieten. Daher wurden Papiersäcke, und vereinzelt Müllis (Müllvorsammelbehälter für die Küche) als Vorsammelhilfe, ausgeteilt. Es gab zudem Informationen für die Bürger zur Vermeidung von Störstoffen in der Biotonne. Die Untersuchungen fanden ausschließlich auf Sammeltouren mit überwiegend Mehrparteienwohnhäusern statt. Diese gezielten Maßnahmen wurden in all jenen Liegenschaften gesetzt, die, in einer zuvor durchgeführten Beurteilung, als kritisch eingestuft wurden. Diese Vorabbewertung basierte auf der Deckel-Öffnen-Methode zur Abschätzung des Grades der Verschmutzung anhand einer Bestimmung der Störstoffe an der Oberfläche. Dazu werden die sichtbaren Störstoffe der Oberfläche gezählt, ohne mechanisch auf den Inhalt einzuwirken. Bei mehr als zwei sichtbaren Störstoffen gilt die Tonne als kritisch bzw. als belastet.

Die Bereitstellung der Papiersäcke und dem Informationsmaterial passierte auf drei unterschiedliche Weisen, um abschätzen zu können, welches Modell am besten funktioniert.

Leoben:
In Leoben wurden einmalig 50 % der kritischen Liegenschaften persönlich besucht. Hier wurden 15 Säcke pro Haushalt bereitgestellt. Diese wurden entweder vor die Wohnungstüre gelegt oder den Bewohnern persönlich übergeben. Für die angetroffenen Bewohner gab es zusätzlich eine Beratung hinsichtlich der Vermeidung der Störstoffe in der Biomülltonne. Für alle, die nicht angetroffen werden konnten, gab es ein Begleitschreiben, das entsprechende Informationen beinhaltete.

Mürzzuschlag:
Hier erfolgte die Verteilung der Säcke und der Informationen über die Hausbetreuer. Diese stellten den Bewohnern erstmalig 30 Säcke zu. Der Unterschied zu Leoben liegt darin, dass jene Bürger aus Mürzzuschlag danach regelmäßig über die Dauer eines Jahres und zumindest auf Nachfrage neue Säcke erhielten. Ferner wurden auch die teilweise gängigen Einstecksäcke aus abbaubarem Kunststoff verabschiedet (Wellacher 2023).

Graz:
In Graz wurde ein Papiersack mit Informationsblättern sowie einem Gutschein für 10 weitere Gratissäcke mit Mülli zum Selbstabholen in das Postfach der Bürger geworfen. Es fand kein direkter Kontakt mit den Bürgern statt. Die Säcke und der Mülli waren in einem nahegelegenen Bürgerbüro abzuholen.

Um die Wirkung der Maßnahmen zu kontrollierten, wurde die oben genannte Zählmethode zur Beurteilung herangezogen und jeder mit einer Maßnahme versehenen Sammeltour eine vergleichbare Sammeltour ohne Maßnahme gegenübergestellt. In Leoben wurden somit die Donnerstag- und Freitagtour bewertet, wobei erstere die Haushalte mit der Maßnahme beinhaltete. In Mürzzuschlag wurde eine Sondertour der Gemeindewohnungen erstellt und der Resttour gegenübergestellt. In Graz kam es zur Auszählung der Störstoffe in zwei Teiltouren, eine mit und eine ohne die Maßnahme.

3. ERGEBNISSE

Nach Setzen der Maßnahmen in den entsprechenden Städten wurden folgende Beobachtungen gemacht:

Leoben:
In Abbildung 1 ist zu erkennen, dass der Störstoffgehalt der Donnerstagtour innerhalb von drei Wochen von 4,2 % auf 2,6 % sank, was einer Reduktion von 39 % entspricht.

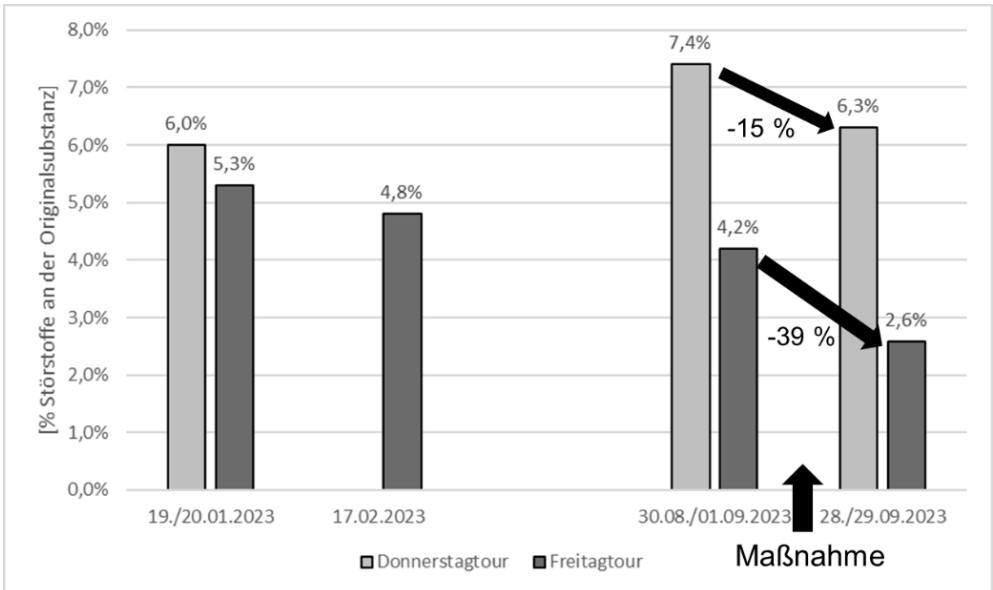


Abb. 1: Störstoffgehalte in der Biomülltonne während neun Monaten in Leoben und im Zu-ge einer Papiersackverteilung innerhalb von drei Wochen (Wellacher 2023)

Die Auswertung der verwendeten Vorsammelhilfen mittels IBW Zählmethode ergab, dass die Anzahl der verwendeten Papiersäcke von 0 % auf 26 % anstieg. Es gab zudem einen Rückgang der nicht abbaubaren Kunststoffsäcke von 91 % auf 60 %.

Mürzzuschlag:
Über den Zeitraum eines ganzen Jahres konnte festgestellt werden, dass der Störstoffgehalt immer kleiner wurde. Dies ist auch in Abbildung 2 ersichtlich.

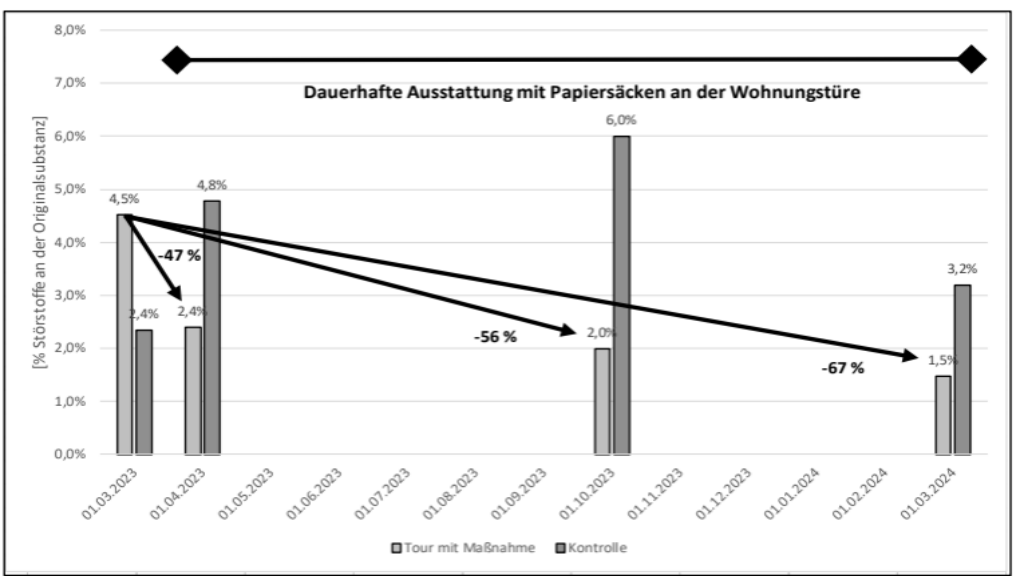


Abb. 2: Störstoffgehalt in der Biomülltonne während eines Jahres in Mürzzuschlag (Wellacher 2024)

So begann der Versuch bei einem Störstoffgehalt von 4,5 %. Dieser reduzierte sich nach einem Monat auf 2,4 %, nach sechs Monate auf 2,0 % und nach einem Jahr fanden sich nur mehr 1,5 % Störstoffe in der Sammeltour. Somit konnte der Störstoffgehalt um 67 % gesenkt werden.
Im Hinblick auf die Vorsammelhilfen hat sich der Anteil der Papiersäcke von zuerst 5 % auf 86 % innerhalb eines Jahres erhöht.

Graz:
Es kam zu keiner Reduktion des Störstoffgehalts. Zudem ließ sich eine Zunahme von Störstoffen pro Quadratmeter betrachteter Fläche feststellen. Dies könnte jedoch auch als saisonale Schwankung betrachtet werden. Interessanter sind hier die Vorsammelhilfen: Das Angebot der Abholung von weiteren 10 Säcken wurde kaum genutzt, so sind nur 250 der 1900 Gutscheine eingelöst worden. Abbildung 3 zeigt den prozentualen Anteil der Vorsammelhilfen in der Sammeltour vor und nach der Maßnahme in Graz.

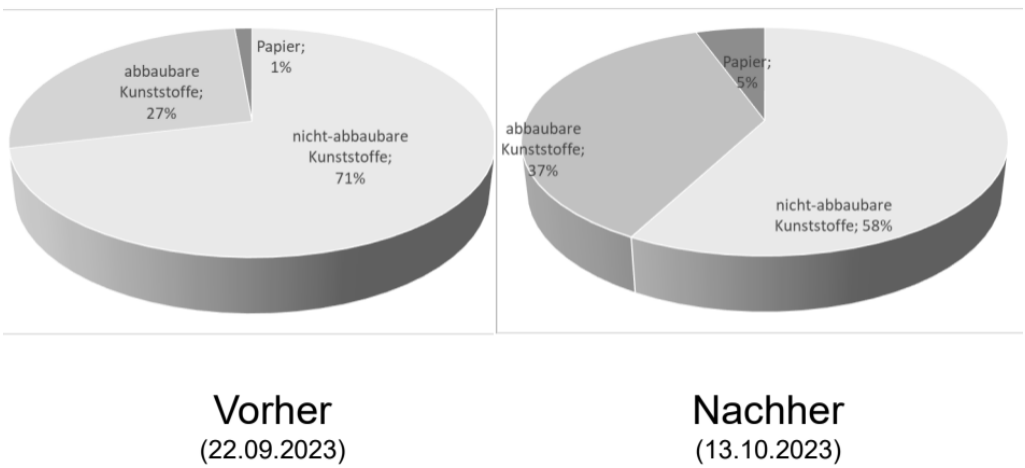


Abb. 3: Veränderung der Vorsammelhilfenanteile nach drei Wochen in Graz (Wellacher 2023)

Es ist ersichtlich, dass nach drei Wochen durchaus mehr Papiersäcke verwendet wurden.

4. SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Das Verteilen der Säcke direkt an der Wohnungstüre in regelmäßigen Abständen ist die effektivste der untersuchten Methoden. Diese bringt jedoch auch einige Herausforderungen mit sich, wie z.B. die Logistik der flächendeckenden Verteilung sowie die Finanzierung der Säcke und des Arbeitsaufwandes.

Deshalb wird vorgeschlagen, schlecht trennende Liegenschaften zu einem Kostenersatz zu verpflichten, für welchen Säcke in einem festgelegten Zeitraum an die Wohnungstüren verteilt werden. Die Logistik hierzu kann bei den Liegenschaftsverwaltungen oder der Gemeinde liegen. Im Gegensatz zu einer Sonderentleerung der Biomülltonne, die in vielen Kommunen bereits Standard ist, hat die Maßnahme den positiven Effekt, dass das Trennverhalten der Bürger aktiv beeinflusst wird. Im besten Fall wird ein Lerneffekt erzielt und die Maßnahme ist in der Zukunft nicht mehr notwendig.

Bewohner von gut trennenden Liegenschaften hingegen sollen auch die Gelegenheit bekommen, Papiersäcke zu erwerben, z.B. bei den lokalen Altstoffsammelzentren.
Neben diesen guten Erfolgen mit der Verteilung von Einweg-Vorsammelhilfen aus Papier muss die Verwendung von Mehrwegvorsammelhilfen an erster Stelle aller Empfehlungen zur Vorsammlung von Biomüll im Haushalt stehen.

LITERATURVERZEICHNIS

Brantner, J. (2024) Untersuchung zur Transformation von Kunststoffen in einer Kompostmiete. Leoben

Ingenieurbüro Wellacher e.U. (2024) IBW Zählmethode zur Schnellmessung von Störstoffen in Biogenen Abfällen. Graz

Wellacher, M. (2023) Erster Bericht - Wirkung von Maßnahmen zur Verbesserung der Sttörstoffbelastung bei der Bioabfallsammlung (PFC-Collection) – Teilprojekt von PlasticFreeCompost. Interner Berich für den Mürzvweband.

Wellacher, M. (2023) Wirkung der Verteilung von Papiersäcken auf die Störtoffbelastung in der Biotonne. Graz

Wellacher, M. (2024) Zweiter Bericht - Wirkung von Maßnahmen zur Verbesserung der Störstoffbelastung bei der Bioabfallsammlung (PFC-Collection) – Teilprojekt von PlasticFreeCompost. Interner Bericht für die Stadtgemeinde Mürzzuschlag. 2024.

Optimierung der Voraufbereitung biogener Abfälle aus der Haushaltssammlung

Andreas Kunter[1], Paul Demschar[2], Georg Weingrill[3], Alexandra Loidl[4], Franz Poschacher[5], Martin Wellacher[6] & Josef Adam[2]
[1)] Komptech GmbH, Frohnleiten, Österreich
[2)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[3)] Binder+Co AG, Gleisdorf, Österreich
[4)] Holding Graz - Kommunale Dienstleistungen GmbH, Graz, Österreich
[5)] Poschacher Kompost, Kraubath/Mur, Österreich
[6)] Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Das Aufkommen von Störstoffen, insbesondere Kunststoffen, in biogenen Abfällen aus der Haushaltssammlung behindert die Herstellung eines hochwertigen Kompostes im Sinne einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft. Ein Entwurf für eine Novelle der Kompostverordnung in Österreich plant zukünftig einen maximalen Störstoffgehalt von 2 % als Input in Kompostieranlagen festzulegen. Im Zuge von Großversuchen wurde mit Zerkleinerungsapparaten, Sternsiebmaschinen und sensorgestützten Sortierern störstoffbehaftetes Aufgabegut gereinigt, um diesen Grenzwert zu unterschreiten. Als Ergebnis ergaben sich Sacköffnungsraten durch Zerkleinerung von 80-100 %, Kunststoffabscheideraten im mechanischen Gesamtaufbereitungsprozess von 50-80 % und Gutmaterialverluste von 10-33 %. Es zeigte sich, dass durch Zerkleinerung und Siebung die Qualitätsanforderungen von <2 % überwiegend erreicht werden können. Sollte das nicht ausreichen, können mit sensorgestützter Sortierung in Teilfraktionen die verbliebenen Kunststoffe zu bis zu 70 % abgeschieden werden.

1 EINLEITUNG

Kunststoffe und seine Verbunde machen den höchsten Anteil der Störstoffe in biogenen Abfällen aus. Gleich wie Glas und Metalle können sie durch den Rotteprozess nicht abgebaut werden, wodurch sich die Qualität des Kompostes vermindert. Neben diesem technisch-biologischen Aspekt stellen Störstoffe in Bioabfällen auch bedingt durch die gesetzliche Lage ein Problem dar. In der Regel kann gesagt werden, dass bei einem Störstoffgehalt von >3 % in den verwendeten biogenen Abfällen in Bezug auf die Originalsubstanz (OS) kein qualitätsgesichertes Kompostprodukt mehr hergestellt werden kann.

In Deutschland können entsprechend der Bioabfallverordnung (BioAbfV) ab 1.5.2025 Bioabfälle mit einem Fremdstoffanteil >3 % OS vom Bioabfallbehandler zurückgewiesen werden. Weisen Bioabfälle aus der getrennten Sammlung aus Haushalten >1 % Kunststoffe auf, muss der Anlagenbetreiber vor der biologischen Behandlung eine Fremdstoffentfrachtung durchführen.

Ein Entwurf für eine Novelle der Kompostverordnung in Österreich aus dem Jahr 2021 sieht zukünftig einen maximalen Störstoffgehalt von 2 % als Input in die Kompostierung vor.

Seit dem Jahr 2018 beschäftigt sich eine Arbeitsgruppe in der Steiermark mit der Herstellung von störstoffarmem Kompost. Die derzeitigen Aktivitäten laufen unter dem Projektnamen Plastic Free Compost. Im Projektkonsortium kooperieren derzeit folgende acht Partner aus Wissenschaft, Öffentlichkeit und Industrie:

- Montanuniversität Leoben - Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (Konsortialführer),
- Ingenieurbüro Wellacher e.U.,
- Abfallwirtschaftsverband Leoben,

- Abfallwirtschaftsverband Mürzverband,
- Holding Graz - Kommunale Dienstleistungen GmbH,
- Binder+Co AG,
- Komptech GmbH und
- Poschacher Kompost e.U.

Das Projekt wird von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) gefördert.

2 METHODIK

2.1 Ausgangssituation

Um biogene Abfallströme, insbesondere aus dem städtischen Bereich, einer Verwertung zuführen zu können, wurden im Rahmen dieses Projektes unterschiedliche Maschinenkonfigurationen zur Vorbehandlung erprobt. Laut Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) landen bundesweit bis zu 4 % an Störstoffen im Bioabfall. Durchgeführte Sortieranalysen in Österreich und Deutschland zeigen in städtischen Gebieten fallweise sogar Störstoffbelastungen von >8 %.

In der häuslichen Sammlung von Bioabfällen werden häufig Vorsammelhilfen aus konventionellen Kunststoffen oder auch abbaubaren Kunststoffen verwendet. Die Auswertungen von Sortieranalysen zeigen, dass der hohe Kunststoffanteil zu einem erheblichen Anteil auf genau diese Vorsammelhilfen aus konventionellen und abbaubaren Kunststoffen zurückzuführen ist. Diese liegen im Inputmaterial häufig auch noch in geschlossener (verknoteter) Form vor.

In der Voraufbereitung biogener Abfälle kann keine trenntechnische Unterscheidung zwischen konventionellen und abbaubaren Kunststoffen vorgenommen werden. Wesentlich für den Trennerfolg ist daher die Ausbringung sämtlicher Kunst- und Störstoffe aus dem biogenen Material.

Für den bei der Aufbereitung entstehenden Gutmaterialverlust ist die Sacköffnungsrate eine entscheidende Kennzahl für die Wirksamkeit eines Zerkleinerungsschrittes. Je mehr Säcke geöffnet werden konnten, desto geringer ist auch der Gutmaterialverlust.

2.2 Versuchsaufbau

Im Zuge von zwei Großversuchen 2023 und 2024 wurden verschiedene Zerkleinerungsaggregate und Siebmaschinen in verschiedenen Kombinationen miteinander verglichen. Im Versuchsjahr 2023 erfolgte ein Vergleich von zwei Zerkleinerern und zwei Sternsiebmaschinen und die Erweiterung durch eine optische Sortiermaschine. 2024 wurde ein weiterer Zerkleinerer erprobt.

Als Inputmaterial diente frisch gesammelter Bioabfall aus Haushalten der Stadt Graz. Je nach Herkunft variierten die Störstoffgehalte zwischen 1,3 und 6,2 % mit Gehalten an Kunststoffen zwischen 1,0 % und 5,3 %.

Ziel war die Ermittlung von Abscheidegraden für unterschiedliche Parametervariationen. Die Abscheidegrade ergaben sich aus Massen- und Störstoffbilanzen. Besonderes Augenmerk wurde auf die Abscheidung von Kunststoffen gelegt. Die Probenahme der einzelnen Teilströme erfolgte auf Basis eines normkonformen Probenahmekonzeptes. Die Störstoffanalyse erfolgte mittels händischer Sortierung und Wiegung der Fraktionen. Zudem erfolgte der Vergleich einzelner Zerkleinerungsaggregate hinsichtlich der Sacköffnungsrate.

2.3 Eingesetzte Maschinen

Den ersten Schritt stellt die Zerkleinerung dar, gefolgt von einer Siebung. Zusätzlich wurde nach einem weiteren Siebschritt noch ein sensorgestützter Sortierer am Ende der Prozesskette zur Nachreinigung eingesetzt.

2.3.1 Zerkleinerung

Interessant war die Frage nach der optimalen Zerkleinerungstechnik für die Herstellung einer homogenen Fraktion. Dass schnelllaufende Zerkleinerungsmaschinen aufgrund ihrer stark zerkleinernden Wirkung auf Kunststoffe wenig geeignet sind, ist offensichtlich.

Terminator 5000S mit F-Zerkleinerungseinheit

Bei dem Einwellenzerkleinerer Terminator 5000S der Komptech GmbH handelt es sich um eine mobile dieselbetriebene Maschine. Der hydraulische Walzenantrieb ermöglicht eine stufenlose Drehzahleinstellung mit einer maximalen Walzendrehzahl von 32 rpm. Über die Steuerung sind verschiedene Zerkleinerungsprogramme einstellbar, die sich durch unterschiedliche Reversierzyklen auszeichnen. Auf der Walze sitzen austauschbare Werkzeuge, die nach jeder vollen Umdrehung einen Abstreifkamm passieren und besonders im Reversierbetrieb für ein Abstreifen des anhaftenden Materials sorgen. Über einen hydraulisch verstellbaren Gegenkamm kann der Schnittspalt zwischen den Werkzeugen des Gegenkamms und der Walze eingestellt werden. Durch Knopfdruck kann so der Zerkleinerungsgrad beeinflusst werden.

Mit der gewählten F-Zerkleinerungseinheit (F für fein) ist die Maschine gut für die Zerkleinerung biogener Abfälle mit einem geringen Anteil an großvolumigen Grün- und Strauchschnitten geeignet. Bei höheren Anteilen an Strauchschnitten (Äste, Gehölz etc.) verläuft der Einzug jedoch weniger effizient und kann bei sehr sperrigem Material zu Brückenbildung führen.

Terminator xtron mit V-Zerkleinerungseinheit

Bei der Fortführung der Versuche 2024 kam eine als V-Einheit (V für vielseitig) bezeichnete Zerkleinerungseinheit zum Einsatz (Abbildung 1), die sich im Vergleich durch höhere und anders angeordnete Walzenwerkzeuge auszeichnet. Zusätzlich besitzt die als Terminator xtron bezeichnete Untertype unter der Walze angeordnete Kammelemente. Dadurch bleiben gröbere Partikel solange im Zerkleinerungsraum, bis ihre Größe den Abstand der Kammelemente zu einander unterschreitet. Bei dieser Zerkleinerungseinheit sorgt das Zusammenspiel aus Walzenzähnen, Gegenkamm und Kammelementen für ein zuverlässiges Öffnen der Säcke.



Abb. 1: V-Zerkleinerungseinheit des Terminator xtron

Crambo 5200

Für einen weiteren Testlauf kam als Zerkleinerungsaggregat der Crambo 5200, ebenfalls ein Produkt der Komptech GmbH, zur Anwendung. Bei diesem handelt es sich um einen langsam laufenden Zweiwellenzerkleinerer, der mit Bioschneidwerk ausgestattet eigens für die Zerkleinerung biogener Materialien konzipiert ist. Bei der eingesetzten Maschine erfolgte der Antrieb der Walze über ein mechanisches Schaltgetriebe. Damit waren zwei konstante Drehzahlen auswählbar. Genau wie der Terminator verfügt die Maschine über vordefinierte Reversierprogramme. Diese sind durch verschiedene Zeitverhältnisse von Zueinander- (vorwärts) zu Gegeneinander-Bewegung (Reversieren) der Zerkleinerungswalzen definiert. In Abhängigkeit von der Verstopfungsgefahr bzw. der Einzugsneigung des Materials kann der Betriebszustand der Maschine so auf das jeweilige Aufgabegut abgestimmt werden. Auf den Walzen sitzende Zerkleinerungswerkzeuge erfassen das Material und drücken es schneidend-spaltend gegen die Schneidleiste und die darunterliegenden Siebkörbe. Das Material verlässt den Zerkleinerungsraum erst, wenn die Korngröße der Lochung des eingesetzten Siebkorbs entspricht. Bei den Versuchen kam ein auf das Bioschneidwerk abgestimmter Siebkorb mit ~250 mm-Öffnungen zum Einsatz.

2.3.2 Siebung

Für die Siebung organischer Materialien haben sich Sternsiebmaschinen (Abbildung 2) bewährt. Diese bestehen aus rotierenden Wellen, auf denen in definierten Abständen Gummisterne mit Reinigungsfingern aus Metall befestigt sind. Die Sterne drehen sich mit konstanter Geschwindigkeit in ein und dieselbe Richtung. Bedingt durch die hohe Dynamik der Sternbewegung, werden sehr hohe Scherkräfte in das Gut eingebracht. Dies macht die Trennung feuchter, anhaftender Stoffe möglich. Eine Besonderheit der Siebung mittels Sternsieb stellt die Tatsache dar, dass dieser Klassierschritt nicht ausschließlich der Schaffung unterschiedlicher Korngrößenklassen dient. Vielmehr kombiniert der Prozess die Klassierung mit einer Sortierung und damit der Schaffung von Merkmalsklassen. Es ist möglich, durch die Einstellungen des Sternsiebes Störstoffe, wie z.B. Kunststoffe, selektiv in das Überkorn abzutrennen und dort aufzukonzentrieren. Das Unterkorn wird simultan von Störstoffen entfrachtet und in seiner Qualität verbessert.

Als Sternsiebmaschinen wurden die Produkte „Multistar One 90/120“ und „Multistar L3 30/60“, beide von der Komptech GmbH, erprobt, wobei diese einem Zerkleinerer nachgeschaltet wurden. Die nachgestellte Zahlenkombination 90/120 bzw. 30/60 bezeichnet den Trennschnitt in mm, der bei Sternsieben immer als Bandbreite angegeben wird, da eine definierte Sieblochung, wie z.B. bei einem Trommelsieb, nicht gegeben ist. Die Einstellung des Trennschnittes erfolgt über die Drehgeschwindigkeit der Sterne. Beispielweise trennt eine Multistar One 90/120 bei hoher Drehgeschwindigkeit im Bereich von 90 mm in Über- und Unterkorn, bei langsamer Drehzahl dagegen im Bereich von 120 mm. Die erprobten Siebschnitte waren ~90 und ~110 mm.



Abb. 2: Sternsieb „Multistar One“ im Einsatz. Mit Kunststoffen belastetes Überkorn geht nach rechts, entfrachtetes Unterkorn geht nach links

2.3.3 Sensorgestützte Sortierung

Hierbei handelte es sich um ein flexibles Funktionsmuster der Baureihe CLARITY der Binder+Co AG, das mit einer NIR-Sensorik bestückt war (NIR = Nahinfrarot). Die Beschickung mit Material zwischen 50 und 110 mm Korngröße erfolgte per Beschleunigungsband und der Auswurf erfolgte per Luftdüsen, die von oberhalb des Materialstroms nach unten die Störstoffe mittels Druckluftstößen austrugen.

3 AUSGEWÄHLTE ERGEBNISSE

In einem Versuch wurde der Zweiwellen-Zerkleinerer Crambo mit dem Zwei-Fraktionen Sternsieb Multistar One 90/120 und dem Drei-Fraktionen Sternsieb Multistar L3 sowie der optischen Sortierung kombiniert.

Eine Ermittlung der Massenbilanz ergab einen Durchsatz von 39 t/h. Abbildung 3 zeigt die prozentuelle Verteilung der Aufgabemasse nach erstellten Fraktionen. Der Vergleich der Sacköffnungsrate ergab für den Zweiwellenzerkleinerer Crambo 80 %, für den Einwellenzerkleinerer Terminator mit F-Zerkleinerung einen Wert von 90 % und für den Terminator xtron 100 %.

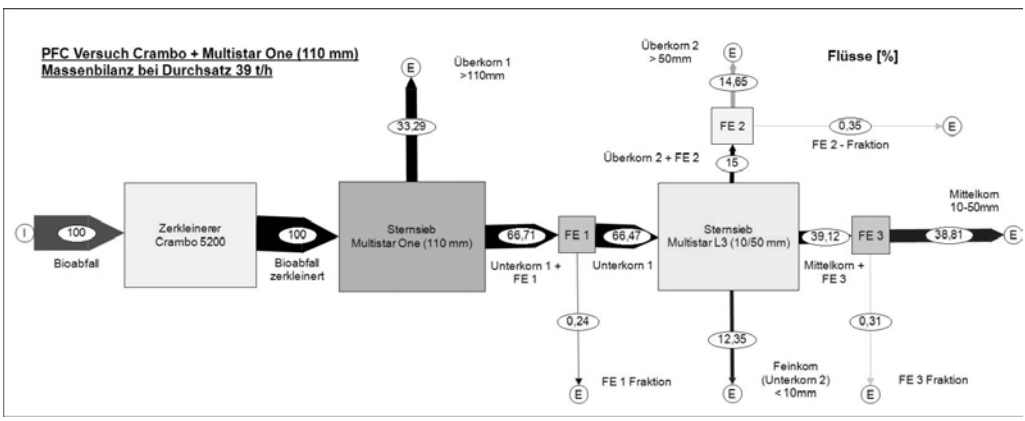


Abb. 3: Massenbilanz in % für Vorzerkleinerung mittels Zweiwellenzerkleinerer und zweistufiger Siebung

Auf Basis der Störstoffbilanz konnten Störstoffinhalte ermittelt werden. Die Anreicherung der Störstoffe erfolgte in den Fraktionen Überkorn 1 und Überkorn 2. Die Fraktionen Mittelkorn und Feinkorn stellten demnach die von Störstoffen weitest möglich entfrachteten Produktströme dar. Den Großteil der im Aufgabestrom enthaltenen 6,2 % Störstoffe stellten mit 5,3 % Kunststoffe dar. Eine detaillierte Kunststoffbilanz ist in Abbildung 4 ersichtlich. Dabei wurde der Kunststoffgehalt Gesamt von 5,3 % bereits nach der ersten Siebstufe auf 1,4 % reduziert. Eine weitere Siebstufe erzeugte systembedingt zwei Nutzfraktionen, Feinkorn <10 mm und Mittelkorn 10-50 mm, die ebenfalls mit einem Kunststoffgehalt-Gesamt von 0,2 bzw. 1,3 % deutlich <2 % liegen.

In den durchgeführten Versuchen konnten 50-80 % der im Input vorhandenen Kunststoffe abgeschieden werden. Der Gutmaterialverlust betrug zwischen 10 und 33 %.

Wird die Voraufbereitung von einem Abfallsammler mit dem Ziel verfolgt, den Grenzwert der gesammelten Fraktion gerade so unter 2 % zu drücken, um das Material an eine Kompostanlage abgeben zu können, ist die Realisierung einer einzelnen Sternsiebstufe mit einem Trennschnitt von 100-110 mm ausreichend. In vier von fünf durchgeführten Versuchen mit dem Sternsieb Multistar One 90/120 konnte im Unterkorn der ersten Stufe ein Störstoffgehalt von <2 % festgestellt werden.

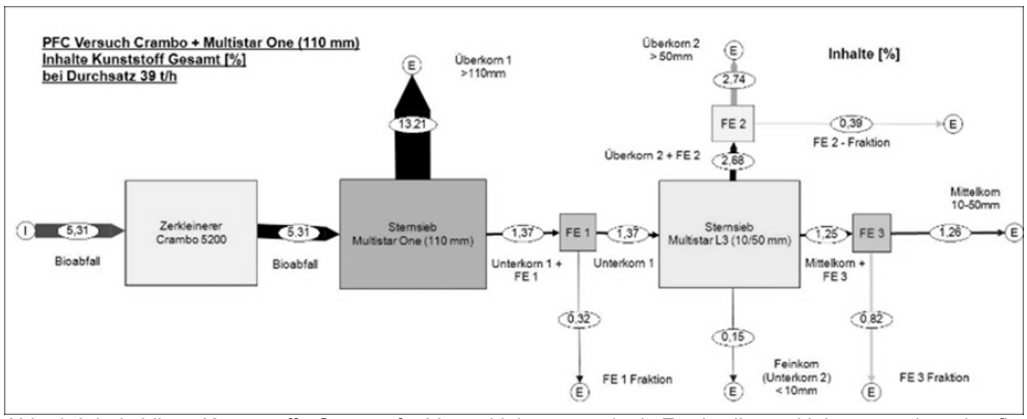


Abb. 4: Inhaltsbilanz Kunststoffe Gesamt für Vorzerkleinerung mittels Zweiwellenzerkleinerer und zweistufiger Siebung

Die Untersuchungen mit der sensorgestützten Sortierung von Material 50-110 mm zeigten, dass sich im Mittel etwa 50 % bzw. maximal 68 % der gesamten Kunststoffstörstoffe abscheiden ließen. Werden die Ergebnisse auf die unterschiedlichen Kunststoffarten (hart, Folie, schwarz) aufgeschlüsselt, lassen sich eindeutig unterschiedliche Ausbringraten ablesen. Am besten funktionierte die Trennung bei Hartkunststoffen, bei denen bis zu 90 % abgeschieden werden konnten. Wie zu erwarten, wurden aufgrund des nicht vorteilhaften Absorptionsverhaltens die schwarzen Kunststoffe am schlechtesten erkannt und dementsprechend schlecht ausgebracht.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Im Zuge der Versuche ist es gelungen, eine Verfahrenskonfiguration zu finden, die ein Inputprodukt für die Kompostierung mit einem Störstoffgehalt <2 % erzeugt. Das Schema beinhaltet Sacköffnen (durch Zerkleinerung) sowie Siebung bei 110 mm. Bei höheren Ausgangskonzentrationen an Störstoffen wird eine zusätzliche Siebung bei 50 mm und eine sensorgestützte Sortierung des 50-100 mm-Materials empfohlen, um einen Störstoffgehalt von <2 % sicher zu unterschreiten.

Es wurde festgestellt, dass 50-80 % der Kunststoffe mit diesen Verfahren abgeschieden werden können, bei einem Gutmaterialverlust von 10-33 %. Mithilfe der gewonnenen Erkenntnisse ist es durch entsprechende Vorbehandlung möglich, aus stark belasteten biogenen Abfallströmen einen Qualitätskompost unter Einhaltung des zu erwarteten gesetzlichen Rahmens herzustellen.

LITERATURVERZEICHNIS

Demschar, P. (2023). Optimierte Voraufbereitung biogener Abfallströme aus der Haushaltssammlung. Masterarbeit am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität Leoben

CompoScan – ein System zur automatisierten Bewertung von Bioabfall an Kompostanlagen

Georg Waltner[1]& Cornelia Patzig[1]
[1)] Scantec GmbH, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: CompoScan macht Abfallanalyse zum Breitensport! CompoScan liefert in Echtzeit die Abfallzusammensetzung für jede einzelne Bioabfall-Anlieferung. Die optische Beurteilung des angelieferten Bioabfalls misst in Sekundenschnelle den Störstoffgehalt des Materials und ermöglich dadurch die Entscheidungsgrundlage für die Akzeptierung der Anlieferung oder die Rückweisung aufgrund eines zu hohen Verschmutzungsgrades. CompoScan ist ein durchgängiges System und erfordert nur minimale Benutzerinteraktion. Die Ergebnisse werden auf Wunsch bis ins ERP-System des Anwenders übermittelt.
Scantec unterstützt Entsorger und Kommunen von der Datenerfassung über die Auswertung und Benachrichtigung bis zur Visualisierung von Erfolgen und Problembereichen, damit die Digitalisierung auch zu einer Arbeitserleichterung führt.

1 HERAUSFORDERUNG STÖRSTOFFE IM BIOABFALL

Die nachhaltige Nutzung von Bioabfall durch Kompostierung spielt eine entscheidende Rolle in der modernen Abfallwirtschaft und im Umweltschutz. Kompostanlagen verwandeln organische Abfälle in wertvollen Kompost, der als Dünger und Bodenverbesserer verwendet wird. Eine der größten Herausforderungen in diesem Prozess ist jedoch die Beurteilung und Handhabung von Bioabfall bei der Anlieferung, insbesondere die Identifikation und Entfernung von Störstoffen.

Störstoffe sind nicht-organische Materialien wie Plastik, Glas oder Metall, die unbeabsichtigt mit dem Bioabfall vermischt werden. Diese Materialien können den Kompostierungsprozess erheblich beeinträchtigen, die Qualität des Endprodukts mindern und sogar Umweltschäden verursachen. Die zunehmende Heterogenität des Bioabfalls, bedingt durch unterschiedliche Herkunftsquellen und saisonale Schwankungen, verstärkt diese Problematik weiter.

Die Herausforderung besteht darin, den Bioabfall schon bei der Anlieferung effizient auf Störstoffe zu kontrollieren und zu bewerten, damit ein reibungsloser Kompostierungsprozess mit einer hohen Outputqualität sichergestellt wird.

2 LÖSUNG FÜR STÖRSTOFFE IM BIOABFALL

In der traditionellen Abfallwirtschaft wird der Störstoffanteil typischerweise durch Massebetrachtung bewertet. Dabei wird der Anteil der Fremdstoffe am Gesamtgewicht des Abfalls gemessen. Diese Methode liefert zwar genaue quantitative Daten, ist jedoch zeitaufwendig sowie arbeitsintensiv, es entstehen hohe Kosten für die Kontrolle der Anlieferungen. Schlimmer noch, sie erfordert einen hohen zeitlichen Aufwand, so dass die Methode nur stichprobenartig angewendet werden kann. Eine qualitätsabhängige Preisstaffel für angelieferten Bioabfall ist damit leider nicht möglich.

CompoScan hingegen verwendet die Oberflächenbetrachtung, bei der die Oberfläche des Abfallhaufens analysiert wird, um den Verschmutzungsgrad zu bestimmen. Diese Methode ist nicht nur schneller und effizienter, zusätzlich werden auch die Mitarbeiter von der Geruchs- und Pilz-/Sporenbelastung bei der Arbeit befreit, da keine Interaktion mehr mit dem biogenen Abfall notwendig ist. Durch die Oberflächenbewertung können die Störstoffe optisch identifiziert und kategorisiert werden, was eine unmittelbare und einfache Bewertung des Abfalls ermöglicht. Obwohl

sich diese Messmethoden von der Massebetrachtung unterscheidet, lassen sich durch geeignete Skalierung und Schwellwerte ebenfalls sehr präzise Rückschlüsse auf die Qualität des Materials ziehen. Bei der Sammlung der Bioabfälle mit Pressmüllfahrzeugen wird der Inhalt von typischerweise 200 bis 500 Einzelbehältern verpresst gesammelt. Während des Transports vermischt sich der Abfall im Sammelbehälter des Fahrzeugs durch die Verpressung nicht. Unter der Annahme, dass die Verteilung der Fremdstoffe in der großen Anzahl an MGB-Behältern rein zufällig auftritt, ist auch die Verteilung der Fremdstoffe in der gesamten Charge nach dem Abladen zufällig verteilt. Damit bietet diese Methode somit eine verlässliche und effektive Alternative zur traditionellen Massebetrachtung und unterstützt eine regelkonforme Abfallbewirtschaftung.

Bisheriger State-of-the-Art in der Oberflächenanalyse waren manuelle Vorgänge wie beispielsweise die Bonitierung. Dabei muss ein 5 m² Rahmen auf den abgeladenen Abfall gelegt und darin die Anzahl der Fremdstoffe gezählt werden. Dieser Vorgang ist mehrmals zu wiederholen. Aus der Anzahl der gezählten Fremdstoffe kann damit eine Einstufung erfolgen. Alternative neue digitale Systeme sind rar, meist ist auch hier erforderlich, die abgeladenen Haufen von mehreren Seiten zu fotografieren und dann eine manuelle Bewertung einzutragen. Beide Bewertungsmethoden sind stark subjektiv, da abhängig von der bewertenden Person, und erfordern hohen Personaleinsatz in einem gefährlichen und unangenehmen Arbeitsumfeld – herausfordernd in Zeiten starken Personalmangels.

2.1 Bewertungsprozess

Der Bewertungsprozess unseres Systems basiert auf der Einstellung von Grenzwerten für Oberflächenfremdstoffanteile, die es ermöglichen, die Anlieferungen in verschiedene Kategorien einzuordnen. Die KI analysiert, basierend auf einer Aufnahme einer hochwertige Industriekamera, die Abfalloberfläche und bewertet sie gemäß vordefinierten Grenzwerten. Dies bietet eine klare und verständliche visuelle Rückmeldung über den Verschmutzungsgrad der Anlieferungen und unterstützt die Betreiber der Kompostanlagen bei der effizienten Entscheidungsfindung und Qualitätskontrolle.
Die KI besteht aus einem Deep Neural Network aus dem Bereich der Bildverarbeitung. Dabei wird der Bildinhalt pixelweise klassifiziert, wofür Kontextinformation der Pixelumgebung verwendet wird. Neben den unterschiedlichen Müllkategorien (Organik, Kunststoff, abbaubare Säcke, …) gibt es auch eine Hintergrundkategorie, um Boden, aber beispielsweise auch Personen und Fahrzeuge vom Abfall unterscheiden zu können. Die KI wurde auf Basis von tausenden Aufnahmen trainiert, indem ihre Klassifikationsvorhersagen mit manuell gelabelter Groundtruth verglichen wurden. Dabei entstehende Fehler führen zu einer Änderung der Modellparametrierung und einer Verbesserung der Performance, bis das Modell gelernt hat, die unterschiedlichen Abfallkategorien zu unterscheiden. Die Robustheit des trainierten KI-Modells wurde im Rahmen der „Trusted AI“ (https://www.tuv.at/trusted-ai-by-tuev-austria/) Zertifizierung durch den TÜV Austria bestätigt. Weitere Schwerpunkt dieser Zertifizierung waren Transparenz, Rechtmäßigkeit und Datenschutz. Damit gewinnen Kunden die Sicherheit eines unabhängig geprüften Systems und kaufen nicht „die Katze im Sack“.

2.2 Interpretation der Ergebnisse

Die von der KI generierten Bewertungen bieten eine klare und objektive Grundlage für das Verständnis und die Handhabung des angelieferten organischen Abfalls. Jede Bewertung wird anhand eines Ampelsystems dargestellt: Grün signalisiert kaum Verunreinigungen und erfordert keine weiteren Maßnahmen. Gelb weist auf leichte bis mäßige Verunreinigungen hin, die eine sorgfältige Überprüfung und eventuell eine zusätzliche Vorsortierung des Abfalls notwendig machen. Rot steht für eine hohe Verschmutzung, bei der der Abfall entweder abgelehnt oder einer intensiven Sortierung und Reinigung unterzogen werden sollte. Durch diese klaren Indikatoren können die Betreiber der Kompostanlagen schnell und effizient Entscheidungen treffen, um die

Qualität des Endprodukts zu gewährleisten. Die Einstellbarkeit der Grenzwerte ermöglicht zudem eine Anpassung an spezifische Anforderungen und lokale Vorschriften, sodass eine flexible und präzise Bewertung gewährleistet ist.

2.3 Aufbau

CompoScan besteht aus einer oder mehreren Kameras, die über den jeweiligen Abladeflächen angeordnet sind. Die Auslösung der Kameras erfolgt über die technische Steuereinheit, hier befinden sich sowohl die Bedienelemente als auch die Anschlüsse der Kameras, die Stromversorgung sowie, wenn gewünscht, die Datenverbindung zum lokalen Netzwerk. Ist keine direkte Anbindung an das lokale Netzwerk vorgesehen, werden die lokal prozessierten Daten via LTE Netz in unsere Cloud zur weiteren Verarbeitung und Speicherung übertragen. Die Steuereinheit enthält sowohl einen RFID-Leser als auch eine Tastatur. Sind mehrere Kameras in Verwendung, gibt es einen Taster zur Auslösung der Aufnahme, bei nur einer Kamera wird dieser Schritt übersprungen und die Aufnahme ohne weitere Interaktion ausgelöst. Der Anlagenbetreiber hat die Möglichkeit, direkt in seinem ERP-System eine Verbindung zwischen RFID-Tag (bzw. Zahlencode bei Tastatureingabe) zu erstellen. Hierdurch ist die eindeutige Zuordnung der Aufnahmen zur Anlieferung gewährleistet. Drei Status-LEDs vervollständigen die Steuereinheit, hierbei signalisiert die grüne LED, dass der jeweilige Vorgang korrekt abgeschlossen wurde, die blaue LED zeigt an, dass die Verarbeitung läuft und die rote LED signalisiert einen Fehler. Oben auf der Steuereinheit befinden sich die Signalleuchten, die das Ergebnis der KI-Bewertung anzeigen, damit der bewertete Abfall entsprechend des Ergebnisses einer geeigneten Weiterverarbeitung zugeführt werden kann. Das grüne Licht leuchtet, wenn die Anlieferung sehr wenige Verunreinigungen enthält, die gelbe Lampe leuchtet bei einem mittleren Verunreinigungsgrad und die rote Lampe zeigt einen hohen Verschmutzungsgrad an, der eine Störstoff-Entfrachtung, eine Vorsortierung oder gar eine Zurückweisung der Anlieferung bedingt.

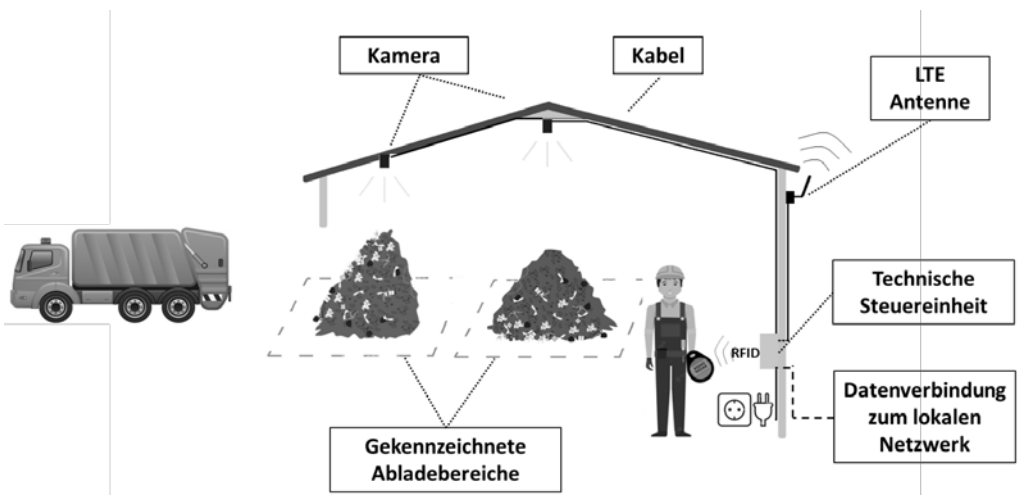


Abb. 1: CompoScan – systematischer Aufbau

2.4 Bedienung

Die Bedienung des Systems erfolgt über den speziell entwickelten Bedienstand, der die Hauptfunktionen einfach und effizient zugänglich macht. Die Kombination aus Status-LEDs und Signalleuchten bietet dem Benutzer jederzeit klare Informationen über den aktuellen Status des Vorgangs und das Ergebnis der Analyse. Die intuitive Handhabung durch RFID-Tags, Tastatur und

Drucktaster ermöglicht eine schnelle und unkomplizierte Bedienung des Systems, selbst bei mehreren Kameras und Abladeflächen.

Die Zuordnung der Aufnahmen kann entweder über die Verwendung von RFID-Tags erfolgen oder mittels Eingabe eines Zahlencodes über die Tastatur. Wird CompoScan mit nur einer Kamera betrieben, genügt es, den RFID-Tag an das Lesegerät zu halten, um eine Aufnahme auszulösen.

2.5 Datensicherheit und Datenschutz

Unser System legt großen Wert auf den Schutz der gesammelten Daten und die Einhaltung der Datenschutzbestimmungen. Die Verarbeitung der Bilddaten erfolgt lokal auf dem Gerät, wodurch die Sensibilität der Daten gewahrt bleibt. Die Ergebnisse der Analyse können optional über Cloud-Speicher innerhalb der EU bereitgestellt werden, was eine flexible und sichere Datenverwaltung ermöglicht. Für Kunden, die eine vollständige lokale Lösung bevorzugen, bieten wir die Integration in bestehende ERP-Systeme über den vorhandenen Ethernetanschluss an.

Es ist wichtig sicherzustellen, dass Personen nicht im Aufnahmebereich der Kamera erscheinen, um die Einhaltung der DSGVO-Vorgaben zu gewährleisten. Um diesen Datenschutzstandard noch weiter zu verstärken, ist eine Personenerkennung direkt auf dem Gerät implementiert, die automatisch Personen im Bild anonymisiert. Durch diese Maßnahmen wird garantiert, dass keine personenbezogenen Daten erfasst oder verarbeitet werden. Somit wird die Datensicherheit gewährleistet und gleichzeitig die Anwendbarkeit des Systems in Übereinstimmung mit den Datenschutzrichtlinien maximiert.

KONTAKT

Georg Waltner
g.waltner@ecotec-scantec.com
+43 664 2883712
Senior SW Entwickler
Scantec GmbH
Scantec – Zöller Kipper GmbH (zoeller-kipper.de)

Biogene Abfälle und Reststoffe - Kohlenstoffquelle, Bioenergie und negative Emissionen

Michael Nelles[1,2], René Backes[2] & Karen Deprie[2]

[1)] Universität Rostock, Lehrstuhl für Abfall- und Stoffstromwirtschaft, Rostock, Deutschland
[2)] DBFZ – Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH, Leipzig, Deutschland

KURZFASSUNG: Deutschlands Ziel ist es, bis 2045 klimaneutral zu werden. Eine der Grundvoraussetzungen hierfür ist, den Material- und Energieverbrauch erheblich nachhaltiger aufzustellen, denn die angestrebte Klimaneutralität beinhaltet zwei wesentliche Standbeine: Zum einen die Umstellung der Energieversorgung vollständig auf Erneuerbare Energien (EE). Zum anderen werden sich die mehrheitlich linearen Wertschöpfungsketten zu einer Kreislaufwirtschaft weiterentwickeln. Beide Transformationen stehen heute erst am Anfang und werden durch zusätzliche CO_2-Senken (Negativemissionen) komplementiert werden müssen. Dabei liegt die ökonomische Herausforderung darin, die Versorgung der Industrie in ihren Grundstoffen möglichst weitgehend von petro- auf biobasierte oder zirkuläre (Recycling-)Kohlenstoffquellen umzustellen. Damit das gelingt, ist eine optimierte stofflich-energetische Verwertung biogener Rohstoffe (z.B. aus Abfall- und Reststoffen) zwingend erforderlich.

Diese Optimierung ist ein wesentlicher Arbeitsschwerpunkt des Deutschen Biomasseforschungszentrums (DBFZ) in Leipzig in enger Zusammenarbeit mit der Universität Rostock (ausführliche Darstellung siehe z.B. (Backes, et al., 2024) und (Nelles, et al., 2024)).

1 DIE ROLLE DER STOFFLICHEN UND ENERGETISCHEN NUTZUNG VON BIOMASSE IN EINER KLIMANEUTRALEN GESELLSCHAFT

Ab 2045 soll die Bundesrepublik Deutschland klimaneutral werden, d.h. es soll ein Gleichgewicht zwischen Ausstoß und Bindung von Treibhausgasemissionen bestehen. Nach 2050 strebt die Bundesregierung negative Emissionen an, indem mehr Treibhausgase natürlich gebunden als emittiert werden (§3 Absatz 2 KSG).
Eine der zentralen globalen Zukunftsaufgaben ist die Sicherstellung einer nachhaltigen Versorgung mit Rohstoffen und mit Energie. Dies ist auch bei der Transformation in eine klimaneutrale Gesellschaft eine Grundvoraussetzung.
Seit den 1970er Jahren übersteigt der weltweite Ressourcen- und Energieverbrauch dauerhaft die ökologische Regenerationsfähigkeit des Globus. Im Jahr 2023 liegt der sogenannte ökologische Fußabdruck bei 1,7. Das bedeutet, dass global das 1,7fache der Rohstoffe verbraucht wird, die sich natürlich/nachhaltig in derselben Zeit regenerieren können. Für Deutschland liegt dieser Wert aktuell sogar bei 3, also fast doppelt so hoch (Footprint Data Foundation; York University Ecological Footprint Initiative; Global Footprint Network, 2023).
Man kann festhalten: Die Herausforderung ist über die Jahre nicht kleiner geworden. Aber man muss auch anerkennen, dass die ersten Schritte getan wurden.
Die Situation in Deutschland bzgl. der Energieversorgung sieht bereits verändert aus. Hier liegt der Anteil Erneuerbarer Energien (EE) schon bei fast 20%. Das Ziel ist aber damit noch nicht greifbar, und der weitere Ausbau sowie die Optimierung des Zusammenspiels von Wind- und Solarenergie, Bioenergie, Geothermie und Wasserkraft für Strom, Wärme/Kälte und Mobilität bleiben akute Herausforderungen.

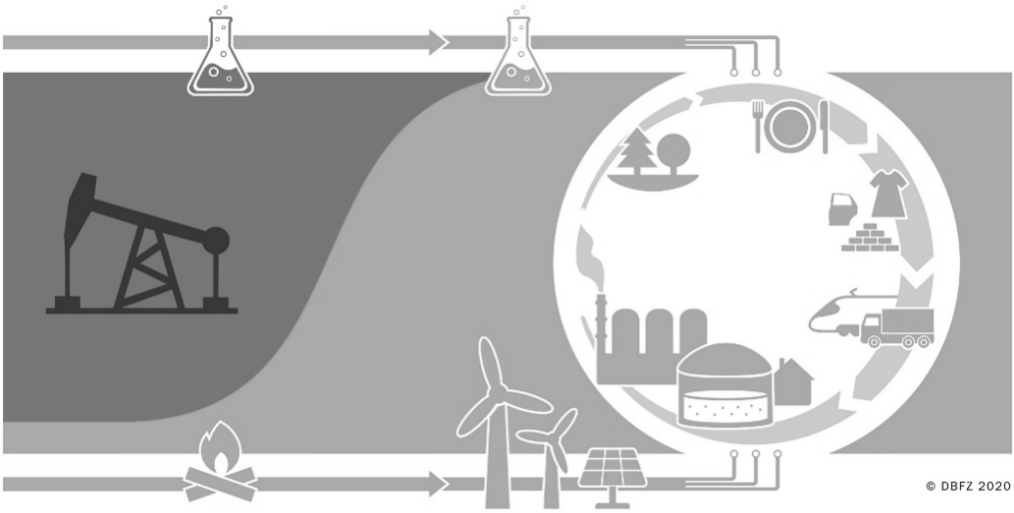


Abb. 1: Biomasse im Energiesystem und der zirkulären Bioökonomie der Zukunft, ©DBFZ 2020

Der Anteil der Bioenergie am gesamten Primärenergieverbrauch in Deutschland beträgt heute 11,1% (2023). Die restlichen erneuerbaren Energiequellen kommen im selben Zeitraum auf 8,5%.
Beim Blick auf den Endverbrauch liegt der Anteil von EE bei insgesamt 22,0 % (Geschäftsstelle der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat) am Umweltbundesamt, 2024). Dabei ist Biomasse mit einem Anteil von 49% der wichtigste erneuerbare Energieträger in Deutschland. Die hohe Nachfrage zeigt sich in allen Bereichen: zum Heizen, als Biokraftstoff im Verkehr und als Biogas/Biomethan zur Strom- und Wärmeerzeugung.
Die besondere Stärke der Biomasse als Energieträger liegt in ihrer Fähigkeit, wetterunabhängig, zuverlässig und planbar Energie zu liefern, um stabilere Netze, eine sichere Strom- und Wärmeversorgung und planbare Produktionsprozesse zu ermöglichen. Diese Eigenschaften werden für das künftige Energiesystem auch langfristig benötigt und spielen daher eine unterstützende Rolle, insbesondere bei der Sicherung der Energieversorgung zum Ausgleich volatiler Energiequellen. Künftig wird Bioenergie primär zum Schließen von „Lücken“ gebraucht, wenn andere EE die Versorgungssicherheit alleine nicht gewährleisten können, und die energetische Verwertung biogener Abfälle und Reststoffe wird einen höheren Stellenwert erlangen.
Der Aufbau eines zu 100 % auf EE beruhenden Energiesystems fußt bislang auf dem Ersatz fossiler Energieträger. Biomasse als Energieträger und -speicher (s.o.) eröffnet damit den Zugang als Rohstoff für neue stoffliche Wertschöpfungsketten, zum Beispiel über intelligente Zwischenprodukte oder Energievektoren wie Methanol, pflanzliche Öle oder ähnliches.
Das bisherige „lineare“ Wirtschaftssystem mit seinen fossilen Wertschöpfungsketten benötigt für die weitere Entwicklung aber auch ökonomisch wettbewerbsfähige Rohstoffe, die es langfristig attraktiv machen, Stoffkreisläufe zu schließen. Nachwachsende Rohstoffe können und werden dazu wesentlich beitragen.
Aus der kombinierten Nutzung von Biomasse als Energieträger und als stofflicher Ausgangsbaustein kann zukünftig die Basis der Bioökonomie entstehen. Dies ist aber nur erreichbar, wenn die Biomasse nachhaltig produziert sowie effizient, umweltverträglich und mit höchstmöglichem volkswirtschaftlichem Nutzen eingesetzt wird. Hierfür sind neue Technologiekonzepte sowie Koppel- und Kaskadennutzung unabdingbar.
Biomasse wird also künftig verstärkt in den Fokus rücken – als nachhaltiger Kohlenstoffträger in stofflicher Nutzung, als Energieträger für Mobilität, Wärme und Elektrizität und zudem zur zusätzlichen Senkung und Bindung von CO_2-Emissionen. Dies zusammen wird die Nachfrage nach

Biomasse deutlich verstärken. Damit wächst auch der Bedarf an Konzepten für nachhaltige Kaskaden- und Koppelnutzung. Nur so lassen sich die notwendigen geschlossenen biogenen Kohlenstoffkreisläufe in einer Bioökonomie realisieren.
Vor diesem Hintergrund entwickeln wir beim DBFZ z.B. integrierte Konzepte für Biogasanlagen und bieten so wirtschaftliche Lösungsoptionen für die Zukunft (siehe Abb. 2.).

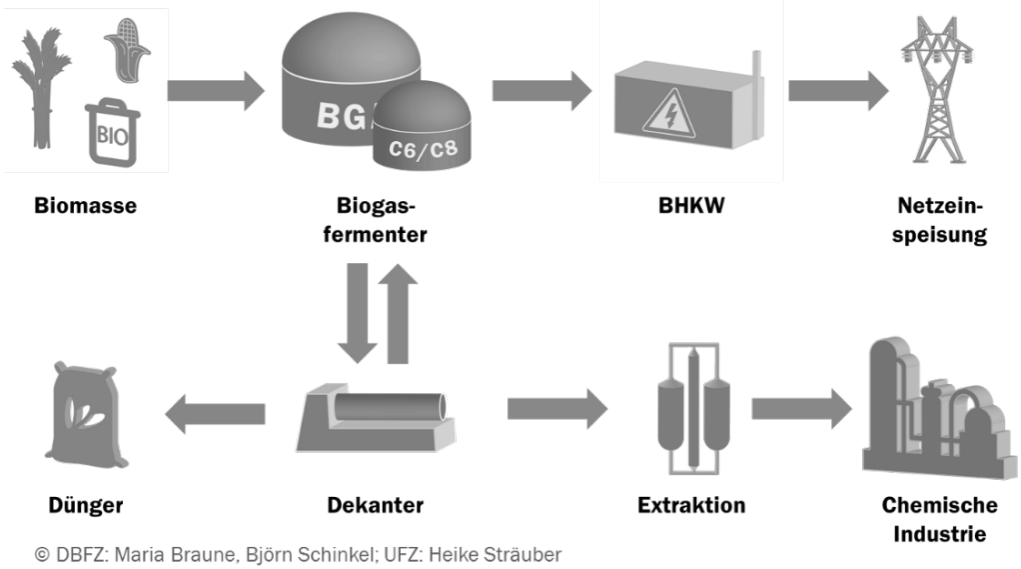


Abb. 2: Beispiel für Weiterentwicklungsoptionen für Biogasanlagen, ©DBFZ 2020

Das Deutsche Biomasseforschungszentrum (DBFZ) in Leipzig wurde 2008 gegründet und hat sich inzwischen zur zentralen Bundesforschungseinrichtung für die integrierte stofflich-energetische Nutzung von Biomasse entwickelt. Die primäre Aufgabe des DBFZ ist es, durch angewandte Forschung und Entwicklung in den o.g. Bereichen einen effektiven Beitrag auf dem Weg zu einer klimaneutralen Gesellschaft zu leisten. Dies betrifft zum einen die nachhaltige Integration der Biomasse in das künftige, 100-prozentig erneuerbare Energiesystem in Deutschland und zum anderen den Aufbau einer nachhaltigen, zirkulären Bioökonomie. Ein zentraler Baustein in beiden Bereichen ist die optimierte stofflich-energetische Verwertung biogener Rest- und Abfallstoffe. Hier arbeitet das DBFZ eng mit dem Lehrstuhl Abfall- und Stoffstromwirtschaft der Universität Rostock zusammen.

Vor diesem Hintergrund werden ergänzend in Abschnitt 2 die in Deutschland jährlich anfallenden Mengen an biogenen Abfällen und Reststoffen dargestellt, die für eine stofflich-energetische Verwertung zur Verfügung stehen. In Kapitel 3 schließt der Beitrag mit einem kurzen Ausblick.
Bei dem vorliegenden kurzen Beitrag handelt es sich im Wesentlichen um Auszüge aus längeren Beiträgen von (Backes, et al., 2024) sowie (Nelles, et al., 2024) zum 18. Rostocker Biomasseforum, die bei Interesse kostenlos zur Verfügung gestellt werden.

2 BIOGENE ABFÄLLE UND RESTSTOFFE IN DEUTSCHLAND

Um das Aufkommen und die Verfügbarkeit biogener Ressourcen als eine entscheidende Grundlage für die Bewertung von Chancen und Risiken der bestehenden und potenziellen Nutzung zu berücksichtigen, entwickelt das DBFZ für verschiedene geographische Regionen Rohstoffmonitoringsysteme, implementiert sie und macht sie in standarisierten Formaten in der DBFZ-

Ressourcendatenbank verfügbar. Berücksichtigt werden aktuell 77 verschiedene biogene Abfälle und Reststoffe mit jeweils 10 Schlüsselinformationen aus 5 Sektoren. Alle Ergebnisse inkl. deren Dokumentation stehen für eine individuelle Datenauswertung in einer Online-Datenbank zur Verfügung, die unter dem **Online Zugang: https://datalab.dbfz.de/resdb** kostenfrei genutzt werden kann. Enthalten sind Nebenprodukte aus der Land- und Forstwirtschaft, Siedlungsabfälle, Klärschlämme, industrielle Reststoffe sowie Reststoffe von sonstigen Flächen. Auf dieser Grundlage beläuft sich das jährliche anfallende technische Biomassepotenzial in Deutschland auf 93,1 bis 128,5 Mio. t Trockenmasse. Zwischen 64 und 79 % befinden sich bereits in einer stofflichen und/oder energetischen Nutzung. Das DBFZ geht daher davon aus, dass neben der Optimierung der bestehenden Nutzung noch eine Menge von 19,6 bis 45,8 Mio. t TM für weiterführende Anwendungen mobilisiert werden kann.
In *Tab. 1* findet sich eine beispielhafte Übersicht über technische Biomassepotenziale [Das technische Potenzial beschreibt die zeit- und ortsabhängige, primär aus technischer Sicht (z. B. Bergungsraten, aber auch gesetzlicher Beschränkungen) stofflich oder energetisch nutzbare Biomassemenge]. der genannten Gruppen für die Jahre 2015 und 2020, wobei für landwirtschaftliche Nebenprodukte aufgrund laufender Datenaktualisierungen (Stand 05/2024) nur für Getreidestroh und Tierische Exkremente Zahlen ausgegeben werden. In Abbildung 3 ist als weiteres Beispiel das technische Potential für die jährlichen Bioabfallmengen dargestellt.

Tab. 1: Technische Biomassepotenziale 2015 & 2020 in Mio. t TM, ©DBFZ 2024

	Technisches Biomassepotenzial 2015 [Mio. t TM]			Technisches Biomassepotenzial 2020 [Mio. t TM]		
	Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel
Industrielle Reststoffe	15,2	16,1	15,7	14,3	15,3	14,7
Reststoffe v. sonstigen Flächen	3,1	4,4	3,8	Data not published yet	Data not published yet	Data not published yet
Siedlungsabfälle und Klärschlamm	28,5	39,8	34,1	28,4	39,6	34,0
Tierische Exkremente	16,8	22,1	19,5	15,2	20,0	17,6
Getreidestroh	7,9	14,2	11,0	6,9	12,4	9,7

Außer für Siedlungsabfälle und Klärschlamm liegen derzeit (Stand Mai 2024) für das Jahr 2020 noch keine vollumfänglichen Daten zur Nutzung der hiergenannten Biomassegruppen vor. Insbesondere Industrielle Abfälle und Reststoffe werden bereits zu Großteilen (ca. 85 %) stofflich genutzt. Siedlungsabfälle inkl. Klärschlamm werden etwa zur Hälfte (48 % - 59 %) und Getreidestroh zu mehr als einem Drittel (37 % - 46 %) stofflich genutzt, wobei die Nutzung zur Humusreproduktion nicht als stoffliche Nutzung dargestellt wird, sondern bereits zuvor in die Berechnung des technischen Potenzials einfließt. Eine stoffliche Nutzung (ohne Düngung) für tierische Exkremente war 2015 nicht etabliert, weshalb diese bis dato ausschließlich energetisch genutzt wurden. Einen Sonderfall stellen die Reststoffe von sonstigen Flächen dar. Bei dieser Kategorie kann davon ausgegangen werden, dass der Großteil genutzt wird. Auf Grund fehlender Daten lässt sich die Art der Nutzung (stofflich oder energetisch) für ca. 40 % des technischen Biomassepotenzials jedoch nicht festlegen.

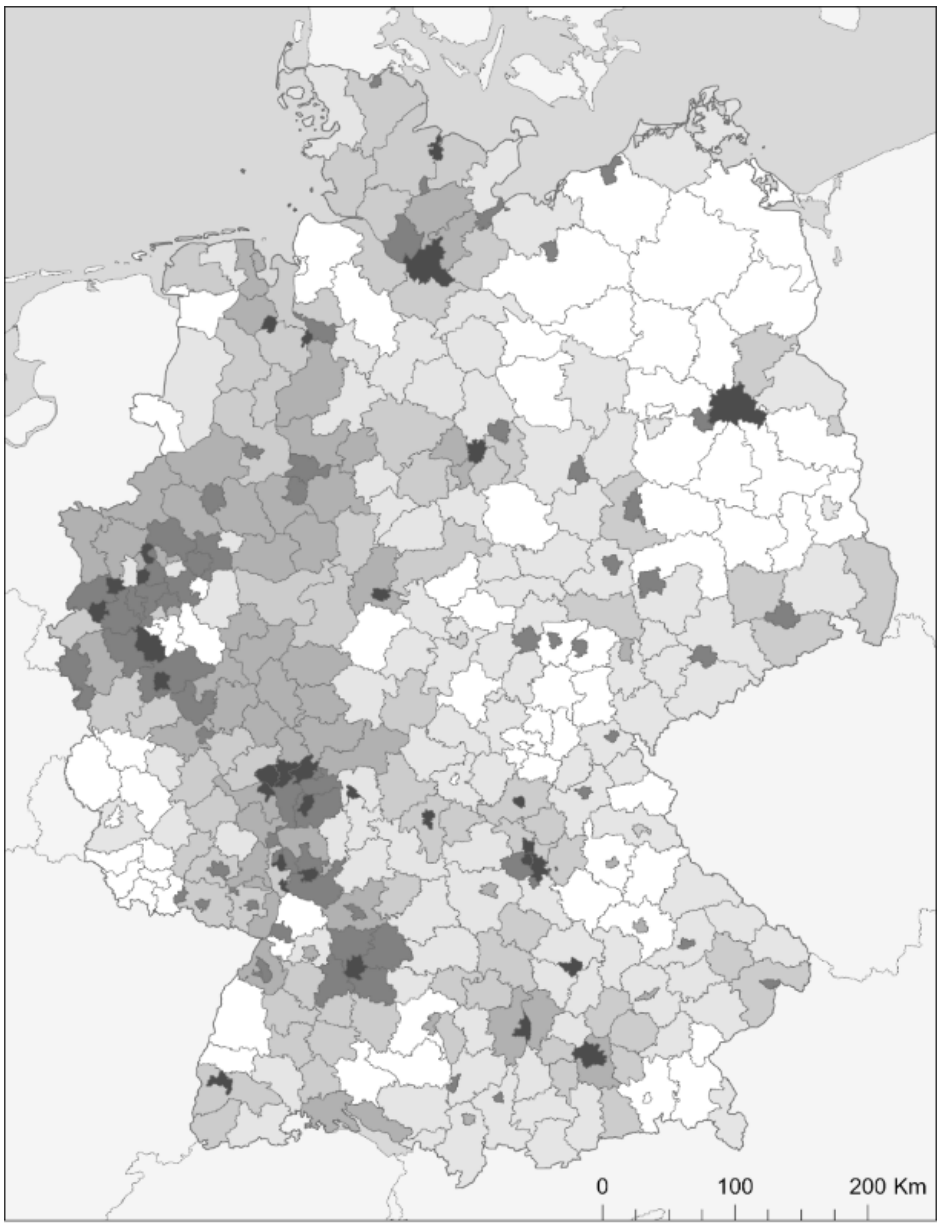


Abb. 3: Flächennormierte Darstellung der jährlichen Bioabfallmengen in den Landkreisen und kreisfreien Städten in Deutschland, ©DBFZ 2024

3 AUSBLICK

In Deutschland wird der Transformationsprozess zu einer nachhaltigen, zirkulären und biobasierten Wirtschaft bzw. Gesellschaft u. a. durch den Bioökonomierat der Bundesregierung begleitet. Auch im Koalitionsvertrag der aktuellen Bundesregierung ist der Auftrag zur Erstellung einer Nationalen Biomassestrategie (NABIS) verankert. Die Entwicklung der NABIS wurde federführend von BMWK, BMEL und BMUV übernommen, mit dem ursprünglichen Ziel einer Verabschiedung im Bundeskabinett bis Ende 2023. Vor dem Hintergrund des Klima- und Biodiversitätsschutzes und der Ernährungssicherung zielt die NABIS darauf ab, Biomasseströme gezielt zu lenken, damit diese wertvolle Ressource bestmöglich genutzt wird. Eine solche langfristig angelegte Strategie ist sicher erforderlich und hilfreich, um die in Deutschland nur begrenzt vorhandene Biomasse künftig optimal stofflich und energetisch zu verwerten. Hierzu sollten die wesentlichen Eckpunkte in der NABIS festgeschrieben werden. Allerdings sollten bei der Umsetzung der NABIS kleinteilige Regelungen vermieden werden, da diese typisch deutsche Herangehensweise zu sehr hohen volkswirtschaftlichen Kosten und Fehlentwicklungen führen kann, die uns im Klima- und Ressourcenschutz nicht weiterbringen. Derzeit ist leider weder seriös abschätzbar, ob die NABIS die gesteckten Ziele erreichen kann, noch, wann diese tatsächlich beschlossen wird. Es existiert noch kein fachlich/politisch abgestimmter Entwurf von BMWK, BMEL und BMUV und die ursprünglich angekündigte und derzeit gestoppte Stakeholder-Beteiligung steht ebenfalls noch aus, so dass eine Verabschiedung der NABIS im Bundeskabinett erst im Herbst 2024 zu erwarten ist.

Der Einstieg in die angestrebte zirkuläre Bioökonomie kann aber nur gelingen, wenn auch die Verwertung von biogenen Abfällen und Reststoffen den notwendigen Stellenwert in der NABIS erhält. Dies betrifft sowohl die stoffliche als auch die energetische Nutzung, und dies sind auch die zentralen Arbeitsschwerpunkte im Rahmen der Kooperation des DBFZ mit dem Lehrstuhl für Abfall- und Stoffstromwirtschaft an der Universität Rostock. Auch die wesentlichen nationalen und internationalen Akteure der Kreislaufwirtschaft haben die stoffliche und energetische Verwertung biogener Abfälle und Reststoffe als wichtiges Handlungsfeld erkannt und intensivieren die Aktivitäten in diesen Bereichen (z.B. Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft (DGAW), German RETech Partnership (RETech), International Solid Waste Association (ISWA) und International Waste Working Group (IWWG)).

LITERATURVERZEICHNIS

Backes, R., Szarka, N., Naegeli de Torres, F., Riedel, F., Blümel, L., Cyffka, K.-F., . . . Kalcher, J. (2024). Stand und Perspektiven der stofflichen Biomasseverwertung in Deutschland. In *Tagungsband zum 18. Rostocker Biomasseforum 2024* (S. 39-62). Rostock: Universität Rostock.

Footprint Data Foundation; York University Ecological Footprint Initiative; Global Footprint Network. (2023). National Footprint and Biocapacity Accounts. Abgerufen am 30. 06 2024 von https://data.footprintnetwork.org

Geschäftsstelle der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat) am Umweltbundesamt. (2024). *Erneuerbare Energien in Deutschland – Daten zur Entwicklung im Jahr 2023.* Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Nelles, M., Angelova, E., Deprie, K., Cyffka, K.-F., Selig, M., Rensberg, N., . . . Thalheim, T. (2024). Stand und Perspektiven der energetischen Verwertung von Biomasse in Deutschland. In *Tagungsband zum 18. Rostocker Biomasseforum 2024* (S. 13-38). Rostock: Universität Rostock.

KONTAKT

Prof. Dr. mont. Michael Nelles
michael.nelles@uni-rostock.de
+49 170 380 24 49
Lehrstuhlinhaber/ wissenschaftlicher Geschäftsführer
Universität Rostock & Deutsches Biomasseforschungszentrum Leipzig (DBFZ)
www.auf.uni-rostock.de/aw & www.dbfz.de

Kleingeräte zur Behandlung von Bioabfällen in Haushalten und der Gastronomie

Anke Bockreis[1], Julius Hecher[1], Luzia Schäfer[1] & Julika Knapp[1]
[1)] Universität Innsbruck, Institut für Infrastruktur, Arbeitsbereich Umwelttechnik, Innsbruck, Österreich

KURZFASSUNG: Im Haushaltsbereich gibt es eine zunehmende Entwicklung und Nutzung von Kleingeräten zur Sammlung und Behandlung von Lebensmittelabfällen, um diese hygienischer und geruchsfreier zu gestalten. Es gibt Geräte, die mit oder ohne Strom funktionieren, und sie verfolgen unterschiedliche Ansätze wie Kühlung, Trocknung oder sogenannte Schnellkompostierung der Bioabfälle. Schnellkomposter und Trockner werden auch verstärkt im Gastronomiebereich eingesetzt, um in kurzer Zeit umweltfreundliche Produkte zu erzeugen, das Volumen der Abfälle zu reduzieren und Gerüche zu minimieren. Am Arbeitsbereich Umwelttechnik des Instituts für Infrastruktur an der Universität Innsbruck wurden verschiedene Geräte getestet und ihre Vor- und Nachteile evaluiert.

1 EINLEITUNG

In Österreich ist seit 1995 die getrennte Sammlung von biogenen Abfällen gesetzlich vorgeschrieben (Bioabfallverordnung 1994). Allerdings wird die Sammlung in Haushalten oft als unhygienisch und geruchsbelästigend empfunden. Regelmäßiges Entleeren der Sammelbehälter in der Küche kann zwar Abhilfe schaffen, wird jedoch nicht immer konsequent umgesetzt. Um den Komfort bei der getrennten Sammlung zu erhöhen, sind zunehmend Kleingeräte zur Sammlung und Behandlung von biogenen Abfällen auf dem Markt verfügbar, die eine hygienischere und geruchsfreie Lösung bieten sollen. Diese Geräte gibt es sowohl stromlos als auch mit hohem Stromverbrauch und sie verfolgen unterschiedliche Ansätze wie Kühlung, Trocknung oder sogenannte Schnellkompostierung der Abfälle. Schnellkomposter zielen darauf ab, in kurzer Zeit Kompost bzw. ein umweltfreundliches Material zu produzieren, das Abfallvolumen und Gerüche zu reduzieren und damit die Entsorgungskosten zu senken.
Hersteller bewerben diese Geräte zudem mit Umweltvorteilen wie der Einsparung von Treibhausgasen und der Minimierung des ökologischen Fußabdrucks, indem Bioabfälle nicht mehr deponiert werden. Dieses Argument gilt jedoch in Österreich nicht, da hier Bioabfälle ohnehin verwertet und nicht deponiert werden dürfen.
In letzter Zeit werden Schnellkomposter und Trockner auch verstärkt für den Gastronomiebereich beworben bzw. eingesetzt, mit deutlich höheren Kapazitäten von bis zu 500 – 1.000 Tonnen pro Jahr. Hier wird insbesondere eine Volumenreduktion von 70 – 90 % sowie die Reduzierung von Gerüchen und hygienischen Problemen beworben.
Die Aktualität des Themas zeigt sich auch im ÖWAV Arbeitsbehelf 73, der sich auf die Behandlung von Küchen- und Speiseresten in gewerblichen Betriebsanlagen konzentriert. Der Arbeitsbehelf soll eine Bewertung solcher Anlagen ermöglichen, ohne dabei auf spezifische Geräte einzugehen. (ÖWAV Arbeitsbehelf 73 2023)
Verschiedene Kleingeräte für die Behandlung von Bioabfällen in Haushalten wurden am Arbeitsbereich Umwelttechnik der Universität Innsbruck untersucht und bewertet, ebenso wie eine Kleinanlage für die Gastronomie.

2 METHODIK

2.1 Kleingeräte im Haushaltsbereich

Untersucht wurden vier verschiedene Gräte zur Behandlung von biogenen Abfällen im Haushaltsbereich. Die Geräte verfolgen unterschiedliche Behandlungsziele und haben verschiedene Funktionsweisen. In Tabelle 1 ist eine zusammenfassende Übersicht für die untersuchten Geräte gegeben. Eine ausführlichere Beschreibung findet sich in (Bockreis et al. 2024). Der Betrieb der Geräte erfolgte nach den jeweiligen Herstellerangaben. Verwendet wurden die laut Herstellerangaben möglichen Inputmaterialien aus privaten Haushalten.

Tab. 1: Übersicht und Beschreibung der untersuchten Kleingeräte für den Haushaltsbereich, verändert nach (Bockreis et al. 2024)

	Gerät 1	Gerät 2	Gerät 3	Gerät 4
Verfahren laut Herstellerangabe	Kompostierung mit Mikroorganismen	Trocknung, Zerkleinerung, Kühlung	Fermentierung	Wurmkompostierung
Preis	ca. 500 €	ca. 500 €	ca. 65 €	ca. 100 €
Strombedarf laut Hersteller	1,25 kWh/24 h (kontinuierlicher Betrieb)	0,8 kWh/Zyklus bzw. 2 kWh/ Monat im Standby-Modus	nein	nein
Input	Lebensmittelabfälle	Lebensmittelabfälle	Lebensmittelabfälle, Gartenabfälle	Vegetarische Lebensmittelabfälle
Aufbereitung vorab notwendig	ja, waschen und schneiden	nein	nein	ja, waschen und schneiden
Limitierte Zusammensetzung des Inputmaterials	ja	ja	ja	ja

2.2 Kleinanlagen im Gastronomiebereich

Die Untersuchungen fanden in einem sogenannten „Schnellkomposter“ für die Gastronomie statt. Der Schnellkomposter soll das Inputmaterial (biogene Abfälle aus der Gastronomie ohne Knochen < 5 mm) innerhalb von 24h verarbeiten. Die maximale Kapazität beträgt 1.000 l pro Woche und die Volumenreduktion liegt laut Hersteller bei ca. 85%. Das Gerät wurde gemäß der Herstellerangaben betrieben. Als Inputmaterial wurde für den vierwöchigen Versuch Lebensmittelabfälle aus einem Restaurant verwendet. Die ersten zwei Wochen wurden ohne die Zugabe von effektiven Mikroorganismen betrieben, dann erfolgte deren Zugabe. Die Anschaffungskosten für das Gerät ohne weiteres Zubehör fangen bei ca. 20.000 € an. (Bockreis et al. 2024)

2.3 Methoden und Analysen

In Tabelle 2 sind die durchgeführten Analysen sowie deren Bestimmungsgrundlage dargestellt.

Tab. 2: Durchgeführte Analysen (Bockreis et al. 2024)

Parameter	Bestimmungsgrundlage bzw. Gerätebezeichnung
Trockenmasse	ÖNORM EN 12880
Glühverlust	ÖNORM EN 15935
pH-Wert und Leitfähigkeit	DIN 38404-5; WTW Multi 3630, WTW Sentix 940
Biogaspotenzial	VDI 4630; Automatic Methane Potential Test System (AMPTS II) von Bioprocess Control
Kressetest	Nach Menzel et al. 2015
Visuelle und olfaktorische Beobachtungen	Partikelgröße, Textur, Geruch, Farbe
Messung des Stromverbrauchs	Energiemessgerät PM 230 von Brennenstuhl Fluke 1732

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Kleingeräte im Haushaltsbereich

Für alle untersuchten Geräte ist laut jeweiligem Hersteller nur eine limitierte Zusammensetzung des Inputmaterials möglich. Dadurch ergibt sich ein erhöhter Sammel- und Sortieraufwand der anfallenden Lebensmittelabfälle. Somit wird auch nicht die getrennte Sammlung über die Biotonne ersetzt, sondern es fallen weiterhin biogene Abfälle an, die entsprechend über die Biotonne entsorgt werden müssen. Als negativ ist der doch enorme Stromverbrauch von Gerät 1 und 2 hervorzuheben, zusätzlich zu den hohen Anschaffungskosten beider Geräte. Hochgerechnet, mit einem täglichen Input an biogenen Abfällen von 0,5 kg/d, ergibt sich ein durchschnittlicher Stromverbrauch von 365 kWh/a (Gerät 1) und 292 kWh/a (Gerät 2). Die Ergebnisse der visuellen und olfaktorischen Betrachtungen sowie die Analyseergebnisse der Outputmaterialien sind detailliert in (Bockreis et al. 2024) zu finden.
Bei allen Geräten konnte eine Masse- und Volumenreduktion während des Betriebs festgestellt werden. V.a. bei Gerät 1 und 2 ergab sich eine deutliche Massenreduktion zwischen 76 – 79 %. Zusammen mit den Analyseergebnissen des Outputmaterials lässt sich jedoch feststellen, dass es sich hier um eine Massenreduktion durch Trocknung und nicht durch biologischen Abbau handelt. Das Outmaterial von Gerät 1 und 2 entsprach nicht den Kompostkriterien laut verschiedener Normen und sollte daher auch nicht als Kompost bezeichnet werden, sondern bedarf einer entsprechenden Nachbehandlung. Die mit den jeweiligen Outputmaterialien durchgeführten Kressetests zeigten nur bei den Geräten 3 und 4 ein gutes Wachstum mit deutlicher Wurzelbildung.

3.2 Kleinanlagen im Gastronomiebereich

Durch die Vorgaben des Herstellers für das Inputmaterial ergab sich für die eingesetzte Kleinanlage (v.a. durch die Beschränkung der Knochengröße < 5 mm) eine notwendige Vorsortierung. Somit muss im täglichen Betrieb in der Gastronomie das Bedienpersonal entsprechend eingeschult sein und sortieren. Auch hier wird die Biotonne der getrennten Sammlung, ähnlich wie bei den Kleingeräten im Haushaltsbereich, nicht vollständig ersetzt. Weiterhin ergibt sich ein hoher Strombedarf im Betrieb zusätzlich zu den Anschaffungskosten.
Während des Betriebs ergab sich eine durchschnittliche Massenreduktion von 70 %, was hauptsächlich auf die Trocknung des Materials und nicht auf einen biologischen Abbau zurückzuführen ist. Das Outmaterial sollte daher auch nicht als Kompost bezeichnet werden, sondern bedarf einer entsprechenden Nachbehandlung. Die bei der untersuchten Kleinanlage anfallende Abluft musste nach außen geführt werden und war neben einer hohen Feuchtigkeit auch mit Geruch belastet. Das anfallende Kondensat lag im sauren Bereich (pH 3,3). (Bockreis et al. 2024)

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Alle getesteten Geräte erforderten einen erhöhten Aufwand für Handhabung und Sortierung der Abfälle. Insbesondere im Gastronomiebereich bedeutet dies zusätzlichen Arbeitsaufwand für das Küchenpersonal. Die getrennte Sammlung über Biotonnen bleibt unverzichtbar, sowohl für aussortierte Lebensmittelabfälle als auch für das Outputmaterial der meisten Geräte. Strombetriebene Geräte verursachen zusätzliche Stromkosten und sind ökologisch sowie ökonomisch nicht empfehlenswert. Die Massenreduktion erfolgt hauptsächlich durch Trocknung, nicht durch biologischen Abbau, sodass das Outputmaterial einer weiteren Nachbehandlung bedarf.
Die Nutzung solcher Geräte wird je nach individueller Wahrnehmung als angenehmer empfunden als die Nutzung einer Biotonne in der getrennten Sammlung. Im Gastronomiebereich werden auch Tanksysteme zur Sammlung von Küchenabfällen eingesetzt, die diese zerkleinern und in Vergärungsanlagen weiterverarbeiten. Diese Systeme ermöglichen eine effiziente Sammlung und dezentrale Energiespeicherung, werden jedoch bundeslandabhängig unterschiedlich reguliert (Meier 2022) (Wehner 2018).

LITERATURVERZEICHNIS

Bioabfallverordnung (1994). Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die getrennte Sammlung biogener Abfälle. BGBL. Nr. 68/1992 jdF BGBl. Nr. 456/1994.

Bockreis, A., Hecher, J., Schäfer, L., Knapp, J. (2024). Behandlung von biogenen Abfällen in Kleingeräten in Haushalten und Kleinanlagen in der Gastronomie. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, S. 292-299. doi:https://doi.org/10.1007/s00506-024-01035-6.

Meier, M. (2022). Innovative Speiserestesammlung (und -behandlung). Innsbrucker Abfall- und Ressourcentag 2022: Wohin geht der Weg der biogenen Abfallsammlung und -verwertung? Innsbruck: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband.

Menzel, R., Hermann, T., He, L., Scholz, K., Szewzyk, R. (2015) Kompostfibel. Richtig kompostieren - Tipps und Hinweise. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/151207_stg_uba_kompostfibel_web.pdf; Zugriff am 01.09.2023.

ÖWAV Arbeitsbehelf 73 (2023). Behandlung von Küchen- und Speiseabfällen in Kleinbehandlungsanlagen. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband.

Wehner, M., Müller, W., Bockreis, A. (2018). Praktische Erfahrungen bei der Erfassung von organischen Abfällen aus Supermärkten mit Tanksystemen. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, S. 194-200. doi:https://doi.org/10.1007/s00506-018-0467-7.

KONTAKT

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Anke Bockreis
Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Umwelttechnik
anke.bockreis@uibk.ac.at

Bio Waste Carbon^3 Capture System

Daniela Meitner[1], Andreas Hackl[2] & Gernot Stangl[3]
[1)] Next Generation Elements GmbH, R&D, Feldkirchen an der Donau, Österreich
[2)] Next Generation Elements GmbH, CEO, Feldkirchen an der Donau, Österreich
[3)] CH4plus GmbH, Sales, Markersdorf, Österreich

KURZFASSUNG: Die Nutzung von Bioabfall als Input in der Biogasproduktion ist aus heutiger Sicht unumstritten. Das klare Ziel dieses neuen „Bio Waste Carbon^3 Capture System“ (BWC3CS) ist, fossil basierten Kohlenstoff zu ersetzen bzw. diesen einzusparen und bereits entstandenen Kohlenstoff aus der Atmosphäre zu entfernen.
Das hier vorgestellte System ist modular und dezentral aufgebaut und verarbeitet 15.000 t/a Bioabfall, insbesonderes Pferdemist. Die Trockenvergärung bildet den ersten Dekarbonisierungsschritt durch die Produktion von Grünen Gas zum Ersatz von fossilem Gas im Gasnetz. Die anfallenden „nassen“ Gärreste mit 35 % Trockensubstanz werden anschließend im PyroDry-System weiterverarbeitet, welches aus einem Schleuderwellentrockner und einer Pyrolyseeinheit besteht. Das PyroDry-System verarbeitet das feuchte Material zu hochwertiger Biokohle. In einem dritten Schritt kann eine direkte CO_2-Abscheidung implementiert werden, um den gebundenen Kohlenstoff zu maximieren.
Im Genehmigungsprozess gab es folgende Herausforderungen, die in den letzten beiden Jahren durch erhebliche Mühen gemeistert wurden.

- Status des Inputmaterial: Ist Pferdemist Abfall?
- Abfallrechtliche oder Gewerbliche Genehmigung der Pyrolyse
- Einspeisung des Grünen Gases in das Netz

Seit ca. zwei Jahren wird versucht eine Genehmigung für dieses Projekt zu bekommen. Bis zum heutigen Datum, 28.06.2024, konnte noch keine finale Genehmigung erreicht werden.
Der gezeigte Prozess wurde entwickelt, um der österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie, die eine kaskadische Nutzung von Biomasse fordert, zu entsprechen und den EU Green Deal so weit wie möglich zu erfüllen.

1 EINLEITUNG

1.1 Hintergrund:

Die Erreichung der vorgeschriebenen Klimaziele erfordert die Umsetzung innovativer Systeme wie das Bio Waste Carbon^3 Capture System (BWC3CS). Dieses System kombiniert die Herstellung von Biogas mit einer Flüssiggastechnologie, die fossil basierten Produkte, Grünes Gas und flüssiges CO_2, ersetzen kann, und einer Pyrolyse auch bekannt als "carbon negative emission technology", welche bei nachhaltiger Anwendung der Biokohle die direkte Speicherung von CO_2 aus der Atmosphäre ermöglicht.

1.2 Zielsetzung

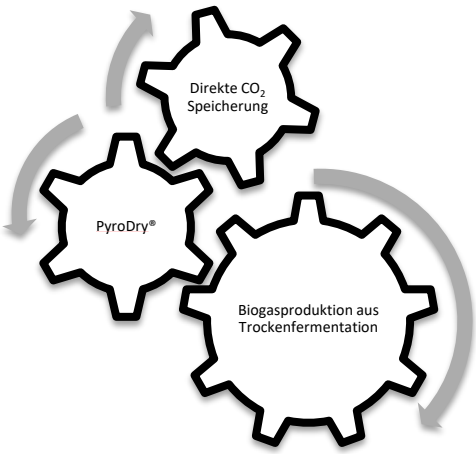


Abb. 1: Kaskadische Nutzung von Bioreststoffen

Die Nutzung von Bioabfall als Input in der Biogasproduktion ist aus heutiger Sicht unumstritten. Jedoch ist die darauffolgende Nutzung des Gärrestes für die Kompostierung aufgrund von Verunreinigungen (z.B. Kunststoff in Form von Mikroplastik oder ähnlichen) oft klar zu hinterfragen. Das BWC3CS zielt darauf ab, Bioabfall effizient zu nutzen und durch Kombination von Trockenvergärung, Trocknung und Pyrolyse eine umfassende Nutzung von Energie sowie eine Optimierung in Bezug auf umweltrelevante Themenbereiche zu erreichen (vgl. Abb. 1).

2 SYSTEMBESCHREIBUNG

2.1 Prozessbeschreibung inkl. Massen- und CO_2 – Bilanz

Das System ist modular und dezentral aufgebaut, um eine flexible Anpassung an verschiedene Standortbedingungen zu ermöglichen. Es besteht ausfolgenden Hauptkomponenten:

- **Trockenvergärung**: Hier wird Bioabfall, im aktuellen Fall Pferdemist, in Grünes Gas umgewandelt. Der entstehende Grüne Gas ersetzt fossile basiertes Gas im Gasnetz.
- **PyroDry-System**: Die nassen Gärreste aus der Trockenvergärung werden in das PyroDry-System überführt. Dieses besteht aus einem Schleuderwellentrockner und einer Pyrolyseeinheit, welche das feuchte Material zu hochwertiger Biokohle verarbeitet. Das Material wird zunächst getrocknet und zu Pellets verarbeitet, die anschließend pyrolysiert werden. Das System ist so konzipiert, dass beide Prozessschritte – Trockner, Pyrolyse – thermisch energieautark betrieben werden.
- **CO_2-Abscheidung**: In einem optionalen dritten Schritt kann direkte CO_2-Abscheidung implementiert werden, um den gebundenen Kohlenstoff aus dem Rauchgas zu maximieren.

Abb. 2 ist die Massenbilanz bestehend aus Trockenfermentation, Verflüssiger, Trockner und Pyrolyse dargestellt.

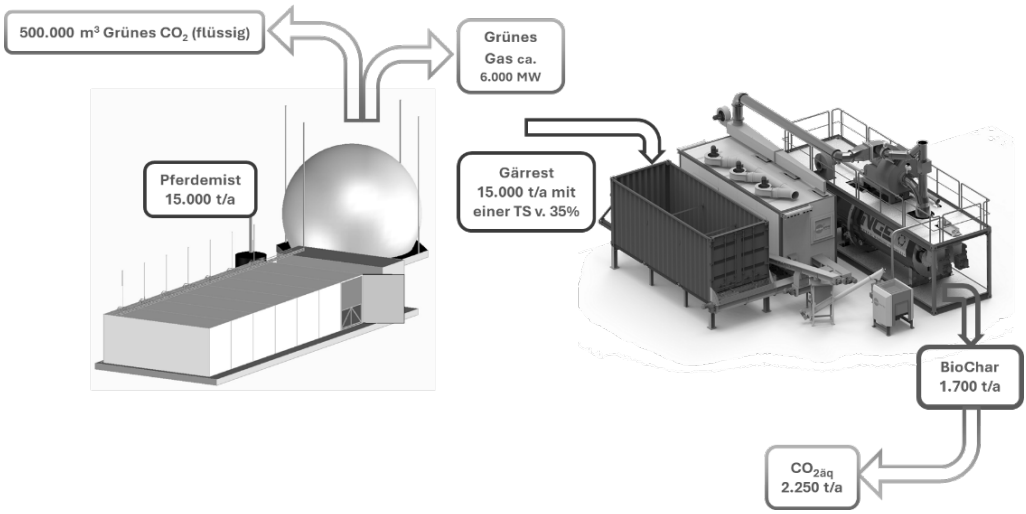


Abb. 2: Darstellung der Massenbilanz des BWC3CS

Über das System werden jährlich 15.000 t an Pferdemist verarbeitet. Hieraus entstehen ca. 6.000 MW Grünes Gas, welches in das Gasnetz eingespeist wird. Der Gärrest wird hierauf in das PyroDry – System übergeben, in dem 1.700 t hochwertige Biokohle erzeugt werden. Über die Biokohle und den darin enthaltenen Kohlenstoffanteil werden jährlich der Atmosphäre 2.250 t $CO_{2äq}$ entzogen. Als dritten Schritt kann man noch das entstehende CO_2 während der Trockenfermentation verflüssigt werden (500.000 m^3 Grünes CO_2) und als Ersatz für ein fossiles Produkt genutzt werden.

2.2 Synergien und Vorteile

Durch die Verschränkung der einzelnen Technologien zu einem System können folgenden Synergien technisch genutzt werden:

- **Aktivierung der Biokohle:** die nährstoffreiche flüssige Phase aus der Trockenfermentation kann zur Aktivierung der Biokohle genutzt werden. Neben dieser Aktivierung der Kohle geht auch eine Reduktion des Wasserverbrauches einher, weil für eine stabile Lagerung der Kohle eine Befeuchtung notwendig ist.
- **Energieeffizienz:** Das, während der Trockenfermentation entstehende, Schwachgas kann in der Brennkammer der Pyrolyse mitverbrannt werden, wodurch eine energetische Nutzung ohne CO_2 – Emissionen ermöglicht wird.
- **Abwärmenutzung:** Die Abwärme nach dem Trockner kann als „Bodenheizung“ für die Fermenter dienen, um den Bakterien eine über das Jahr gleichmäßige Umgebung zu garantieren.

3 RECHTLICHE HERAUSFORDERUNG BEI DER GENEHMIGUNG

Die Umsetzung der technischen Herausforderungen ist oft komplex, aber lösbar. Jedoch stellt die rechtliche Seite in Mitteleuropa oft ein schier unüberwindbares Hindernis dar. Die ersten rechtlichen Schritte für eine mögliche Genehmigung wurden bereits vor zwei Jahren unternommen. Es zeigt sich ein erheblicher Aufholbedarf, um zukünftige Projekte im Bereich der Kreislaufwirtschaft einfacher und schneller genehmigen zu lassen. Es wird in den nächsten Zeilen versucht, die rechtlichen Seiten eines derart neuartigen Systems darzustellen.

Im Zuge des Projektes sind folgende Gesetzte anzuwenden:

- Erneuerbaren-Ausbau-Gesetz (EAG) (RECHTSINFORMATIONSSYSTEM DES BUNDES 2024b)
- Erneuerbaren-Gas-Gesetz (EGG – bis dato noch nicht verabschiedet)
- Abfallverbrennungsverordnung (AVV) (RECHTSINFORMATIONSSYSTEM DES BUNDES 2024a)

Generell sind die Instanzen in Österreich wie folgt: Gemeinde – Bezirkshauptmannschaft – Land – Bund. Sobald sich eine Instanz nicht zuständig ist, wird der Akt weitergereicht. Durch dieses Vorgehen sind Genehmigungsprozess schwer planbar bzw. absehbar, bis wann man mit einer Genehmigung rechnen kann. Die Genehmigung bildet die Grundlage für weitere Förderansuchen (z.B. KPC).

3.1 Biogas

Die Biogasproduktion ist im Erneuerbaren-Ausbau Gesetz (EAG) geregelt, welches im Juli 2021 verabschiedet wurde. Es bildet den rechtlichen Rahmen für den Ausbau erneuerbaren Energie in Österreich und soll einen wesentlichen Beitrag zur Klimaneutralität bis 2040 leisten.
Folgende Aspekte sind die Hauptziele des Gesetzes:

- 100% Strom aus erneuerbaren Energien bis 2030
- Fördermodelle (Einführung eines Systems aus Marktprämien und Investitionszuschüssen, um den Ausbau erneuerbarer Energien zu unterstützen. Ziel ist es, die Wirtschaftlichkeit von Projekten im Bereich der erneuerbaren Energien zu verbessern und Investitionen zu fördern.
- Ausbauziele nach Energieträgern: Photovoltaik, Windkraft, Wasserkraft, Biomasse
- Energiegemeinschaften
- Netzintegration
- Genehmigungsverfahren (Vereinfachung und Beschleunigung der Genehmigungsverfahren für den Bau und Betrieb von Anlagen zur Erzeugung erneuerbarer Energien; Reduktion bürokratischer Hürden, um den Ausbau zu beschleunigen.)
- Überwachung und Regulierung:
- Finanzielle Aspekte (Das EAG sieht ein erhebliches Fördervolumen vor, um die genannten Ziele zu erreichen)
- Nachhaltigkeit und Umwelt (Das EAG ist ein wichtiger Schritt zur Reduzierung der CO_2-Emissionen und zum Schutz der Umwelt)
- Wirtschaft und Arbeitsplätze:

Das EAG ist somit ein umfassendes Gesetz, das den Rahmen für den Ausbau erneuerbarer Energien in Österreich setzt und dabei wirtschaftliche, ökologische und soziale Aspekte berücksichtigt.

Während dieser ganzen Zeit gab es die Hoffnung noch auf das EGG, wodurch für die Biogasproduzenten Sicherheit geschaffen werde sollte. Leider konnte bis dato hier noch keine Einigkeit im Parlament erzielt werden und wird in dieser Regierung nicht mehr beschlossen.

Das Erneuerbare-Gas-Gesetz (EGG) in Österreich, auch bekannt als "Erneuerbare-Gase-Richtlinie," zielt darauf ab, den Einsatz und die Produktion erneuerbarer Gase wie Biogas, Biomethan und Wasserstoff zu fördern. Hier sind die wichtigsten Informationen über das EGG in Österreich:

- Förderung der Produktion und Nutzung erneuerbarer Gase (Erhöhung des Anteils erneuerbarer Gase im österreichischen Gasnetz)
- Integration in bestehende Infrastruktur:
- Unterstützung der Umstellung von fossilen auf erneuerbare Gase.
- Fördermechanismen (finanziellen Anreizen, Unterstützung von Investitionen in Anlagen zur Erzeugung von Biogas, Biomethan und grünem Wasserstoff.)
- Regulierung und Zertifizierung (Kennzeichnung erneuerbarer Gase, um ihre Herkunft und Nachhaltigkeit nachzuweisen.); Einführung von Standards und Richtlinien für die Produktion, Einspeisung und Nutzung erneuerbarer Gase.
- Netzintegration (Maßnahmen zur Förderung der Einspeisung erneuerbarer Gase in das bestehende Gasnetz. Anpassung der technischen und regulatorischen Rahmenbedingungen, um die Integration zu erleichtern.)
- Marktentwicklung: Unterstützung der Marktentwicklung für erneuerbare Gase durch Schaffung eines stabilen rechtlichen und wirtschaftlichen Umfelds.
- Förderung von Forschung und Entwicklung im Bereich erneuerbare Gase.
- Umweltschutz und Nachhaltigkeit: Reduzierung der Importabhängigkeit von fossilem Erdgas.
- Technologische Entwicklung: Weiterentwicklung und Optimierung der Technologien zur Erzeugung und Nutzung erneuerbarer Gase.
- Regulatorischer Rahmen: Schaffung eines klaren und verlässlichen regulatorischen Rahmens, der Investitionen fördert und Planungssicherheit bietet.
- Marktanreize und Finanzierung: Entwicklung von effektiven Marktanreizen und Finanzierungsmodellen, um den Ausbau erneuerbarer Gase voranzutreiben.

Das Erneuerbare-Gas-Gesetz ist somit ein zentrales Instrument, um die Energiewende in Österreich voranzutreiben und die Ziele des Pariser Klimaschutzabkommens zu erreichen. Es schafft die notwendigen Rahmenbedingungen, um den Einsatz erneuerbarer Gase zu fördern und gleichzeitig die Versorgungssicherheit und Wirtschaftlichkeit zu gewährleisten.

3.2 Pyrolyse

Die größte Herausforderung in Bezug auf die Genehmigung des Projektes war die Klarstellung, ob die Pyrolyse im Gewerbe- oder Abfallrecht zu genehmigen ist. Hier ist nicht die Technologie das ausschlaggebende, sondern die Tatsache, ob Pferdemist Abfall ist oder nicht. Nachdem weder die Bezirks- bzw. Landesbehörde die Frage: „Ist Pferdemist Abfall und demnach die Pyrolyse eine Abfallverbrennungsanlage?“ beantworten konnte, musste am Ende das Umweltministerium entscheiden. Diese Entscheidung dauerte dann ca. 9 Monate, um festzustellen, Pferdemist ist kein Abfall, demnach die Pyrolyse keine Abfallverbrennung und daraus resultierend muss nach Gewerberecht genehmigt werden.
Löblich ist zu erwähnen, dass in der neuen Novelle aus dem Jahr 2024 der AVV in Zukunft derartige Reststoffe bei einer Verwertung nicht mehr als Abfall gelten (vgl. §2 AVV). Biomassereststoffe werden zukünftig aus der Verordnung herausgenommen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Realisierung des BWC3C-Projektes ist ein Musterbeispiel dafür, wie schwierig es ist, neue Technologien in der aktuellen Gesetzeslandschaft umzusetzen. Obwohl klar gezeigt werden kann, dass es bei der Umsetzung des Projektes zu einer CO_2 – Reduktion als auch eine Einsparung von fossil basiertem Kohlenstoff im Bereich des Biogases und der flüssig CO_2 Produktion kommt, ist das für die Umsetzung und Genehmigung nicht relevant.

Es wurde gezeigt, dass es dringend notwendig ist, unsere Gesetze und die Möglichkeiten der Genehmigungsbehörden grundlegend zu überdenken und den neuen wirtschaftlichen Situationen anzupassen. In manchen Bereichen konnten bereits schon die ersten Schritte in die richtige Richtung gemacht.

Der aktuelle Status des Projektes ist wie nun wie folgt: bis zum heutigen Datum 28.06.2024 konnte noch keine finale Genehmigung erreicht werden.

LITERATURVERZEICHNIS

RECHTSINFORMATIONSSYSTEM DES BUNDES. (2024a). https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20002239 abgerufen

RECHTSINFORMATIONSSYSTEM DES BUNDES. (2024b). https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20011619 abgerufen

KONTAKT

DI Dr. Daniela Meitner
daniela.meitner@nge.at
+43 664 6211053
R&D
Next Generation Elements GmbH
www.nge.at

Erfahrungen mit der Sicherheitstechnik/dem Explosionsschutz bei Vergärungs-/Biogasanlagen

Gerhard Rettenberger[1]
[1)] Hochschule Trier, Trier, Deutschland

KURZFASSUNG: Nach wie vor kommt es an Vergärungs- und Biogasanlagen zu Unfällen infolge von Explosionen, Bränden und Vergiftungen/Erstickungen, Abstürzen häufig auch mit erheblichen Personenschäden. Auf der anderen Seite wurden in den letzten Jahren eine Vielzahl von Rechtsnormen und von Regelwerken, Technischen Regeln sowie Merkblättern zum Thema Sicherheitstechnik veröffentlicht. Über diese und die Erfahrungen bei der Einführung wird hier berichtet.

1 EINFÜHRUNG

Nach wie vor kommt es an Vergärungs- und Biogasanlagen zu Unfällen infolge von Explosionen, Bränden und Vergiftungen/Erstickungen, Abstürzen häufig auch mit erheblichen Personenschäden. Auf der anderen Seite wurden in den letzten Jahren eine Vielzahl von Rechtsnormen und von Regelwerken, Technischen Regeln sowie Merkblättern zum Thema Sicherheitstechnik veröffentlicht. Über diese und die Erfahrungen bei der Einführung wird hier berichtet. Schon vor Jahren wurden regelmäßige Prüfungen gefordert und dazu in das zuständige Gesetz (In Deutschland: Bundesimmissionsschutzgesetzt) die Schaffung eines öffentlich bekanntgemachten Sachverständigen aufgenommen.
In Deutschland ist die Sicherheitstechnik umfassend rechtlich geregelt. Die Gefahrstoffverordnung, ermächtigt im chemikalienrecht, setzt die Norm für den Arbeitsschutz, hier speziell für Explosions- und Brandschutz und fordert eine Gefährdungsbeurteilung und ein Explosionsschutzdokument. Nachfolgend werden in den Technischen Regeln für Gefahrstoffe (TRGS), insbesondere in den Nummern 720 bis 725 Details zum Explosionsschutz und in der Nummer 729 Tätigkeiten bei der Herstellung zum Explosionsschutz umfassen besprochen. Im Immissionsschutzrecht werden die Auswirkungen von Anlagen auf die Umwelt begrenzt und beregelt, insbesondere auch für größere Anlagen die Auswirkungen bei Störfällen. Auch wurde hier eine spezielle Prüfung durch gesondert bekanntgegebene Sachverständige ermöglicht (§29a,b, der Autor ist z.B. bekanntgegeben). Die in 2019 veröffentlichte Technische Regel für Anlagensicherheit TRAS 120 (Sicherheitstechnische Anforderungen an Biogasanlagen) definiert nunmehr den Stand der Sicherheitstechnik für Biogasanlagen und damit auch entsprechend modifiziert auch den Stand der Technik von vergleichbaren Anlagen z.B. Faulgasanlagen oder Deponiegasanlagen, auch wenn die Anwendung nicht unmittelbar empfohlen wird. Das Arbeitsschutzgesetz ist für das Inverkehrbringen entsprechender technischer Anlagen zuständig und kümmert sich um den Technischen Standard bei Inverkehrbringung und Anwendung. Speziell in der Rechtsnorm Betriebssicherheitsverordnung wird die regelmäßige Prüfung festgelegt. Die hierzu veröffentlichten Technischen Regeln für Betriebssicherheit formulieren zahlreiche Detailvorschriften. Nicht zuletzt seien hier die Unfallverhütungsvorschriften erwähnt, die auf der Basis des Sozialgesetzbuches Technische Vorgaben zur Arbeitssicherheit für Beschäftigte machen. Das System der Berufsgenossenschaften ist in Deutschland umfassend entwickelt und liefert gerade auch zum Explosionsschutz viele Hilfsstellungen.

2 EINIGE BEISPIELE BEI DER ANWEDNUNG DER TRAS 120

Aufgrund ihrer sehr detailreichen Festlegungen hat die TRAS 120 im Explosionsschutz aktuell die größte Bedeutung. Neben einer Vielzahl von Anforderungen an organisatorische Punkte werden eine Vielzahl technischer Punkte festgelegt, die in der Vergangenheit auch zu mannigfaltigen Änderungen an bestehenden Anlagen geführt haben. Einige wichtige Punkte seien hier besprochen:

- Abstände: Insbesondere aus Gesichtspunkten des Brandschutzes wurden Abstände metergenau von einzelnen Anlagenelementen zueinander festgelegt. Abstände, wie in den Abbildungen dargestellt, wären bei neuen Anlagen so nicht möglich.



Abb. 1: Beispielhafte Abstände bei Biogasanlagen (Foto: Autor)

Dabei sind die Abstände untereinander als auch zur Umgebung (Bepflanzung, Nutzung mit Masten, Windrädern, Straßen, Anbauten) geregelt.

- Notstromkonzept und Brandschutz, Blitzschutz, Kennzeichnung
- Prüfung und Instandhaltung: Hier wird die klare Formulierung eines entsprechenden Konzeptes gefordert, das die Art der Tätigkeiten, die zeitlichen Abstände und den Austausch von technischen Elementen regelt. Hierbei ist z.B. an Korrosion zu denken



Abb. 2: Abnutzung an Schrauben durch Korrosion. Foto: Autor)

- Rohrleitungen, Armaturen, Pumpen: Hier wird z.B. geregelt, dass jeder Behälter einzeln von einem sichern Ort aus abgesperrt werden kann. Es werden die Anforderungen an Dichtigkeit, Prüfung und Druckbegrenzung geregelt.



Abb. 3: Undichtigkeiten an Schaugläsern und Membrandachbefestigung. Daher Zugänglichkeit, und regelmäßige Kontrolle erforderlich, ansonsten wäre Abdeckung links in eine Zone einzuteilen

- Membransystem, Gasspeicher: Hier werden die Anforderungen an Dichtheit, das Material und die Standzeit gestellt. Dabei ist insbesondere der erforderliche Austausch der Membranen, die elektrostatische Leitfähigkeit und die Befestigung der Membranen am Behälterrand, Stützluftgebläse (Redundanz), Füllstandmessungen, Überwachung des Luftraums zwischen den Membranen für die Praxis von Bedeutung.
- Elektroräume, Maschinenräume: Diese sind getrennt auszuführen, hinsichtlich Brandschutz zu überwachen und bei bestimmten Temperaturüberschreitungen zu temperieren
- Aktivkohleanlage: Hier werden verschiedene Anforderungen, die bislang in der Praxis nicht üblich waren, gefordert, z.B. Inertisierung vor A-Kohle Austausch, Überwachung auf Brand durch CO-Messung bzw. Temperaturüberwachung
- Prozessleittechnik: sofern die Anlage mit einer PLT ausgestattet ist, sind an diese spezielle Anforderungen gerichtet. Dabei ist zwischen Betriebseinrichtungen, Überwachungseinrichtungen und Schutzeinrichtungen zu unterscheiden. In dem Zusammenhang ist eine Risikobetrachtung durchzuführen und die PLT ggf. einer SIL-Klasse zuzuordnen (Rettenberger, Schneider, Kalari, Ninov: Muster-Rohrleitungs- und Instrumentenfließschemata für Biogaserzeugungsanlagen, Endbericht mit Fortschreibung, Forschungsbericht 480/1 TEXTE 27/2021, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

3 SCHLUSSFOLGERUNG

In der Praxis wird die Umsetzung häufig aus wirtschaftlichen Gründen nicht so einfach möglich sein. Wie also ist damit umzugehen, welche Erfahrungen gibt es hierzu aus der Praxis. Tatsächlich hat sich allerdings die Umsetzung der Anforderungen der TRAS120, abgesehen von den Abstandsfragen bei Behältern mit Membranen, als unproblematisch erwiesen. Selbst die zunächst erheblich bezweifelte Luftraumüberwachung zwischen den Membranen oder die elektrostatisch leitfähige Membran ist mittlerweile üblich und Stand der Technik. Auch der Austausch von Membranen nach 10-12 Jahren ist, nachdem doch in der Praxis Schäden an Membranen aufgetreten sind, weitgehend akzeptiert. Zuletzt haben auch zahlreiche Schäden infolge der Stürme im Norden von Deutschland die Akzeptanz von ausreichender statischer Bemessung zunehmen lassen.

Aber auch generell ist ein erhöhter Standard hinsichtlich des Explosions- und Brandschutzes akzeptiert. Zahlreiche Brände an Biogasanlagen, die in einer Datei am Umweltbundesamt erfasst sind, bestätigen auch die Notwendigkeit einer hochwertigen Sicherheitstechnik.
Die TRAS120 soll demnächst regelgerecht überarbeitet werden. Hierbei wird es eine Reihe von Detailanpassungen geben. Grundlegend Anpassungen wird es, nachdem dies auch in der TRGS nicht der Fall war, nicht geben. Aus der Sicht des Autors wäre aber z.B. eine regelmäßige Dichtheitsprüfungen mittels Lecksuchmessgerät (Nachweisgrenze <1ppm), erforderlich. Anforderungen an die Wartungs- und Instandhaltungsarbeiten sollten deutlich intensiviert und sicherer gemacht werden, da die meisten Unfälle in der Praxis wohl aus betrieblichen Fehlern, insbesondere bei Wartungs- und Instandhaltungsarbeiten resultieren. Beispiele von solchen Unfällen zeigen einerseits die notwendigen Anforderungen an die Qualität der Ausführung der Anlagen (z.B. elektrostatisch nicht leitfähige Bauteile), andererseits aber auch, dass die betrieblichen Aspekte, z.B. wie wird ein Membrandach geöffnet, wie wird die Anlage in Betrieb genommen oder wie wird die Aktivkohlemasse ausgewechselt, mittels einer Gefährdungsbeurteilung berücksichtigt werden muss.
Letztendlich ist es die Gefährdungsbeurteilung im Explosionsschutzdokument, die die Einhaltung des Standes der Sicherheitstechnik, verbundenen mit den festgelegten Maßnahmen für den Betreiber sichern. Damit muss dieses Dokument kompetent erarbeitet, vor allem aber umgesetzt (also gelebt) werden. Dies ist häufig nicht der Fall, insbesondere was die Betriebsanweisungen betrifft. Auch dies wird in der Zukunft zu intensivieren sein. Man wird sehen.
Jedenfalls ist die Sicherheitstechnik auf einem guten Weg, der aber noch weiter zu beschreiten sein wird, insbesondere auch dann, wenn zukünftig noch Wasserstoff ins Spiel kommt.

KONTAKT

Prof. Dr.-Ing. Gerhard Rettenberger
Gerhard.Rettenberger@me.com
Sachverständigenbüro R

Vergleich der Analysenmethoden für Atmungsaktivität (AT_4) und Sauerstoffaufnahmerate (OUR) zur Beurteilung der Stabilität von Komposten

Erwin Binner[1] & Ivoneta Diethart[2]
[1)] Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft, Wien, Österreich
[2)] Bio Forschung Austria, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im Vorbegutachtungsentwurf zur Kompostverordnung NEU (2022) wird vorgeschlagen, für Komposte den Stabilitätsparameter Atmungsaktivität (AT_4) einzuführen. Für die Anwendungsbereiche Hobbygartenbau bzw. Gartenbau lautet der vorgeschlagene Grenzwert AT_4 < 7 mg O_2/g TM. In anderen Ländern der EU ist zur Beurteilung der Stabilität von Komposten der Parameter Sauerstoffaufnahmerate (Oxygen Uptake Rate = OUR) verbreitet. Da AT_4 und OUR wegen der unterschiedlichen Versuchsbedingungen nicht in den jeweils anderen Parameter umgerechnet werden können, wurden am ABF-BOKU und der Bio Forschung Austria 35 Kompost- und Rottegutproben parallel auf beide Parameter untersucht. Die gefundenen Korrelationen einer Zwischenauswertung für die 28 bisher untersuchten Proben werden in dieser Publikation vorgestellt. Für eine AT_4 = 7 mg O_2/g TM (Versuchstemperatur 20 °C) ergeben sich aus den unterschiedlichen Korrelationsfunktionen (linear, logarithmisch) Werte für OUR_{30} (Versuchstemperatur 30 °C) zwischen 17 und 22 mmol/kg oTM.h.

1 VERANLASSUNG

Ein wesentliches Qualitätskriterium für Kompost ist dessen Stabilität. In Österreich wurde zu deren Abschätzung bisher der Pflanzenverträglichkeitstest (Kressetest) herangezogen (BGBl II Nr 292/2001, 2001). Diese aus dem Linzer Substarttest (Gusenleitner J., Müller, & Nimmervoll, 1982) hervorgegangene Untersuchungsmethode wurde zur Detektion toxischer Effekte von Substraten entwickelt. Depressionen im Pflanzenwachstum können jedoch sowohl durch unreifen Kompost (mangelnde Stabilität), als auch durch toxische Inhaltstoffe (Schadstoffe) verursacht werden. In der Kompostverordnung NEU soll daher ein zusätzlicher Stabilitätsparameter etabliert werden (Vorbegutachtungsentwurf, 2022).
Bei der Beurteilung der Stabilität von Material aus der mechanisch biologischen Abfallbehandlung (MBA) haben sich die Parameter Atmungsaktivität (AT_4) und Gasbildungspotential (GS_{21} bzw. GS_{21}) bewährt (BGBl II Nr 39/2008, 2008). Entsprechende Methoden wurden in der Ö-NORMEN Serie S2027 (2012) standardisiert und sind mittlerweile in vielen Österreichischen Labors Routineparameter.
Während bei Abfalldeponien das Emissionspotential unter anaeroben Milieubedingungen relevant ist, ist bei der Bewertung von Komposten aerobes Milieu heranzuziehen. Daher wurde im Vorbegutachtungsentwurf der Kompostverordnung (Vorbegutachtungsentwurf, 2022) der aerobe Parameter AT_4 als Stabilitätskriterium vorgeschlagen. Auf der Basis von Untersuchungen am ABF-BOKU wurde für den Anwendungsbereich Hobbygartenbau bzw. Gartenbau ein Grenzwert von 7 mg O_2/g TM vorgeschlagen. Von den dazu untersuchten 114 Proben (Rottegut und Komposte), überschritten lediglich 10 Proben mit kurzer Rottedauer eine AT_4 von 10 mg O_2/g TM. Der Mittelwert (incl. der Proben mit kurzer Rottedauer) lag bei 4,5 mg O_2/g TM).
Bei der Diskussion des Vorbegutachtungsentwurfes wurde seitens der Stakeholder kritisiert, dass in anderen EU-Ländern zur Beurteilung der Stabilität von Komposten der Parameter Sauerstoffaufnahmerate (Oxygen Uptake Rate = OUR) verbreitet ist. Da einerseits mit OUR in Österreich derzeit kaum Praxiserfahrungen vorliegen und sich andererseits die beiden Methoden hinsichtlich der Milieubedingungen stark unterscheiden – die Umrechnung der Ergebnisse von OUR in AT_4 ist daher nicht möglich - wurden Paralleluntersuchungen an Rottegutproben und Komposten (35

Proben mit unterschiedlicher Reaktivität) durchgeführt. Die Atmungsaktivitätsmessungen erfolgten am ABF-BOKU, die OUR-Tests wurden von der Bio Forschung Austria durchgeführt.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Verwendete Rottegut- und Kompostproben

Für die gegenständliche Untersuchung wurden Komposte aus unterschiedlichen österreichischen Kompostanlagen herangezogen. Die meisten Komposte waren gut stabilisiert und wiesen daher nur geringe Reaktivität auf. Um den Wertebereich für AT_4 und OUR entsprechend auszuweiten (nur dann können seriöse Korrelationen erstellt werden), wurden in ausgewählten Kompostanlagen zusätzlich Proben aus Mieten unterschiedlichen Rottealters (Reaktivität) entnommen und untersucht. Das Rottealter der untersuchten 35 Proben lag somit zwischen wenigen Tagen und 24 Wochen. Damit konnte ein Reaktivitätsbereich AT_4 zwischen 0,9 und 44 mg O_2/g TM bzw. bei OUR zwischen 4,6 und 50 mmol O_2/kg oTM.h abgedeckt werden.

2.2 Analysenmethode Atmungsaktivität (AT_4)

Die Atmungsaktivität (AT_4) wurde nach Teil 4 der entsprechenden Ö-NORMEN Serie (Ö-NORMEN Serie S 2027, 2012) mittels OxiTop® Systems analysiert. Wesentliche Testbedingungen sind:

- *Messprinzip:* Aerobe Mikroorganismen verbrauchen beim Abbau von organischer Substanz Sauerstoff und bilden ein gleiches Volumen an Kohlendioxid, welches an gekörntem Natronkalk absorbiert wird. Dadurch entsteht im Reaktionsgefäß ein Unterdruck, der laufend aufgezeichnet wird. Aus dem Unterdruck kann der verbrauchte Sauerstoff berechnet werden.
- Reaktionsgefäßgröße: 2,5 l
- *Versuchstemperatur 20 °C ±2 °C*
- *Feststoffmilieu*
- Probenaufbereitung: Feuchtzerkleinerung <20 mm von Rottegutproben (Komposte liegen in der Regel <20 mm vor)
- Probenstabilisierung: max. 48 Stunden im Kühlschrank (ca. 4 °C), bei längerer Dauer Tiefrieren bei -18 bis -22 °C
- *der Wassergehalt des Probenmaterials wird mittels Faustprobe optimiert*
- die Untersuchung erfolgt im Doppelansatz mit jeweils 30 bis 80 g FM (80 bis 110 ml FM)
- damit Sauerstoff für die aeroben Mikroorganismen nicht limitierend wird, muss der verbrauchte Sauerstoff regelmäßig ergänzt werden. Der Zeitpunkt des Zwischenbelüftens wird anhand des Unterdruckes (der niemals unter 100 hPa absinken sollte) definiert. Reaktive Proben müssen täglich belüftet werden, stabile Proben über die gesamte Versuchsdauer gar nicht
- die Versuchsdauer beträgt 4 Tage + lag-Phase (am ABF werden daher routinemäßig 7 Tage gewählt)
- *Auswertung:* bei Auftreten einer lag-Phase wird diese rechnerisch kompensiert. Dies geschieht am ABF-BOKU, indem über die Versuchsdauer von 7 Tagen alle möglichen 96-Stundenwerte berechnet werden. Das Maximum dieser Werte ist dann der korrigierte AT_4-Wert.
- *Angabe des Ergebnisses* als Sauerstoffverbrauch innerhalb von 96 Stunden bezogen auf die Feststoffeinwaage (mg O_2/g TM)

Vorteile AT_4:

- kein Animpfen bzw. keine Nährstoffzugabe erforderlich
- Probe muss nicht gerührt werden

Nachteile AT_4:

- Einstellen des „optimierten“ Wassergehaltes erfordert Erfahrung
- bei reaktiven Proben können lange lag-Phasen auftreten

2.3 Analysenmethode Oxygen Uptake Rate (OUR)

Die Oxygen Uptake Rate (OUR) wurde nach der entsprechenden europäischen Norm (EN 16087-1, 2020) mittels OxiTop® Systems analysiert. Wesentliche Testbedingungen sind:

- *Messprinzip:* Aerobe Mikroorganismen verbrauchen beim Abbau von organischer Substanz Sauerstoff und bilden ein gleiches Volumen an Kohlendioxid, welches an gekörntem NaOH absorbiert wird. Dadurch entsteht im Reaktionsgefäß ein Unterdruck, der laufend aufgezeichnet wird. Aus dem Unterdruck kann der verbrauchte Sauerstoff berechnet werden.
- Reaktionsgefäßgröße: 1 l
- *Versuchstemperatur 30 °C ±2 °C*
- *Flüssigmilieu:* 7 bis 20 g FM werden mit 180 ml Wasser, Nitrathemmer, Nährstoff- und Pufferlösung versetzt
- Probenaufbereitung: Absiebung <10 mm und Abtrennen von Steinen und Glas (Komposte liegen in der Regel <10 mm vor; Rottegutproben aber deutlich darüber). Bei einem Anteil der Fraktion >10 mm von mehr als 20 % darf der Test nicht angewendet werden
- Probenstabilisierung: max. 48 Stunden im Kühlschrank (ca. 4 °C), bei längerer Dauer Tiefrieren bei -18 bis -22 °C
- *es wird die originalfeuchte Probe verwendet* (keine Faustprobe erforderlich)
- die Untersuchung erfolgt im Doppelansatz mit jeweils 7 bis 20 g FM
- *die zugegebene Probe sollte etwa 2 g oTM enthalten.* Der Druckabfall während der ersten drei Tage gibt Auskunft über die Reaktivität der Probe. Beträgt der Druckabfall weniger als 20 hPa ist die Reaktivität bei OxiTop® zu gering und die Probemenge ist zu erhöhen (bis max. 20 g oTM). Liegt der Druckabfall über 50 hPa muss die Probemenge reduziert werden, damit Sauerstoff für die aeroben Mikroorganismen nicht limitierend wird
- die Versuchsdauer beträgt 7 Tage, wovon 72 Stunden als Bewertungszeitraum herangezogen werden
- *Auswertung:* der Berechnungszeitraum umfasst jenen Zeitabschnitt nach Ende der Wachstumsphase der Mikroorganismen, in dem der Druck konstant linear abfällt
- *Angabe des Ergebnisses* als Sauerstoffaufnahmerate während einer Stunde (Mittelwert aus 72 Stunden) bezogen auf den Gehalt der organischen Trockensubstanz (mmol O_2/kg oTM.h)

Vorteile OUR:

- Originalprobe (kein Anfeuchten erforderlich)
- durch Flüssigmilieu und Pufferzugabe treten kaum lag-Phasen auf
- durch Zugabe von Nährlösung und Pufferlösung liegen für alle Proben standardisierte Bedingungen vor

Nachteile OUR:

- die Wahl der „optimalen“ Probenmenge erfordert Erfahrung
- bei Rottegut schwer anwendbar (Absiebung <10 mm erforderlich)
- Nährstoff- und Pufferzugabe erforderlich

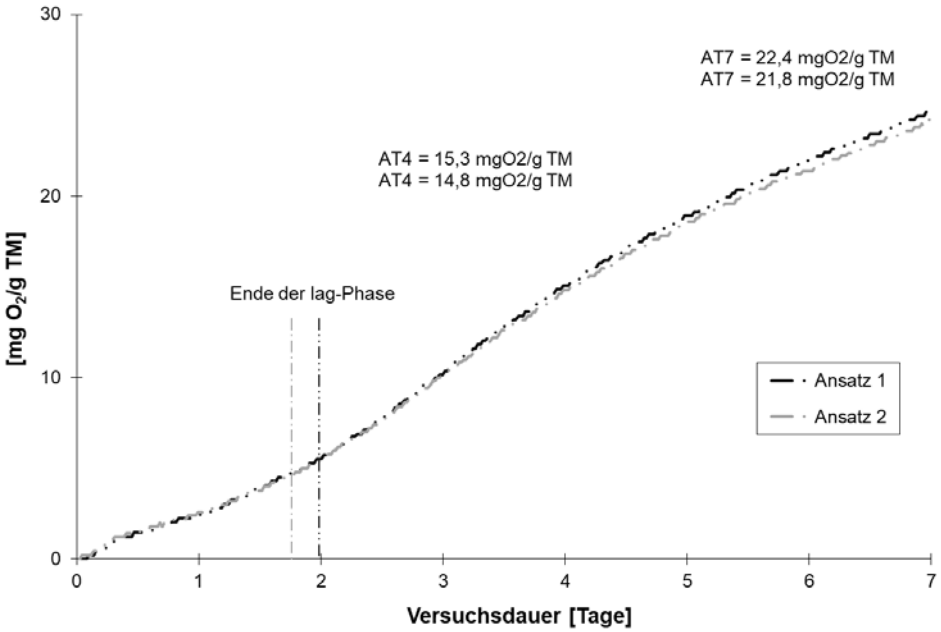


Abb. 1: Verlauf der Atmungsaktivität der Rottegutprobe 21 bei einer Versuchstemperatur von 20 °C über einen Zeitraum von 7 Tagen. Gekennzeichnet sind die Dauer der lag-Phase, sowie AT_4 und AT_7

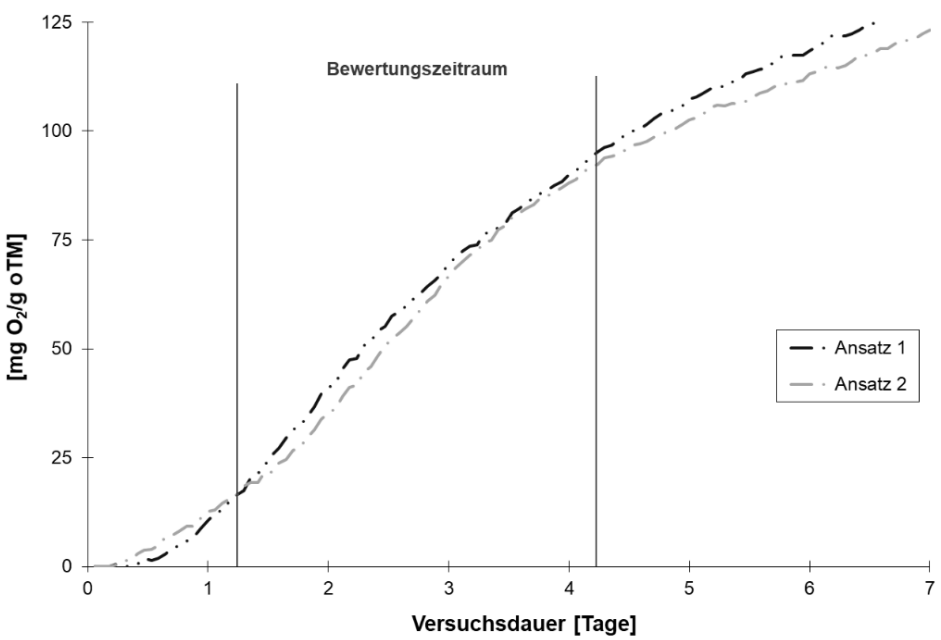


Abb. 2: Verlauf der Sauerstoffaufnahmerate der Rottegutprobe 21 bei einer Versuchstemperatur von 30 °C (OUR_{30}) über einen Zeitraum von 7 Tagen. Gekennzeichnet sind Beginn und Ende des Bewertungszeitraumes (72 Stunden). Zur besseren Vergleichbarkeit wurde OUR in mg O_2/g oTM angegeben

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Diskussion der Unterschiede zwischen den Methoden

Während AT_4 im Feststoffmilieu abläuft, wird die OUR im Flüssigmilieu durchgeführt. Im Flüssigmilieu laufen biologische Reaktionen in der Regel deutlich rascher ab als im Feststoffmilieu, was es erlaubt den Bewertungszeitraum zu verkürzen. Dies wird durch die höhere Versuchstemperatur (30 °C beim OUR gegenüber 20 °C bei AT_4) noch unterstützt (Vanhoof & Tirez, 2017). Ein weiterer Unterschied liegt in der Probenaufbereitung. Bei AT_4 wird die feuchte Originalprobe auf <20 mm zerkleinert, bei OUR wird sie auf <10 mm abgesiebt. Dies hat bei Komposten (die in der Regel <10 mm abgesiebt worden sind) kaum Einfluss auf das Ergebnis, kann sich jedoch bei Rottegut bzw. Rotteausgangsmaterial stark auswirken. Zusätzlich können durch Zugabe von Puffer- bzw. Nährstofflösung für mikrobiellen Abbau günstigere Milieubedingungen eingestellt werden (damit können lag-Phasen verkürzt werden). Nachteil ist, dass die Suspension gerührt werden muss, damit ausreichender Gasaustausch zwischen dem Probenmaterial und dem Luftraum über der Flüssigkeit stattfinden kann.
Die durch das Flüssigmilieu erfolgte Standardisierung der Methode wird von Veeken et al. (2003) als ein wesentlicher Vorteil angeführt, u.a. weil von jeder Probe die größtmögliche Oberfläche erfasst wird und der maximal veratembare Sauerstoff gemessen werden kann.
Die Milieubedingungen bei OUR entsprechen jedoch dadurch nicht jenen Bedingungen die im Boden nach der Applikation von Kompost vorliegen. Die im OUR bestimmte maximalen Sauerstoffverbrauchsrate wird unter optimierten Laborbedingungen gemessen und wird im Boden tatsächlich nicht erreicht werden. Nährstoffe sollten in einem guten Kompost ausreichend vorhanden sein. Sie liegen, bedingt durch die während der Kompostierung angestrebte Huminstoffbildung, zwar in pflanzenverfügbarer, nicht aber wasserlöslicher Form vor. Die Zugabe von direkt verfügbarer Nährlösung ändert somit auch die „natürlichen Bodenbedingungen".
Ein weiterer wesentlicher Unterschied liegt in der Probenmenge von 40 bis 80 g FM (das entspricht ca. 20 bis 40 g TM) bei AT_4 gegenüber 2,0 g oTM (das entspricht ca. 7 bis 20 g FM) bei OUR). Vorteil bei OUR ist, dass die Originalprobe direkt verwendet wird während bei AT_4 eine mittels Faustprobe auf optimierten Wassergehalt eingestellte Probe verwendet wird. Während bei AT_4 das Einstellen des Wassergehaltes entsprechende Erfahrung benötigt, braucht es bei OUR Erfahrung bei der Wahl der Einwaagemenge. Die eingewogene Feuchtmasse sollte ca. 2 g oTM betragen. Streng genommen muss daher das Ergebnis der oTM-Analyse abgewartet werden, was einige Tage „Verzögerung" bedeuten würde. Mit ausreichend Information über das beprobte Material und viel Erfahrung kann die erforderliche Einwaagemenge abgeschätzt werden (dabei besteht jedoch die Gefahr, dass bei Falscheinschätzung die Analyse wiederholt werden muss). Bei zu hoher Einwaage wird Sauerstoff limitierend (im Gegensatz zu AT_4 wird das Reaktionsgefäß zwischendurch nicht geöffnet bzw. belüftet). Im Regelfall wird bei OUR die Einwaagemenge deutlich geringer sein als bei AT_4, was besonders bei „inhomogeneren" Ausgangsmaterialproben zu größeren Abweichungen der Wiederholungsanalysen führen kann.
Diese Unterschiede sind bei der Interpretation der Messergebnisse und natürlich auch bei der Festlegung von Grenzwerten zu berücksichtigen.

3.2 Korrelationen von Analysenergebnissen der beiden Methoden

Aus den oben angeführten Gründen ist ein „Umrechnen" von OUR auf AT_4 nicht möglich. Daher wurden von ABF-BOKU und Bio Forschung Austria an 35 Komposten und Rottegutproben Paralleluntersuchungen nach beiden Methoden durchgeführt. Derzeit liegen von 28 Proben Ergebnisse nach beiden Methoden vor. Abb. 3 zeigt die OUR- und AT_4-Ergebnisse. Zu erkennen sind die durchgehend höheren Balken bei OUR im Vergleich zu AT_4 mit Ausnahme der Probe 13. 10 Proben zeigen OUR-Werte <12,5 mmol/kg oTM.h. (bei der AT_4 lagen 9 der 28 Komposten im „sehr stabilen Bereich" von <2 mgO_2 g TM).

Vanhoof & Tirez (2017) geben für sehr stabile Komposte (Temperatur im Selbsterhitzungstest <30 °C) eine OUR_{30} (bestimmt bei Versuchstemperatur 30 °C) von <12,5 mmol/kg oTM.h an. Für stabile Komposte (Hauptrotte abgeschlossen (Temperatur im Selbsterhitzungsversuch < 40 °C) geben die Autoren 12,5 bis 25 mmol/kg oTM.h an. Bei 20 °C Versuchstemperatur betragen die Bereiche OUR_{20} <5 bzw. 5 bis 10 mmol/kg oTM.h. Die stabilsten Komposte von 84 analysierten Proben lagen bei OUR_{20} = 2,4 mmol/kg oTM.h, was einer OUR_{30} von 6 mmol/kg oTM.h entspricht.

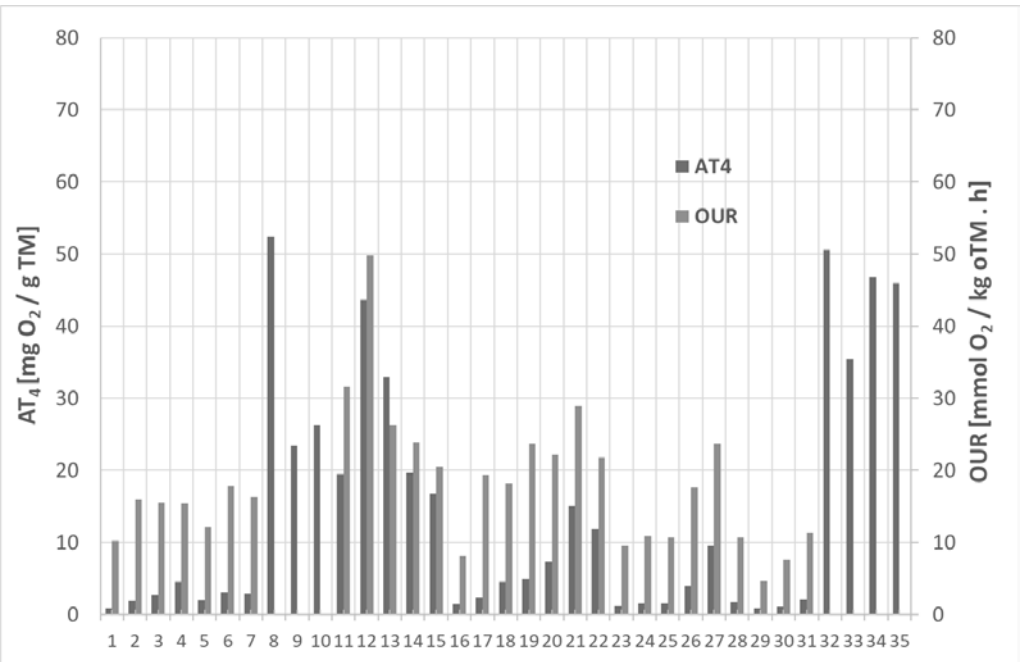


Abb. 3: Darstellung von OUR (helle Balken) auf AT_4 (dunkle Balken) der 35 untersuchten Kompost und Rottegutproben (von den 35 Proben wurden bisher 28 auch auf OUR analysiert)

Abb. 4 zeigt die Korrelation von 28 bisher auf AT_4 und OUR analysierten Kompost- und Rottegutproben. Bild A zeigt die am „besten" passende lineare nicht durch den Nullpunkt gehende Korrelation (R^2 = 0,7593). Im oberen Reaktionsbereich liegen derzeit erst 2 Parallelanalysen vor. Eine davon ist die oben (Abb. 3) erwähnte Probe 13, die nochmals überprüft werden muss. Lässt man diesen Wert bei der Korrelationsberechnung unberücksichtigt, wird die Trendlinie steiler; R^2 erhöht sich auf 0,8248. Da noch 4 hochreaktive Proben in der Bewertung fehlen, kann diese Unsicherheit bis zur Recy & DepoTech beseitigt werden.
Bild B zeigt die eigentlich erwartete lineare Korrelation durch den Nullpunkt. R^2 liegt bei lediglich -0,325 (bei Ausscheiden der Probe 13 ist R^2 = -0,183). Hier zeigt sich, dass bei AT_4 gering reaktive Proben (AT_4 = 0,9 bis 2 mg O_2/g TM) immer noch OUR-Werte um 10 mmol/kg oTM.h (der Minimalwert liegt bei 4,6) aufweisen. Veeken, et al. (2007) beschreiben das als positiv, da im gering reaktiven Bereich dadurch Komposte noch weiter differenziert werden können. Das mag zum einen daran liegen, dass die Werte auf organische Trockenmasse bezogen werden (mit abnehmender Reaktivität sinkt die organische Trockenmasse). Dadurch „erhöhen" sich auf oTM bezogene Werte gegenüber auf TM bezogene deutlich. Bei sehr guter Kompostqualität (starke Huminstoffbildung) verbleibt ein hoher Gehalt an sehr gut stabilisierter organischer Substanz, was zu einer deutlichen geringeren Erhöhung der auf oTM bezogenen Werte führt. Andererseits kann auch die Zugabe der Lösung leicht verfügbarer Nährstoffe einen neuerlichen Abbauschub bewirken.

Die in Bild C berechnete logarithmische Trendlinie weist den höchsten Bestimmungsgrad aller gewählter Funktionen auf (R^2 = 0,7919). Hier weichen besonders reaktive Materialien stark von der Trendlinie ab. Läßt man die „unsichere“ Probe 13 unberücksichtigt erhöht sich R_2 auf 0,8108; die stark reaktive Probe 12 liegt in beiden Fällen weitab der Korrelationsgeraden. Die 4 noch nicht analysierten sehr reaktiven Proben werden auch hier Klarheit schaffen.
Eine Zusammenfassung der unterschiedlichen Korrelationsannahmen, Trendlinienfunktionen und Bestimmtheitsmaße sind in Tab. 1 dargestellt.

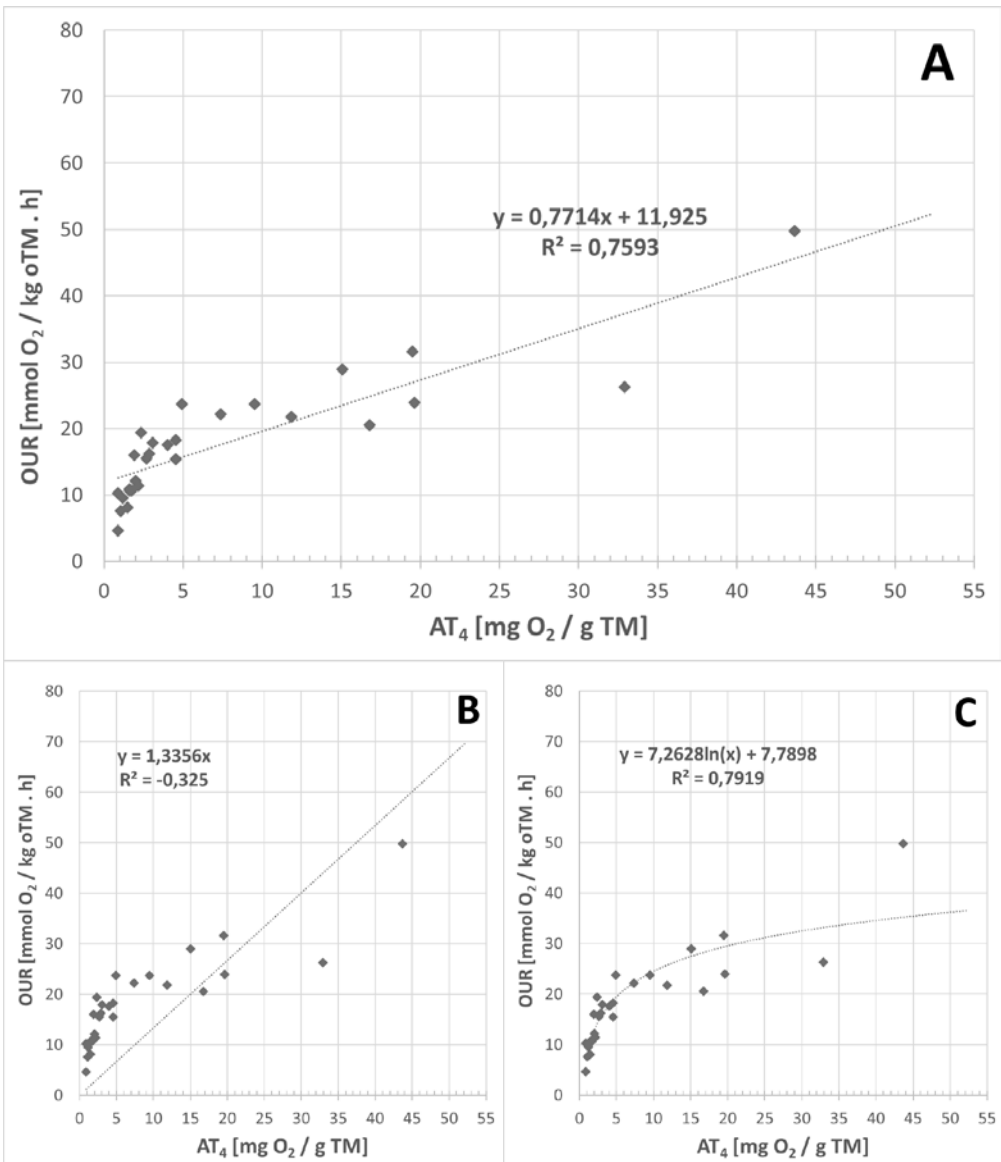


Abb. 4: Korrelation zwischen AT_4 und OUR_{30} von 28 parallel untersuchten Kompost- und Rottegutproben. Bild A zeigt eine lineare Korrelation, B eine lineare Korrelation durch den Nullpunkt und C eine logarithmische Korrelation

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Ergebnisse der am ABF-BOKU und der Bio Forschung Austria durchgeführten Paralleluntersuchungen an 28 Kompost- und Rottegutproben auf OUR_{30} und AT_4 zeigen gute Korrelationen. Diese Korrelationen müssen allerdings noch durch weitere Proben mit hoher Reaktivität abgesichert werden. Für den vorgeschlagenen Grenzwert für AT_4 <7 mgO_2/g TM der Österreichischen Kompostverordnung (Vorbegutachtungsentwurf, 2022) ergibt sich aus den berechneten Korrelationen für OUR_{30} ein Bereich von (9,3) 17,3 bis 22,8 mmol/kg oTM.h (Tab. 1).

Tab. 1: Abschätzung des einem AT_4-Grenzwert von 7 mg O_2/g TM entsprechende Grenzwert für OUR_{30}. Mit 28 parallel untersuchten Kompost- und Rottegutproben wurden Korrelationen für unterschiedliche Trendlinienfunktionen durchgeführt

Trendlinienfunktion	Grenzwert für AT_4 [mg O_2/g TM]	Grenzwert für OUR_{30} [mmol/kg oTM.h]	Funktion y =	R^2
linear	7,0	17,3	0,771x+11,925	0,7593
linear ohne Probe 13	7,0	17,7	0,897x+11,456	0,8248
linear durch Nullpunkt	7,0	9,3	1,3356x	-0,325
logarithmisch	7,0	22,2	7,263ln(x)+7,790	0,7919
logarithmisch ohne Probe 13	7,0	22,8	7,760ln(x)+7,382	0,8108

LITERATURVERZEICHNIS

BGBl II Nr 292/2001. (2001) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompostverordnung). Wien, Österreich.

BGBl II Nr 39/2008. (2008) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008). Wien, Österreich.

EN 16087-1. (2020) *Bodenverbesserungsmittel und Substrate — Bestimmung der aeroben biologischen Abbaurate organischer Substanz — Teil 1: Sauerstoffaufname (OUR).*

Gusenleitner J., Müller, H., & Nimmervoll, W. (1982). Linzer Substrattest. *Journal für Bodenkultur, Heft 6*, S. 305-315.

Ö-NORM S 2023. (2023) *Kompost - Untersuchungsmethoden*. Wien, Österreich: Austrian Standards Institut.

Ö-NORMEN Serie S 2027. (2012) Beurteilung von Abfällen aus der mechanisch-biologischen Behandlung – Teil 1 bis 4. Wien, Österreich: Austrian Standards Institute.

Vanhoof, C., & Tirez, K. (2017) *Influence of the incubation temperature on the biological activity of soil improvers I using the respirometric method.* Final report accomplished by authority of the Public Waste Agency of Flanders (OVAM) – 2017/SCT/R/0858.

Veeken, A. H., De Wilde, V., Hamelers, H. V., Moolenaar, S. W., & Postma, R. (2003) *OxiTop measuring system for standardised determination of the respiration rate and N-mineralisation rate of organic matter in waste material, compost and soil.* Department of Environmental Technology, Wageningen University & NMI.

Veeken, A., Blok, W., Molenaar, S., & Grigatti, M. (2007) Standardized determination and classification of compost organic matter stability. *Proceedings of the 2nd BOKU Waste Conference* (S. 16-19). Wien: Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur.

Vorbegutachtungsentwurf. (2022) *Entwurf für die Begutachtung der Verordnung der Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie über Qualitätsanforderungen an Komposte und Komposterden aus Abfällen.* Wien.

Systematische Betrachtung der Altholzaufbereitung auf Basis einer CO_2-Bilanzierung von ausgewählten Prozessen

Claudia Hofbauer[1]
[1)] Komptech GmbH, Frohnleiten, Österreich

KURZFASSUNG: In diesem Beitrag wurde eine CO_2-Bilanzierung des Aufbereitungsprozesses von Altholz als Vorbereitung für die stoffliche oder thermische Verwertung in Österreich auf Grundlage von Literaturauswertungen, einer Marktanalyse und qualitativen Interviews erstellt. Für die Auswertung der ermittelten Daten zweier repräsentativer Betriebe in Österreich und die Erstellung der Bilanz wurde die Methode des Greenhouse-Gas-Protocols (GHG-Protocol) gewählt. Bilanziert wurde eine Tonne Altholzabfall, der nach der RHV (Recyclingholzverordnung) (BGBl. II Nr. 178/2018 i. d. F.) für die stoffliche Verwertung geeignet ist. Bei den Aufbereitungsbetrieben zeigt sich, dass die CO_{2eq}-Emissionen aus der Maschinenkombination Zerkleinerer und Siebmaschine mit elektrischem Antrieb geringer sind als bei der dieselbetriebenen Variante mit einem Vor- und Nachzerkleinerer. Ein signifikantes Einsparungspotenzial an Treibhausgasemissionen ergibt sich beim Vorzug der stofflichen Verwertung gegenüber der thermischen Verwertung.

1 EINLEITUNG

Österreichs Fläche ist zu rund 47,6 % mit Wald bedeckt und bietet somit ein großes Rohstoffpotenzial an Holz. Am Ende der Produktwertschöpfungskette wird Holz zu Abfall. Mit der Recyclingholzverordnung und deren Novellierungen (BGBl. II Nr. 178/2018; BGBl. II Nr. 495/2020), wurde somit dem Aufkommen von rund 1,2 Mt Holzabfall Rechnung getragen und nicht nur Qualitätsstandards für das Recycling von Altholz geschaffen, sondern auch ein Recyclinggebot für stofflich verwertbares Altholz, sofern es den aufgelisteten Abfallschlüsseln des Anhang 1 der RHV (Recyclingholzverordnung) (§ 4 RHV i. V. m. Anhang 1) entspricht, verabschiedet (Umweltbundesamt 2023).
In Holz ist Kohlendioxid (CO_2) natürlich gebunden. Durch die stoffliche und energetische Verwendung wird dieses freigesetzt. Da CO_2 zu den Treibhausgasen (THG) zählt, verdient die Einsparung solcher Emissionen mit zeitgleicher Ressourcenschonung von Wäldern, eine detaillierte Betrachtung. Es ist nun die Frage interessant, wie hoch sich das quantitative Einsparpotenzial von CO_2 pro Tonne Altholz gestaltet, wenn dieses nicht thermisch verwertet, sondern weiteren Produktzyklen zugeführt werden bzw. wenn durch den Verbleib in der Produktverwendungskette keine Primärressourcen geerntet werden müssen.
Für Bilanzierungen ist es essentiell, dass sie nachvollziehbar und vergleichbar sind. Um diese Kriterien zu erfüllen, wird die international anerkannte Methode des Greenhouse-Gas-Protocols (GHG-Protocol) zur Bilanzierung angewandt. Als Grundlage für die CO_2-Bilanzierung wurden zwei repräsentative Betriebe in Österreich ausgewählt, mit den Betriebsinhabern Experteninterviews durchgeführt und somit ein detaillierter Einblick in die Branche der Altholzaufbereitung gewonnen.
Die Erkenntnisse und Daten aus den Experteninterviews werden für die Aufbereitungsprozessberechnung herangezogen. Sie dienen auch als Grundlage für die Annahmen zur Emissionsberechnung des logistischen Aufwandes und des Verbrennungsprozesses. Für die stoffliche Verwertung in Form einer Spanplattenherstellung mit einem für Österreich üblichen Altholzanteil von 80 % des Holzrohstoffes werden belastbare Daten von VHI (Verband der Deutschen Holzwerkstoffindustrie 2012) als Grundlage verwendet.
Diese Arbeit ist derart eingegrenzt, dass der reine Aufbereitungsprozess der verarbeitenden Betriebe bilanziert ist. Im Konkreten bedeutet dies von der Anlieferung des Altholzabfalls an den

Betriebsstätten über die Manipulation bis zum erzeugten Recyclingmaterial mit einer Spangröße von P16s – P63 nach ISO 17225 (ÖNORM 2021).
Die CO_2-Äquivalente (CO_{2eq}), die in dieser Arbeit verwendet werden, beinhalten auch die Vorkette und die dadurch verursachten Emissionen. Für die Berechnungen wird eine Tonne Altholz und als Bezug das Geschäftsjahr 2022 ausgewählt. Dabei wird von 250 Werktagen ausgegangen. Hier ist als Grenze je Betrieb immer nur ein Standort gewählt, an dem der gesamte Aufbereitungsprozess durchgeführt wird.
Da diese Arbeit für die Berechnung der anfallenden THG im Aufbereitungsprozess für Altholz dient, werden nur Scope 1 - Direkte Treibhausgasmissionen (aus Quellen, die dem Unternehmen gehören oder von ihm kontrolliert werden) und Scope 2 - Indirekte Treibhausgasemissionen (Treibhausgasemissionen aus der Erzeugung des von Unternehmen verbrauchten eingekauften Stroms) berücksichtigt (Greenhouse Gas Protocol 2004).

2 BERECHNUNGEN ZU AUSGEWÄHLTEN BETRIEBEN

Aus den Interviews mit den Experten hat sich herauskristallisiert, dass der Aufbereitungsprozess von Altholz für die stoffliche oder thermische Verwertung keine signifikanten Unterschiede im Energieverbrauch in sich birgt und somit ein Prozess für beide Verwertungsstufen gilt.

2.1 Betrieb 1

Hier werden 28.000 t zu 80 – 85 % für die stoffliche Verwertung und der Rest für die thermische Verwertung aufbereitet. Das angelieferte Material wird zuerst qualifiziert und sortiert, zerkleinert und von Metallen getrennt. Die Beschickung des elektrisch betriebenen Zweiwellenzerkleinerers erfolgt mit einem Elektrobagger. Die Metallfraktion wird von der Holzfraktion nach dem Zerkleinerungsprozess mit einem Überbandmagnet abgetrennt, welcher von dem Zerkleinerer mit Energie versorgt wird. Das Material fällt auf ein Sieb und die fertige Fraktion wird über Rohrfördersysteme ohne energetischen Aufwand zum thermischen Verwerter oder zum Zwischenlager transportiert. Für den gesamten Aufbereitungsprozess am Betrieb werden (bei einem Durchsatz von 65 t – 70 t/h) 8,01 kWh Strom je Tonne Altholz verbraucht. Diese Informationen stammen von dem jeweiligen Betriebsleiter.
Für die Berechnungen der CO_2-Bilanz in der Aufbereitung des Betriebs 1 kommen ausschließlich Emissionen aus Scope 2 zum Tragen, da die Maschinen mit elektrischer Energie angetrieben werden. Die Motorleistung des Zerkleinerers ist mit 280 kW, der Siebmaschine mit 22 kW und des Umschlagbaggers bzw. des Radladers mit 230 kW Motorleistung angegeben.
Zur Emissionsberechnung wird als erstes die durchschnittliche Leistung (hier wurde eine Teillast von 75 % angenommen) der Maschinen berechnet (1), danach mit dem Durchsatz pro Stunde multipliziert und dieser Energieverbrauch pro Tonne umgerechnet. Danach wird der Stromverbrauch mit den THG-Emissionen pro kW/h verrechnet, um die Jahresemissionen und die CO_{2eq}-Emissionen pro Jahr wie auch pro Tonne zu erhalten.

$$P\,[W] = U\,[V] \cdot I\,[A] \cdot \cos\varphi \cdot \sqrt{3} \qquad (1)$$

$$P_{Zerkleinerer} = 400\ V \cdot 488\ A \cdot 0{,}83 \cdot \sqrt{3} = 280\ kW \text{ - Teillast } 75\ \%$$

Die weiteren Maschinen in der Aufbereitungskette wurden nach demselben Prinzip berechnet und lieferten eine Summe von **P = 532 kW**, was zu einem Energieverbrauch von E = 532 kWh und einem Stromverbrauch je Tonne von $\mathbf{E_t = 7{,}6 - 8{,}2\ kWh/t_{Altholz}}$ führt (Hofbauer 2023).
Die Ergebnisse decken sich mit der Angabe des Betreibers von 8,01 kWh/$t_{Altholz}$. Um einen möglichst realen Wert für die Endberechnungen zu haben, wird mit den Angaben des Betreibers weitergerechnet. Als Strombezieher von „grüner Strom“ ist eine CO_{2eq}-Emission von 14 g/kWh zu erwarten (Umweltbundesamt 2022).

Der größte Anteil der CO_{2eq}-Emissionen (**0,00011 t CO_{2eq}/$t_{Altholz}$**) wird in dieser Maschinenkombination von der Zerkleinerungsmaschine mit der höchsten Motorleistung verursacht. Mit unterschiedlichen Stromanbietern ergeben sich folgende Ergebnisse, die unten dargestellt sind.

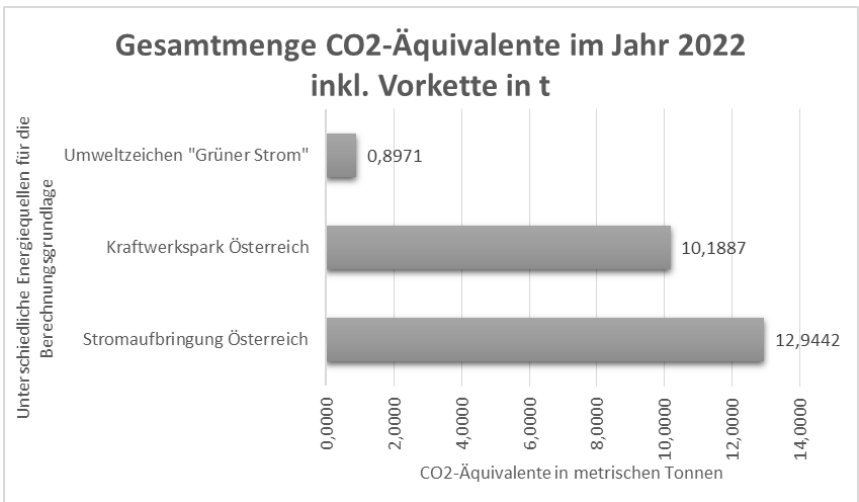


Abb. 1: Gesamtmenge an CO_{2eq} im Jahr 2022 in t

2.2 Betrieb 2

Der Betrieb 2 bereitet jährlich rund 8.000 t für die stoffliche und 3.000 t für die thermische Verwertung auf. Für die Aufbereitung werden ein Zweiwellenzerkleinerer zum Vorbrechen, ein Schnellläufer für die Nachzerkleinerung, sowie ein Radlader und Umschlagbagger verwendet. Die verbrauchte Jahresmenge an Diesel beläuft sich auf je 34.000 l für die Zerkleinerungsmaschinen und 17.000 l Diesel für die Materialmanipulation. Diese Informationen stammen von dem jeweiligen Betriebsleiter.
Für die CO_{2eq}-Bilanzierung fallen hier nur Emissionen aus Scope 1 an. Zur Emissionsberechnung werden die Dieselmengen in das Tool „Transport_Tool_v2_6“ eingegeben. Als Emissionsfaktoren werden zwei von GGP vorgeschlagene Faktoren („On-Road Diesel Fuel“ und „Diesel UK“) verwendet (Greenhouse Gas Protocol 2009). Als Repräsentation der österreichischen Verhältnisse wurden die Werte „Diesel Österreich“ und „Diesel Österreich inkl. indirekten Emissionen“ ausgewählt (Umweltbundesamt 2022).

Tab. 1: Gesamt-THG-Emissionen, CO_2 in metrische Tonnen CO_{2eq} im Jahr 202 des Betriebs 2

Quelle	Aktivitätsdaten		Gesamt-THG-Emissionen, ohne Biokraftstoff CO2 (metrische Tonnen CO2eq)				
	Treibstoff menge	Einheit	Straße - Dieselkraft stoff	Diesel Österreich	Diesel Österreich inkl. indirekt	Diesel UK	Mittelwert
Vorzerkleinerer	34000	Liter	90,995	85,643	106,420	90,743	93,451
Nachzerkleinerer	34000	Liter	90,995	85,643	106,420	90,743	93,451
Radlader	9000	Liter	24,087	22,670	28,170	24,020	24,737
Umschlagbagger	8000	Liter	21,411	20,151	25,040	21,351	21,988
SUMME	**85000**	**Liter**	**227,488**	**214,109**	**266,050**	**226,859**	**233,626**

Da die erhaltenen Ergebnisse nicht erheblich voneinander abweichen, wird für die weiteren Darstellungen und Ergebnisse vom Mittelwert von **0,0212t CO_{2eq}/$t_{Altholz}$** ausgegangen.

2.3 Erweiterte Prozesskette

Da es keine genauen Daten zu den Transportentfernungen gibt und ein großer Teil des Altholzabfalls direkt am Entstehungsort gesammelt wird, ist die Entfernung zur Abfallaufbereitung sehr unterschiedlich. Somit können lediglich Annahmen getroffen werden. Nach den Berechnungen ergibt sich ein summierter CO_{2eq}-Emissionswert für die Anlieferung des Holzes zu den Aufbereitungsbetrieben und dem Transport des behandelten Materials an die weiterverarbeitenden Betriebe von 0,122 t CO_{2eq}/$t_{Altholz}$ (Hofbauer 2023).
In Österreich ist Altholzdeponierung verboten, weswegen zur Zersetzung keine belastbaren Literaturquellen gefunden werden konnten. Es wird angenommen, dass die Menge des gebundenen CO_2, die in die Atmosphäre emittiert, derjenigen entspricht, welche während des Wachstums des Baumes assimiliert wurde. Im Gegensatz zur relativ feuchten Biomasse wird bei Altholz unterstellt, dass es zu keinerlei anaeroben Gärungsprozessen kommt. Die Emissionen werden mit 1,468 t CO_{2eq}/$t_{Altholz}$ angenommen (Hofbauer 2023).
Ausgehend von einer vollständigen Verbrennung, wird (deshalb hier CO_2 = CO_{2eq}), werden für die Verbrennung 1,468 t CO_2 je Tonne verbranntem Altholz und 0,049 t CO_{2eq} für die bereitgestellte Energie für den Verbrennungsofen angenommen (Umweltbundesamt 2022). Das ergibt eine Summe der Emissionen für die Verbrennung von 1,517 t CO_{2eq} pro t verbranntem Altholzabfall.
Für die weiteren Szenarien wird auf die CO_2-Werte aus der Literatur der Spanplattenproduzenten zurückgegriffen. Der Verband der Deutschen Holzwerkstoffindustrie hat - unter dem Einsatz von 20 % Altholz - für seine Spanplatten mit einer mittleren Dichte von 636 kg/m³ eine THG-Emission für die Herstellung von 174 kg CO_{2eq}/m³ ermittelt. Umgerechnet auf 1 t Holz werden also 0,273 t CO_{2eq} freigesetzt. Es ist davon auszugehen, dass für die Trocknung von Altholz weniger Energie aufgebracht werden muss (Verband der Deutschen Holzwerkstoffindustrie 2012).

2.4 Ergebnisse und Analyse

Die Ergebnisse der Berechnung für die Aufbereitung machen deutlich, dass ein wesentlicher Faktor für die GHG-Emissionen die Energiequelle für die Maschinen darstellt. Während Betrieb 1 mit Strom „Umweltzeichen `Grüner Strom´“ 0,8971 t CO_{2eq}/$t_{Altholz}$ emittiert, wären es bei einem alternativen Stromanbieter wie „Kraftwerkspart Österreich“ die 11-fache und bei „Stromaufbringung Österreich“ die 14-fache Menge an CO_{2eq}.
Mit dem Konzept des Betriebs 2 - zwei Zerkleinerungsmaschinen hintereinander zu schalten, wird pro Tonne eine höhere Menge an CO_{2eq}-Emissionen ausgestoßen, da beide Maschinen im Vergleich zur Siebmaschine stärkere Motoren mit mehr Leistung verbaut haben.
Werden für die thermische Verwertung alle notwendigen Arbeitsschritte und die daraus entstehenden CO_{2eq}-Emissionen aufsummiert, lässt sich erkennen, dass die Emissionen aus der Aufbereitung einen geringen Teil ausmachen. Der zweitgrößte Anteil wird durch den Logistikaufwand verursacht, während der größte Anteil an CO_{2eq}-Emissionen bei der Verbrennung selbst emittiert wird. In Zahlen ausgedrückt ergibt die CO_2-Bilanz 1,65 t CO_{2eq} mit elektrisch betriebenen Maschinen und 1,66 t CO_{2eq} mit dieselbetriebenen Maschinen.
Für die stoffliche Verwertung sowie für die thermische zeigt sich, dass der Aufbereitungsprozess den geringsten Teil an CO_{2eq}-Emissionen verursacht. Durch den Verbleib des Kohlenstoffes vom Altholz zur Spanplatte sind die Emissionen mit 0,41 t CO_{2eq} für die elektrische Aufbereitung und 0,43 t CO_{2eq} für die Aufbereitung mit Diesel geringer als bei der Verbrennung.
Bei der Gegenüberstellung der zwei Verwertungsmethoden und der Deponierung ist zu beachten, dass bei der thermischen Verwertung durch die Nutzung der gewonnenen Energie (fossile) Brennstoffe substituiert werden können.

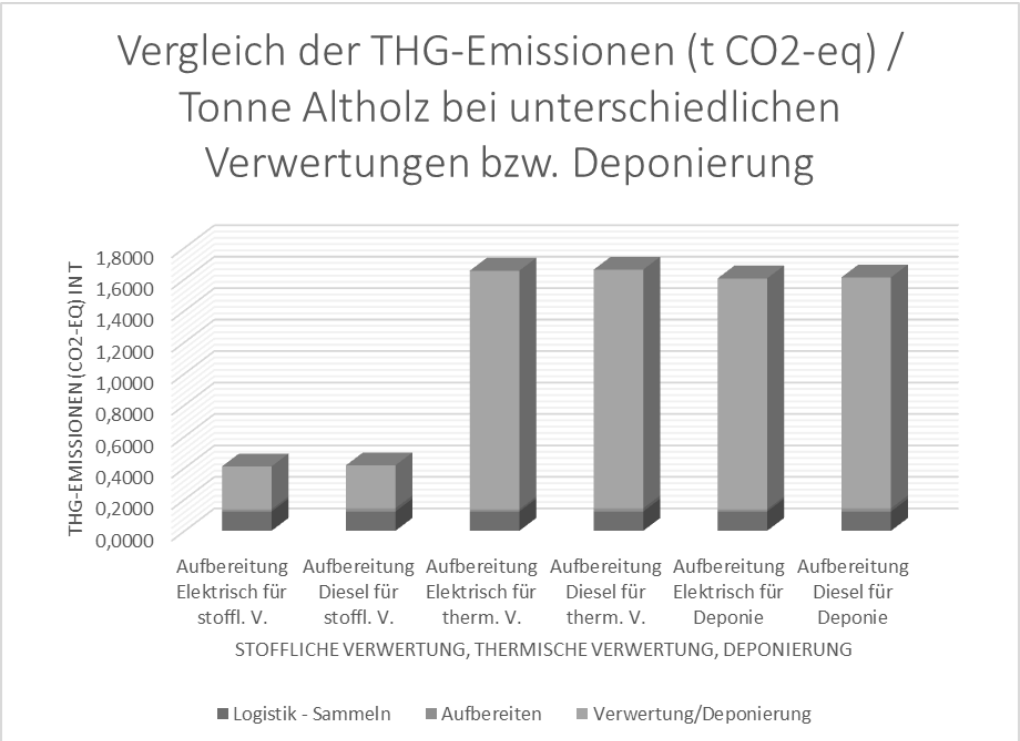


Abb. 2: Vergleich der THG-Emissionen (t CO_{2eq}) je Tonne Altholz bei unterschiedlichen Verwertungen bzw. Deponierung; Quelle: Eigene Darstellung

In Abbildung 2 kann man erkennen, dass die stoffliche Verwertung kurzfristig die geringsten CO_{2eq}-Emissionen verursacht. Die Einsparung gegenüber der thermischen Verwertung ist **1,24 t CO_{2eq}/$t_{Altholz}$** und gegenüber einer Deponierung **1,2 t CO_{2eq}/$t_{Altholz}$.**

2.5 Systemerweiterung Österreich

Erweitert man die funktionelle Einheit von einer Tonne Altholz auf den gesamten stofflich verwertbaren Holzabfall in Österreich im Jahr 2020 und impliziert, dass dieser zu 100 % stofflich verwertet wird, wäre das Einsparungspotenzial somit **1,4 Mt CO_{2eq}**. Das Deponieverbot hat bereits eine theoretische Einsparung von **1,36 Mt CO_{2eq}** gebracht (Hofbauer 2023).

2.6 Systemerweiterung Europa

Die Bewirtschaftung von Holzabfällen ist europaweit unterschiedlich entwickelt. Ein Deponierungsverbot ist nicht in sämtlichen EU-Mitgliedstaaten verankert. Insgesamt wurden 2014 von den EU-27 Staaten rund 60 Mt Holzabfall produziert. Davon kann, wie bereits oben beschrieben, nicht die gesamte Menge der stofflichen Verwertung zugeführt werden (European Commission 2018). Das theoretische Einsparungspotenzial durch die stoffliche Verwertung beläuft sich gegenüber der thermischen Verwertung auf rund **58 Mt CO_{2eq}** und gegenüber der Deponierung **56 Mt CO_{2eq}** pro Jahr (European Commission 2018).

3 DISKUSSION DER ERGEBNISSE

Österreich nimmt neben weiteren Staaten eine Vorreiterrolle bei der stofflichen Verwertung von Altholz ein. Resultierend aus den Berechnungen wurde das Einsparpotenzial in der EU aufgezeigt. Dies beläuft sich gegenüber der thermischen Verwertung auf rund 58 Mt CO_{2eq} pro Jahr. Diese Einsparung kann nur erreicht werden, wenn die Wälder zeitgleich nachhaltig bewirtschaftet und die natürlichen Ressourcen geschont werden. In einigen Ländern der EU sowie auch global gibt es noch kein Deponierungsverbot für Altholz. Würde das geeignete Altholz stofflich verwertet werden, könnte eine EU-weite Einsparung gegenüber der Deponierung von 56 Mt CO_{2eq} pro Jahr erzielt werden.
Setzt man bei der Altholzverwertung zuerst so oft wie möglich die stoffliche Methode an und am Ende der Verwertbarkeit die Verbrennung, kann man die Freisetzung von CO_2 aus dem Rohstoff Holz im besten Fall um 100 Jahre verzögern, was der Lebensdauer eines Baumes bis zur Erntereife entspricht. Somit könnte man zusätzliches CO_2 aus der Atmosphäre ziehen.
Um die Klimaziele der EU bis 2050 zu erreichen, werden viele Schritte notwendig sein, die Treibhausgase zu reduzieren. Durch den Aufbereitungsprozess als Grundlage für die vermehrte und wiederholte stoffliche Verwertung von Altholz kann einen wesentlichen Betrag leisten, CO_2 langfristig zu binden und mit der anschließenden thermischen Verwertung die Substitution fossiler Brennstoffe voranzutreiben. Durch die Berechnungen konnte gezeigt werden, wie hoch die Einsparung durch die stoffliche Verwertung in Österreich ist und welches Potenzial in der EU vorhanden wäre.

LITERATURVERZEICHNIS

European Commission. (2018). *European wood waste statistics report for recipient and model regions*. Abgerufen am 03. 07 2023 von https://ec.europa.eu/research/participants/documents/downloadPublic?documentIds=080166e5bf1792ce&appId=PPGMS

Greenhouse Gas Protocol. (2004). *Corporate Standard*. Abgerufen am 01. 12 2022 von https://ghgprotocol.org/corporate-standard

Greenhouse Gas Protocol. (2009). Mobile Combustion GHG Emissions Calculation Tool, Version 2.6.

Hofbauer, C. (2023). *Systematische Betrachtung der Altholzaufbereitung auf Basis einer CO2-Bilanzierung von ausgewählten Prozessen*. Koblenz: Masterthesis: Universität Koblenz.

ÖNORM. (2021). EN ISO 17225-1 Biogene Festbrennstoffe - Brennstoffspezifiakationen und -klassen, Teil 1: Allgemeine Anforderungen. Wien, Österreich: Austrian Standards International.

Umweltbundesamt. (2022*). Berechnung von Treibhausgas (THG)-Emissionen verschiedener Energieträger*. Abgerufen am 14. 03 2023 von https://secure.umweltbundesamt.at/co2mon/co2mon.html

Umweltbundesamt. (2023). *Umweltthemen, Abfall, Aufkommen, Daten & Zahlen - Grafiken*. Abgerufen am 13. 12 2022 von https://secure.umweltbundesamt.at/edm_portal/cms.do?get=/portal/informationen/daten-zahlen-grafiken.main

VHI Verband der Deutschen Holzwerkstoffindustrie. (2012). *Spanplatten Umweltproduktdeklaration nach ISO 14025*. Abgerufen am 05. 07 2023 von https://www.baubook.at/m/Daten/Bilder/Infos/k2_k2_k3_Spanplatten_Umweltproduktdeklaration_.pdf

KONTAKT

Claudia Hofbauer, BA MSc
claudia_hofbauer@gmx.at

Comparing the movement of three different types of microplastic in a simulated agricultural environment dependent on soil slope and rain intensity

Poroshat Haddadi[1], Agnes Tekle-Röttering[1], Thomas Brümmer[1], Jörg Meyer[2] & Ralf Holzhauer [1]

[1)] Westfälische Hochschule University of Applied Sciences Gelsenkirchen Bocholt Recklinghausen, Department of Mechanical Engineering, Environmental Engineering and Building Technologies, Gelsenkirchen, Germany

[2)] Hamm-Lippstadt University of Applied Sciences, Department of Photonics and Materials Science, Hamm, Germany

ABSTRACT: Compost is known as a potential source of microparticles of plastic (MP) transport into agricultural soil, with impurities originating from biowaste. This study focused on the fate and movement of MP after their distribution on the soil surface. Two most applicable polymers—low-density polyethylene (LDPE), polyethylene terephthalate (PET), and multilayer polymer packaging consisting of PE, PET, and polyurethane adhesive—were selected. To investigate the movement of MP, polymers in the size range of 600 µm were added to the soil surface in a test bench under conditions of soil slope of 5˚ and rain intensity of 264 L ha^{-1} s^{-1}. After artificial rainfall, the number of MP washed from the soil in each test was determined using Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR) microscopy iN10. The results indicated that MP from PE can be transported by rain more easily compared to the other two polymers.

1 INTRODUCTION

Managing limited raw materials and resources while reducing waste—including solid, liquid, and gas—is crucial for approaching a circular economy. Applying the circular model to recycle and recover waste for reuse and redesign is achievable through effective waste management. Applying the models of recycling and recovering waste for reuse or redesign to minimize waste is achievable through effective waste management. Biodegradable waste (biowaste), as one sort of waste, can be recycled to produce compost as fertilizer or recovered as energy. Recycling biowaste into compost and using it to improve soil addresses the problems of leachate and methane gas emissions in landfills (BMUV 2023).

However, mixing biowaste with other waste like plastic, glass, and metal makes the treatment and separation of these impurities essential to produce high-quality compost that can improve soil fertility. Although separation processes for removing impurities from biowaste are applied, micro and macro-sized polymer particles have been found in the final compost product available on the market (Brusselaers & Van der Linden 2020, Weithmann et al. 2018). Using these composts containing polymers of different sizes in agricultural fields can become permanent pollution for soil and bring problems such as adsorption of heavy metals and persistent organic pollutants, degradation of polymers, and releasing additives (Braun et al. 2021). Since MP range in size from 5 mm to 1 µm, they can be delivered by wind, rain, and other means to aquatic ecosystems. This character of MP leads to be known as permanent pollution for our environment (Huerta Lwanga et al. 2022). Research on MP began with aquatic ecosystems and recently it has focused on MP in terrestrial ecosystems.

Unfortunately, there are few specific studies investigating the movement of MPs from the soil surface to deeper layers or their washing off the surface by precipitation to reach lakes, rivers, and other bodies of water (Rehm et al. 2021; Umweltbundesamtd 2022). In this study examined the movement of various MP from the soil surface by applying an artificial rain system to explore possibilities for preventing MP contamination. To study the movement of MP and reveal their

transportation behavior in soil, a novel test bench was constructed. In this test bench, environmental conditions such as rain, sunlight, and soil slope were simulated.
A detailed description of this test bench can be found in Haddadi et al. (2021). This test bench includes two cylinders with a height of 150 cm. One third of each cylinder was submerged in a bucket full of water to simulate groundwater. The cylinders have two outlets, one at the top and one in the middle, along with a rain system and a light to simulate sunlight. The movement of low-density polyethylene free of any additives (LDPE) with a particle size of 600 µm was investigated (Haddadi et al. 2024). It was found that increasing rain intensity and soil slope resulted in more MP being washed off the soil surface. This study also analyzed the movement of particles of two other polymers, polyethylene terephthalate (PET) with 1 ppm acetaldehyde additive, and a multilayer packaging polymer consisting of PE, polyurethane, and PET, to compare their transportation by rain. The aim of this study is to determine which type of polymer has a higher potential to become permanent soil pollution.
Under the conditions of the soil surface slope of 5° from the outlet and a rain intensity of 264 L ha^{-1} s^{-1}, the movement of MP was investigated. Initially, the slope of the soil surface was adjusted, and a specific amount of particles was distributed on it. Subsequently, the rain system was activated. During the rainfall, soil, and MP washed off from the surface were collected as water samples from the outlet. In the final step, after the rain was stopped, any remaining MP in the soil were also collected separately. The washed MP underwent filtration and separation to remove water and soil. Finally, the amount of washed MP was analyzed using an FTIR microscope iN10.

2 METHODOLOGY

To fill the cylinders of the test bench, soil from farmland in Münster was collected. In Haddadi et al. (2024), details are provided on how the top layer of soil was prepared for each test run. The first layer of soil after each test was replaced with fresh soil. To apply the 5° slope, a digital slope measurement was used. The soil moisture before each test was checked using moisture analyzer type Sartorius MA30. Throughout all tests, the soil moisture ranged between 6% and 7%. From the thermoplastic and thermoset LDPE and PET were selected from the thermoplastic group. These polymers are widely used in various industries either as single polymers or in multilayer polymers for packaging (Plastics Europe 2022).
In the food packaging industries, multilayer films of various polymers, sometimes combined with other materials such as paper or aluminum, are used to create superior barriers against gases, moisture, and light, while also preserving aroma for extended periods. This type of packaging, known as laminate, helps to prolong the shelf life of food products and enhances package durability during transportation. The inner and outer layers of laminate packaging typically consist of PE, PET, and PP, with aluminum or copolymers like Ethylene–vinyl alcohol (EVOH) or ethylene vinyl acetate (EVA) used in the middle layer. Polyester urethane serves as the adhesive between these layers. Granules colorless of PET and LDPE were purchased from Goodfellow Company. One laminate packaging sample from the German market was selected for analysis. These three polymers milled by Cryogenic grinding type Cryomold Retsch.
After milling, the particles were sieved to achieve a particle size of 600 µm. For adjusting the rain intensity in each test run, a stainless steel head shower with a diameter of 27 cm, matching the cylinder's diameter, was selected to cover the entire soil surface. This shower features 21 holes, each with a diameter of 1 mm. To ensure a homogeneous distribution of droplets over the soil surface, a sieve with a mesh size of 1 mm was utilized under the head shower. Tap water was used as the rainfall source. It was estimated that adding 300 ml of water would result in a rainfall duration of 3 minutes. According to Openko.de, this is equivalent to 264 L ha^{-1} s^{-1} rainfall in Münster, which occurs annually with this amount of rain. For each type of MP test runs were repeated 3 times.
To quantify and qualified the MP in both water and soil samples, inorganic and organic separation were applied. According to the density of polymers, to separate the inorganic material from rest, it was selected NaCl and NaBr with densities of 1.2 g cm^{-3} and 1.55 g cm^{-3}. NaCl solution was

applied to separate the organic materials and MP of LDPE and multilayer laminate from inorganic materials. As the PET has higher density 1.4 g cm^{-3}, NaBr is appropriate solution to separate MP and organic materials. As it was shown in Haddadi (2024), the floated MP and organic materials were collected to applied the organic separation from MP.
As presented in Haddadi et al. (2024), for each test, 10 mg of MP were distributed on the soil surface. After rainfall, water samples containing washed soil and MP from the surface, as well as soil samples containing remaining MP up to a depth of 1.0 cm from the surface, were collected. To quantify and characterize the MP in the water samples with FTIR microscope, inorganic and organic separations were performed.

2.1 Analysis of microplastics

Before milling, the granules of LDPE and PET polymers were both analyzed using FTIR iN7 from type Thermo Fisher Scientific to check the spectrum of them. To determine the layers of the multilayer packaging, X-ray fluorescence (XRF) analysis using SPECTRO MIDEX was initially conducted to detect any aluminum layers, but none were found. Subsequently, the inner and outer layers of the multilayer packaging were analyzed using FTIR iN7, revealing PE and PET in the outer and inner layers, respectively.
To identify the middle layers between inner and outer, PE and PET, two methods were implemented. The first method involved separating the layers and dissolving the polyester urethane (PUR) adhesive in the middle layers, and printed part on the top layer. In this dissolving process, formic acid or methanoic acid (HCOOH) and ethyl acetate were used (Fig. 1A).
In the second method, FTIR microscope iN10 from type Thermo Fisher Scientific was applied to analyze the small particles of multilayer packaging (Fig. 1B). Both methods showed the same results. The particles of MP after inorganic and organic separation were analyzed by FTIR microscope.

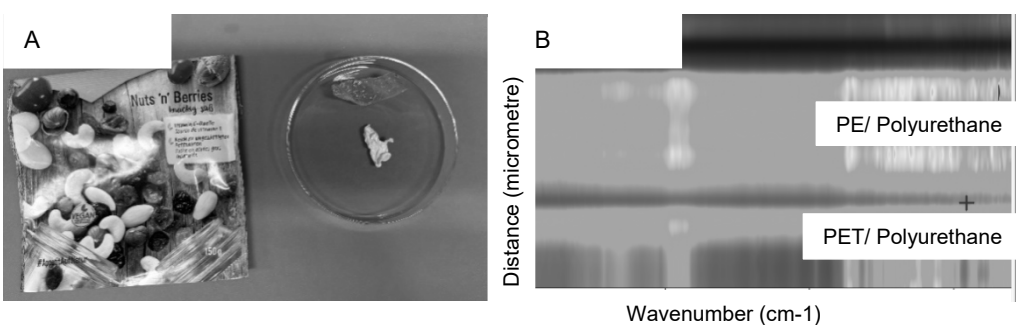


Fig. 1: A: The multilayer packaging after dissolving polyurethane. B: The spectrum from particles of multilayer packaging analyzed with FTIR microscope iN10

3 RESULTS

After applying artificial rain, the results for the test run of all polymers showed that small partial of MP washed from surface of soil under conditions of the soil slope 5° and rain intensity 264 L ha^{-1} s^{-1}. The residual particles of MP mixture with soil in water samples after organic and inorganic separation were examined with FTIR microscope. Only two PE particles were found in the water samples where PE had been added to the soil surface. For the test runs with PET and multilayer packaging, no particles and one particle, respectively, were found in the water samples. The majority of MP remained in the soil. While negligible particles were washed away, it was not possible to measure the mass of the washed particles. The data report from the FTIR microscope showed the type of each particle (Fig. 2).

Collected Spectra

ID-N	Particle/Spectrum Position (µm)	CID#	Identifizierter Komponentenname	Übereinstim %	Bereich %	Length (µm)	Width (µm)
1	X=-24638,Y=-5191	3	POLY(STYRENE), ATACTIC	20,1	19,96	693,6	147,8
2	X=-28875,Y=-1610	2	EVOH EVAL film	25,2	32,83	917,8	186,5
3	X=-29124,Y=-572	1	POLY(ETHYLENE:PROPYLEN...	88,6	47,22	0,0	0,0

Fig. 2: The collected spectra with FTIR microscope iN10 from water samples

REFERENCES

BMUV (Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Nuclear Safety and Consumer Protection) (2023) *Waste Management in Germany.* Berlin.

Braun, M., Mail, M., Heyse, R., Amelung, W. (2021) *Plastic in Compost: Prevalence and potential input agricultural and horticultural soils. Science of the Total Environment*, 143335.

Brusselaers, J. & Van der Linden, A. (2020) *Bio-waste in Europe—turning challenges into opportunities.* 4/20.

Haddadi, P., Holzhauer, R., Palm, J., Baberg, L., Weil, J. (2021) *Detection and assessment of the relevance of plastic load in compost for the soil.* DART Symposium. Dortmund.

Haddadi, P., Tekle-Röttering, A., Brümmer, T., Meyer, J., Holzhauer, R. (2024) *Investigation of the movement of microplastic from biowaste in a simulated agriculteral environment depending on impacting factors such as soil slope and rain intensity.* 13. Wissenschaftskongress Kreislauf-und Ressourcenwirtschaft (S. 157-155). Wien: Innsbruck University Press.

Huerta Lwanga, E., Beriot, N., Corradini, F., Silva, V., Yang, X., Baartman, J., Geissen, V. (2022) *Review of microplastic sources, transport pathways and correlations with other soil stressors: a journey from agricultural sites into the environment.* Chemical and Biological Technologies in Agriculture, 1-20.

Rehm, R., Zeyer, T., Schmidt, A., Fiener, P. (2021) *Soil erosion as transport pathway of microplastic from agriculture soils to aquatic ecosystems.* Science of the Total Environment , 795, 148774.

Plastics Europe (2022). *Report of Plastics-the Facts*.

Umweltbundesamt (2022). *Kunststoffe in Böden Derzeitiger Kenntnisstand zu Einträgen und Wirkungen.* Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Weithmann, N., Möller, J., Löder, M., Piehl, S., Laforsch, C., Freitag, R. (2018) *Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment.* Science advances, 4(4).

CONTACT

Poroshat Haddadi
poroshat.haddadi@w-hs.de
+49 209 9596-172
Mechanical engineering, environmental and building technology
Westfälische Hochschule University of Applied Sciences Gelsenkirchen Bocholt Recklinghausen
https://www.w-hs.de/

CEFoodCycle - Circular Economy: Mapping Food Streams and Identifying Potentials to Close the Food Cycle

Kevin Kaltenbrunner[1], Daniel Orth[1] & Christian Pladerer[1]
[1)] Austrian Institute of Ecology, Vienna, Austria

ABSTRACT: The vulnerability of Alpine areas calls to rethink the sustainability framework towards measurable protective actions. Food waste, for instance in the hospitality sector, occurs due to many different reasons such as food overproduction, inadequate logistics or poorly designed packaging. Little data and monitoring processes are currently at hand and no alpine-wide methodology is available to measure resource savings along the food stream. The project CEFoodCycle is working on a solution to protect the alpine regions by establishing a circular economy concept in the food industry.



1 INTRODUCTION

Applying the concept of the Circular Economy (CE) to the food stream (production, use, disposal), the project CEFoodCycle creates a homogenized methodology to avoid food waste, re-use resources, and to close food cycles. Therefore, resource saving potentials for defined product categories such as fruit & vegetables, meat or dairy products are identified by consolidating Life-Cycle Assessment (LCA) standards. Based on data related to food production and consumption including the connected CO_2 emissions, Artificial Intelligence (AI) helps to design a digital service system that connects and enables stakeholders inside (e.g. farmers, food retailers, gastronomy) and outside (e.g. social associations, food banks, bioenergy generators) the food stream to identify optimization potentials to transparently close food cycles, monitor food waste as well as CO_2 emission reduction. Such a holistic perspective is the foundation for skill and capacity development of stakeholders, enhancing sustainable and circular economic competitiveness.
Closed food cycles require a cross-border approach as relevant stakeholders often operate transnationally. Overall objective is to implement a CE framework in five pilot alpine regions to identify potentials for food waste and CO_2 reduction along above mentioned specified food streams. Next to collaborative learning processes, key stakeholders benefit from a digital, intelligent system based on LCA indicators (IDLCASS, Intelligent, Digital LCA Service System) to facilitate decision making towards food savings & closing food cycles. Stakeholders inside (e.g. retailers) and outside (e.g. energy producers) of food streams connect and capitalize on transparency.

Project outputs include:

- an alpine-wide consolidation of LCA methodology for defined food product categories
- an intelligent, digital LCA service system (IDLCASS) that helps users to evaluate decisions regarding resource / CO_2 savings and therefore waste prevention
- implementation of smart, closed circular food cycle networks
- regionally established Circular Food Hubs that acquire, educate and supervise stakeholders to make the impact of the AI system-supported decisions more sustainable, transparent and measurable

2 MAIN FOCUS

The Alpine Space (AS) has a vulnerable ecosystem which is at risk of being destroyed because of increasing waste and pollution caused by overproduction and overuse. Despite some progress to safeguard sensitive socio-ecological habitats, there is a strong need to integrate Circular Economy efforts into regional development policies. The Alpine Space must be at the forefront of being a sustainable system in waste avoidance and climate protection. Transparency through digital data (AI) helps identify potentials of food waste and CO_2 savings which enables collaboration of relevant stakeholders inside and outside the food stream. In this way, pilot regions become a joint innovative space for companies that develop CE-based solutions with closed food cycles. Transparency and co-operation help their business models to capitalize on their greening efforts by monitoring and measuring food waste. Current green economy regulations are fragmented, lack cross-border co-operation and are often “reinventing the wheel”. To solve this bottleneck, it is necessary to consolidate LCA monitoring standards for defined food product categories across nations. The Alpine environment can then appropriately be safeguarded and monitored to become a driver of a transition to a circular and resource efficient economy in peripheral and urban mountain areas.

The CE-based approach and the resulting intelligent, digital system (IDLCASS) are innovative as they support the closure of regional food cycles. Using participatory methods, allows relevant stakeholders in the defined food streams to bring their points to the table and to exchange their knowledge. This will foster identification with the CE-based framework and its development, facilitation and social adaptation. IDLCASS supports the shift from a linear to a circular economy as AI creates transparency along the defined food streams to identify potentials for optimization, hence preventing food overproduction and overconsumption. AI generates data-based suggestions and evaluations that help users of IDLCASS to optimize planning, production and use of food (waste) in order to manage resources and CO_2 savings in the respective food stream. Users can capitalize on the gained data in their communication and distribution activities. The underlying operating system and IDLCASS is tested for user-friendliness in three selected pilot regions (beta-testing). IDLCASS undergoes a transnational peer-review assessment of process and user experience. Implementing IDLCASS in five Alpine Space regions helps closing regional and/or cross-national food cycles that pave the way for formulating capitalization strategies on circularity in the food sector as well as policy development on regional and national level. IDLCASS can then possibly be scaled to any other resource streams that need transformation towards circularity.

Shifting towards a CE-based economy requires interregional cooperation between various stakeholders within and outside the food stream. Many food products are not produced regionally, hence adopting a transregional (-national) approach to capture the food streams is a great factor in greening the economy. Jointly defining and consolidating LCA-standards for food, considering CO_2 emission impact, and developing one digital intelligent solution for monitoring food waste and resource management (IDLCASS) is a game changer. Identification of new regional closed food cycles (across nations) along the entire food stream unleashes the potential of CE-based economy. A common transnational CE framework allows for mobilizing CE intelligence, learning about CE innovative business solutions for closing food cycles as well as future CE innovation trends in the EU. Such joint developed knowledge and exchange will promote the transition to a circular and resource efficient economy.

CEFoodCycle draws upon CE-related existing knowledge in diverse product categories and respective sustainable food supply chains. Experience in connecting some relevant stakeholders along food streams exists, yet a circular perspective requires food waste management to be taken into account as well. This project is much more than an attempt to reduce the amount of food waste and protect the Alpine environment. CEFoodCycle looks into new circular business solutions to reduce the amount of food waste (incl. e.g. contractual regulations between farmers and

consumers to implement farm-to-fork solutions), therefore enabling a capitalization of closed food cycles. The information which was gathered along the project period then enables AI to come up with measurable results as regards to food waste reduction. Valuable information on the topic, collected as part of CEFoodCycle, helps to engage with local stakeholders, raise awareness and support the implementation of measures in favour of sustainable food supply chains and waste management.

3 CONSORTIUM

The CEFoodCycle consortium comprises the 10 partners listed below in 5 alpine regions, i.e. Austria, France, Germany, Italy, and Slovenia:

- University of Applied Science Salzburg
- Austrian Institute of Ecology
- E-institute, institute for comprehensive development solutions
- Nice Côte d'Azur Chamber of Commerce and Industry
- BSC, Business support organisation, ltd., Kranj
- Agency for Sustainable Mediterranean Cities and Territories
- LAMORO Development Agency
- IDM Südtirol Alto Adige
- University of Applied Sciences Munich
- Cluster of Environmental Technologies Bavaria

All partners are experienced in participating in EU-funded projects. The consortium consists of partners knowledgeable in the fields of circular economy, LCA measurement, digitization and AI tools, UX design, food industry in general, and developing new, circular business solutions along the food value stream, in particular. The partners have access to a wide network of relevant stakeholders in different sectors, including biogas-energy producer, tourism, retailing, or farming. They are professionals when it comes to developing education and learning modules. Because of the partners' strategic location, key stakeholders in the Alps and the peri-alpine area will benefit. Five Alpine Space pilot regions will benefit from CEFoodCycle as new regional closed food cycles were implemented and stakeholders connected, supporting the transition towards a circular economy.

4 SUMMARY

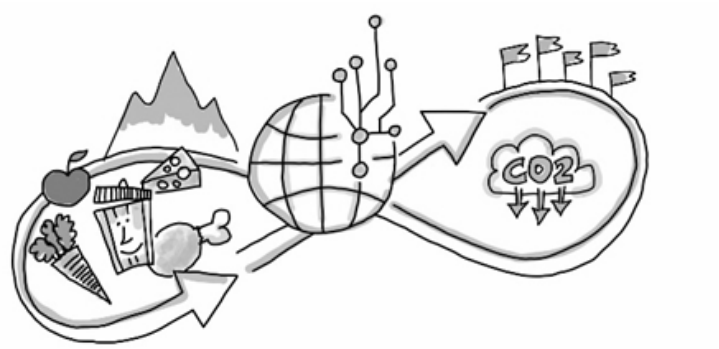
The CEFoodCycle project addresses the sustainability challenges of the Alpine region by implementing a Circular Economy (CE) framework to reduce food waste and CO_2 emissions. The project targets inefficiencies in the hospitality sector caused by overproduction, inadequate logistics, and poor packaging. It aims to create a standardized methodology for measuring resource savings across the Alpine region.

Key components of the project include:

- Developing a Consolidated LCA Methodology: Standardizing Life-Cycle Assessment (LCA) for various food categories like fruits, vegetables, meat, and dairy products.
- Creating IDLCASS: An intelligent digital system that uses AI to help stakeholders (e.g., farmers, retailers, social associations) optimize food production, reduce waste, and cut CO_2 emissions.
- Establishing Circular Food Hubs: Regional hubs to educate and support stakeholders, ensuring the sustainability of AI-supported decisions.
- Implementing Closed Food Cycles: Developing smart networks to prevent food waste and enhance resource efficiency across five pilot Alpine regions.

The project promotes transparency and collaboration through digital data, allowing stakeholders to monitor and optimize their operations. It aims to transition from a linear to a circular economy, fostering cross-border cooperation and integrating CE efforts into regional policies. The consortium consists of ten partners from Austria, France, Germany, Italy, and Slovenia, experienced in CE, LCA, digitization, and AI.

CEFoodCycle is more than a waste reduction initiative; it seeks to develop new circular business solutions, gather valuable data, and engage local stakeholders to promote sustainable food supply chains and waste management. The project leverages the strategic locations and networks of its partners to benefit key stakeholders in the Alpine and peri-Alpine areas, supporting the transition to a circular economy.



CONTACT

Kevin Kaltenbrunner B.A. B.Sc.
kaltenbrunner@ecology.at
0043 699 152 361 28
Circular Economy, resources, bn waste
Austrian Institute of Ecology
www.ecology.at

Plastic Pirates Österreich – Citizen Science zur Erhebung von Kunststoff-Littering

Gudrun Obersteiner, Magdalena Kraml, Sabine Lenz, Anna Noichl, Reinhold Ottner & Elisabeth Schmied
Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen von Plastic Pirates – Go Europe! kämpfen Jugendliche gegen die Plastikverschmutzung in europäischen Gewässern an. Es ist eine europäische Citizen Science Aktion, bei der Schulklassen und Jugendgruppen Plastikproben an Bächen und Flüssen sammeln und ihre Ergebnisse dokumentieren. Die gesammelten Daten werden dann von Wissenschaftler*innen ausgewertet. Auf diese Weise leisten junge europäische Bürgerinnen und Bürger einen wichtigen Beitrag zur Erforschung des Zustands der europäischen Flüsse und des Ausmaßes der Verschmutzung durch Plastikmüll. In Österreich wurde die Aktion 2022 gestartet und wird seither vom Plastic Pirates Team der BOKU betreut. Der genaue Ablauf der Untersuchungen ist unter www.plastic-pirates.eu/at zu finden.

1 EINLEITUNG

Das Aufkommen von Kunststoffen in und an Flüssen ist situationsabhängig: Nicht immer sind Abfälle entlang von Flüssen auf direktes Littering zurückzuführen, je nach Standort können auch Austragungen z.B. bei Hochwasser oder andere Faktoren für ein hohes Kunststoffaufkommen verantwortlich sind. Direkte Vergleiche unterschiedlicher Standorte hinsichtlich Aufkommen und Zusammensetzung von Littering Abfällen sind daher ohne Kenntnisse der Rahmenbedingungen nicht möglich. Bei so genannten Clean-Up Aktionen ist aber gerade dies zumeist der Fall. Der Fokus liegt auf der Reinigung der Flussufer und nicht auf der Erhebung wissenschaftlicher Daten, sodass die Verwertbarkeit der gesammelten Informationen für Monitoringzwecke gering ist.
Regelmäßige Erhebungen nach wissenschaftlichen Standards sind jedoch personal- und zeitintensiv, sodass derartige Untersuchungen zumeist nicht in der nötigen Anzahl stattfinden können. Eine Lösung für diese Problematik stellt das Citizen Science Projekt Plastic Pirates dar. Bei Citizen Science Projekten bedient sich die Wissenschaft der Mithilfe von interessierten Laien, die z.B. Messungen durchführen, Beobachtungen melden oder Daten erheben und oder auswerten (vgl. www.citizen-science.at). Das geschieht nach vorgegebenen wissenschaftlichen Kriterien, sodass die Daten für neue wissenschaftliche Erkenntnisse herangezogen werden können.
Plastic Pirates - Go Europe! wurde als Plastikpiraten erstmals im Jahr 2016 in Deutschland entwickelt. Seit Januar 2022 wurde die Initiative mit Unterstützung der EU-Kommission als eine europäische bürgerwissenschaftliche Aktion, bei der Schulklassen und Jugendgruppen (Jugendliche im Alter von 10-16 Jahren) Abfälle, mit Schwerpunkt auf Kunststoff an Bächen und Flüssen sammeln und ihre Ergebnisse dokumentieren, auf ganz Europa ausgeweitet. Die europaweit erhobenen Daten werden in eine Datenbank eingetragen und anschließend durch Wissenschaftler*innen ausgewertet. Im Rahmen des Projektes werden an einem geeigneten Ufer an einem Fluss oder Bach die von den einzelnen Gruppen identifizierten Abfallarten (z. B. Zigarettenreste, Folien- oder Verpackungsteile) mithilfe detaillierter Aktionsmaterialien erfasst und in weiterer Folge auf einer digitalen Landkarte veröffentlicht. Die durch die Jugendlichen erhobenen Daten helfen der Wissenschaft im Anschluss bestehende Forschungslücken zu Vorkommen, Zusammensetzung und Aufkommen von Plastikmüll nach und nach zu schließen.

2 METHODE

Die Erhebungen werden von den Jugendlichen gemeinsam mit ihren Betreuer*innen eigenständig durchgeführt. Zur Analyse des Abfallaufkommens je Quadratmeter („Müll am Flußufer“)

entlang von Flüssen werden entlang der drei unterschiedlichen Uferzonen Flussrand, Flussböschung und Flusskrone jeweils drei Kreise mit einem Radius von 1,5 m abgesteckt. Innerhalb dieser in Summe neun Kreisflächen werden dann sämtliche Abfälle erfasst und in die folgenden Kategorien sortiert:

- Papier
- Zigarettenstummel
- Plastik
- Metall
- Glas
- Essensreste
- Anderer Müll

Zur generellen Erhebung der Abfallzusammensetzung wird zusätzlich eine größere Uferzone nach Abfällen abgesucht. In einer Entfernung von maximal 20 m vom Fluss wird für rund eine Stunde von den Beteiligten jeder Müll gesammelt und danach entsprechend international abgestimmten Kategorien sortiert (Tabelle 1). Es erfolgt zusätzlich eine Verwiegung des gesamten Abfalls und der gesammelten Kunststoffe.

Tab. 1: Sortierkatalog Plastic Pirates „Müllvielfalt“

Plastik	**Metall**
Plasticksackerl	Getränkedosen
Plastikflaschen	Kronkorken
Plastickdeckel	Aluminiumfolie
Take-away- und Fastfood Verpackungen	Andere
Plastickbesteck und -teller	**Glas**
Plastickverpackungen von Süßigkeiten und Chips usw.	Glasflaschen
Wattestäbchen mit Plastickstiel	Glasscherben
Feuchttücher, Tampons und Binden	Andere
Polystyrol	**Anderer Müll**
Kleine Plastikteile unter 2,5 cm	Zigarettenstummel
Andere Objekte aus Plastik	Papier
	Textilien
	Gummi
	Luftballons
	Anderer Müll

Um die von den Bürgerwissenschaftler*innen gewonnenen Daten auch für wissenschaftliche Zwecke verwenden zu können, erfolgt eine detaillierte Verifikation der Daten mittels parallel gemachter Fotos. Die bereits eingelangten Daten werden laufend von Wissenschafter*innen am Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft der BOKU verifiziert und ausgewertet.

3 ERLGEBNISSE

Die bisher untersuchten Fließgewässer verteilen sich auf ganz Österreich und decken eine Vielzahl unterschiedlicher Fließgewässertypen ab (z.B. Bregenzerach in Vorarlberg bis zur Donau in Wien). Durch die Vorgaben bei der Sammlung, Kategorisierung und Dokumentation von (Kunststoff) Abfällen am Ufer der Fließgewässer wurden bereits wichtige Daten über Anzahl von Abfall pro Fläche, sowie Abfallzusammensetzung gewonnen. Vor allem die Zusammensetzung der Abfälle gibt Hinweise auf Ursprung und Ursache der Verschmutzung und ist eine wichtige Voraussetzung für die Ableitung von Vermeidungsmaßnahmen.
Im Jahr 2023 wurde insgesamt 44-mal „Müll am Flussufer“ Gruppe A untersucht. Die Verifizierung der Daten ergab 29 Datensätze mit guter Qualität, die nachfolgend ausgewertet wurden.

Dabei wurden in insgesamt 205 von 303 der analysierten Kreisflächen Abfall gefunden. In Summe wurden in 2023 nach Verifizierung der Daten, 845 Stück Abfälle mit guter Datenqualität registriert. Die Anzahl der gefundenen Abfälle betrug durchschnittlich 0,5 Stück/m^2.
Ein Blick auf die Zusammensetzung der gezählten Abfälle zeigt, dass die Verschmutzung am Ufer überwiegend durch Plastik (36 %) sowie Zigaretten (22 %) und Metall (17 %) verursacht wird (Abbildung 1).

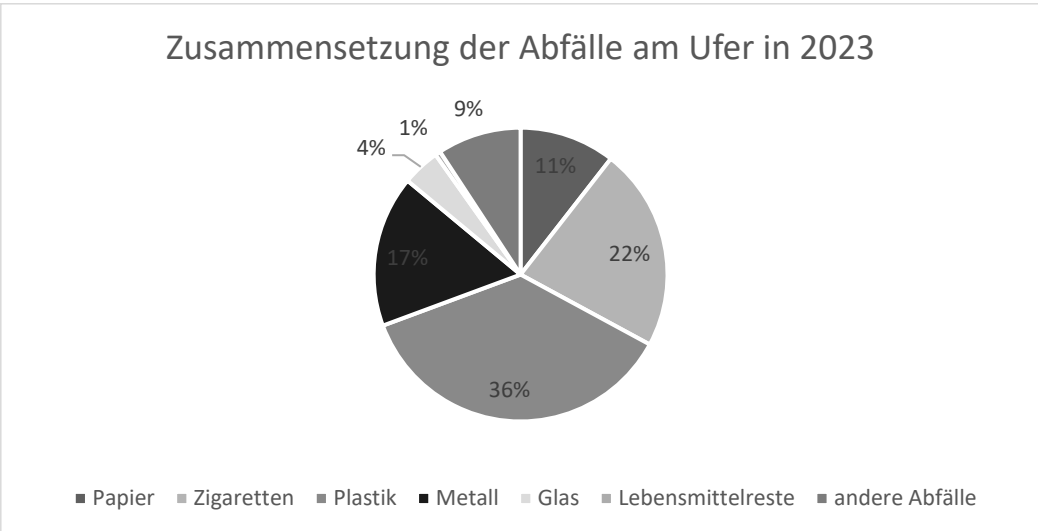


Abb. 1: Zusammensetzung der gezählten Abfälle am Ufer (Müll am Flußufer in 2023)

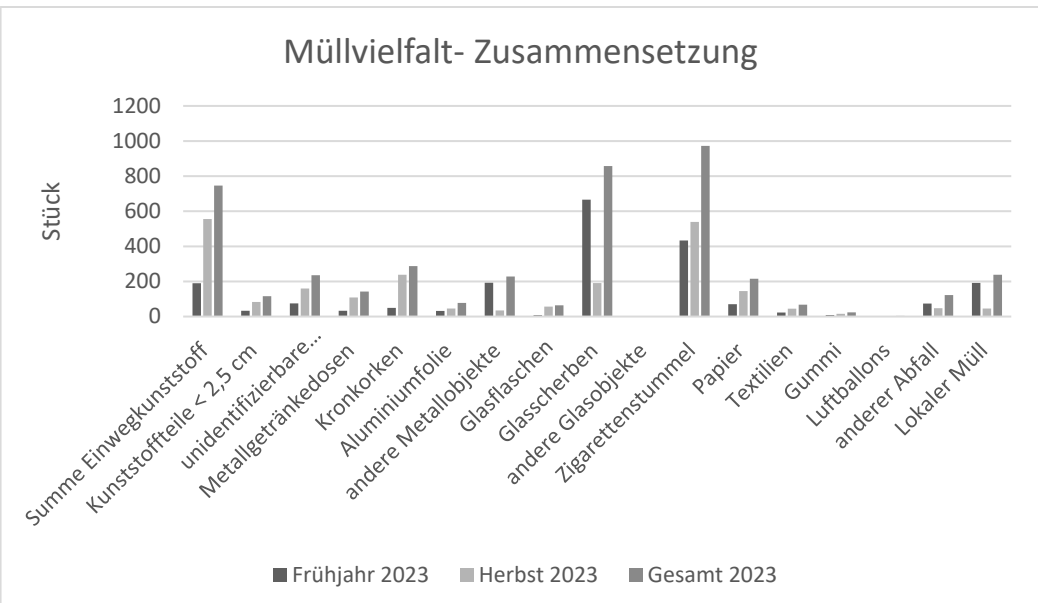


Abb. 2: Zusammensetzung der gezählten Abfälle (Stück) (Müllvielfalt in 2023)

Sammlungen zur Müllvielfalt wurde in 2023 insgesamt 53-mal durchgeführt (23-mal während der Frühjahrssammelperiode und 30-mal während der Herbstsammelperiode). Die Verifizierung der Ergebnisse lieferte 29 Datensätze mit guter Qualität. Innerhalb dieser wurden dabei 746 Stück Einwegkunststoffe und 972 Zigarettenstummel ausgewiesen. Einen großen zahlenmäßigen Anteil nahmen auch Glasscherben (>800) ein (siehe Abbildung 2). Von den gesammelten Einwegkunststoffen entfallen 210 Stk. auf Kunststoffverpackungen und 123 auf Kunststoffsackerl. Auch Plastikdeckel machen mit knapp 110 Stück einen großen Anteil aus. Einwegkunststoffe betragen 18 Massenprozent der gesammelten Abfälle.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Herangehensweise von Citizen Science Projekten im Allgemeinen und von Plastic Pirates im Besonderen ermöglicht nicht nur neue wissenschaftliche Erkenntnisse, sondern auch einen Dialog zwischen Wissenschaft und Gesellschaft. Junge Menschen, die sich für Wissenschaft und Umwelt interessieren, erhalten so die Möglichkeit, praktisch an der Forschung mitzuwirken. Sie leisten einen wichtigen Beitrag zur Erforschung des Zustands der europäischen Flüsse und des Ausmaßes und der Verschmutzung durch Plastikmüll. Interessierte Schulklassen und Jugendgruppen sind nach wie vor herzlich eingeladen sich an der Initiative zu beteiligen. Sämtliche Infos zu den „Plastic Pirates“ finden Sie unter www.plastic-pirates.eu/at. Ein Aktionsheft sowie das zugehörige Lehr- und Arbeitsmaterial (für Lehrkräfte) können über die Website heruntergeladen werden www.plastic-pirates.eu/at/material/download.

5 DANKSAGUNG

Plastic Pirates Österreich www.plastic-pirates.eu/at wird vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung (BMBWF) finanziert.

KONTAKT

Gudrun Obersteiner
gudrun.obersteiner@boku.ac.at
Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft
BOKU Universität
https://boku.ac.at/wau/abf

Bündnis Mikroplastikfrei

Walter Hauer[1] & Daniel Steinitz[1]
[1)] bündnis mikroplastikfrei, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die derzeit stattfindende Akkumulation von Mikroplastik in der Umwelt und die davon ausgehenden potentiellen Gefahren für die Ökosysteme sowie die menschliche Gesundheit, erfordern im Sinne des Vorsorgeprinzips eine drastische Reduktion jeglicher Kunststoffemissionen. Ein sektorenübergreifender Zusammenschluss aus Wissenschaft, Wirtschaft und Verwaltung entwickelt dazu innovative Lösungskonzepte um langfristig die Ursache des Problems zu beheben und die Gesetzgebung mit konkreten Vorschlägen zu unterstützen.

1 EINFÜHRUNG

Kunststoff ist aus unserem Leben kaum mehr wegzudenken. Er ist ein ungemein langlebiger und vielfältiger Werkstoff: Thermoplaste, Duroplaste, Gummi-ähnlich, Schaumstoffe. Zig-tausend Varianten ermöglichen die vielfältigen Produkte.

Trotz der Langlebigkeit werden viele Produkte nur kurz und einmalig genutzt: wenige Sekunden für einen Trinkbecher, wenige Stunden für Kosmetika, wenige Tage für Verpackungen oder eine/wenige Wachstumsperiode(n) in der Landwirtschaft. Leider verbleiben erhebliche Anteile der Produkte in der Natur: achtlos weggeworfen, einfach vergessen und nach Gebrauch nicht entfernt, Bearbeitungsreste und Verschnitt oder Abrieb. So sammeln sich jährlich einige 1.000 Tonnen Plastik in unseren Gewässern und Böden (Bertling et. al 2021). Langsam werden die Teile kleiner und werden zu Mikro- und Nanoplastik. Sie verschwinden nicht und werden jährlich mehr - sie akkumulieren. Mittlerweile sind sie auch in unserer Nahrung und unseren Körpern ubiquitär.

Die Problematik ist bekannt und auch breit kommuniziert. Maßnahmen zur Vermeidung weiterer Einträge erfolgen jedoch zu wenig. So vielfältig die Einsatzbereiche von Kunststoffen sind, so vielfältig sind die Lösungsansätze – von ersatzlos weglassen, über Mehrwegnutzungen, den Einsatz biologisch abbaubarer Werkstoffe bis zum sorgfältigen Vermeiden von Emissionen durch konsequentes Fernhalten aus der Natur.

2 DAS BÜNDNIS MIKROPLASTIKFREI

Das ***bündnis mikroplastikfrei*** ist Drehscheibe für Know-How und Austausch, um die Relevanz von Mikroplastik in der Umwelt aufzuzeigen und um Lösungsstrategien zur Reduktion des weiteren Eintrags zu entwickeln. Es ist ein sehr weit gefasster Zusammenschluss von wissenschaftlichen Einrichtungen, Unternehmen, Interessensverbänden und der kommunalen Verwaltung, der seine Verantwortung für die Umwelt und die nächsten Generationen wahrnimmt.

Das ***bündnis mikroplastikfrei*** ist aus dem Kompost und Biogas Verband heraus entstanden und legt den Schwerpunkt auf Synergien zwischen Industrie, Handel und Politik zur Substitution konventioneller, persistenter Einwegkunststoffe durch abbaubare Materialien. Überall wo Kunststoff mit der Natur in Berührung kommt, ist Mikroplastik ein Thema. Das sind beispielsweise Kunststoffprodukte, die im Freien für die Land- und Forstwirtschaft oder im Gartenbau eingesetzt werden (Hauer 2023).

Auch Verpackungen für Brot, Obst, Gemüse sollen aus abbaubaren Materialen bestehen, da diese Verpackungen leider oft mit verdorbenen Lebensmitteln in der Biotonne entsorgt werden und so die wertvolle Biomasse mit Kunststoffen verunreinigen. Hier setzt das Bündnis durch den Einsatz gebündelter Kompetenzen aus Industrie, Handel und Wissenschaft an um Alternativen zu herkömmlichen Kunststoffen auf den Weg zu bringen.

3 VISION

Mit einem ganzheitlichen Ansatz der Kreislaufwirtschaft (technischer und biologischer Kreislauf) wird sich der Fokus auf die proaktive Vermeidung (Reduce) von Mikroplastikeinträgen in die Umwelt erweitern (vgl. Abb. 1). Wir setzen auf Reduktion und Mehrwegstrategien (Reuse im technischen Kreislauf), um Mikroplastik weiter entscheidend zu minimieren. Diese Mission erstreckt sich zunächst auf „klassische“ Kunststoffanwendungen in Verpackungsmaterialien, erweitert sich dann auch über weitere Sektoren wie Textilfasern, Reifenabrieb und Lacke, die bisher im Bündnis nicht bearbeitet werden. Das Bündnis leistet Pionierarbeit in der Erschließung neuer Wege, diese Herausforderungen durch innovative Lösungen anzugehen und mit allen Stakeholdern zu kommunizieren: Umsetzungen können nur gelingen, wenn alle entlang der Wertschöpfungskette mitmachen/eingebunden werden.

Wir wollen das Kompetenzzentrum in der DACH-Region sein, das mit zukunftsfähigen Lösungen den Mikroplastikeintrag in die Umwelt entscheidend reduzieren wird.

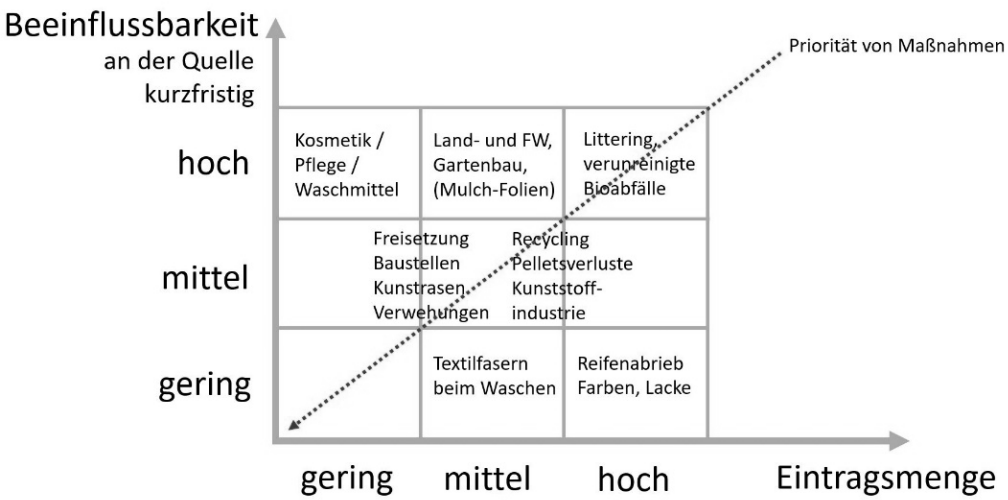


Abb. 1: Eintragsmengen (Bertling et al. 2018) und kurzfristige Beinflussbarkeit auf den Eintrag von Mikroplastik

4 KURZFRISTIG ERFORDERLICHE MAßNAHMEN

Kurzfristig muss ein Bewusstsein, muss Achtsamkeit geschaffen werden: Kunststoff-Produkte dürfen nicht mehr vor sich hin „vergammeln“ und Teile freisetzen – sie sind nach Ende ihrer Einsatzdauer konsequent zu entfernen und vor Windverfrachtung zu schützen. Bsp. Wind und Wetter ausgesetzte Beschichtungen wie Putze, KSt-Lacke.

Beim Bearbeiten von Kunststoff-Produkten im Freien müssen Späne und Abschnitte konsequent erfasst werden.

Verpackungen für Obst, Gemüse, Brot sowie Verpackungen für to-go-Produkte müssen künftig entweder entfallen (als Mehrwegprodukt ausgelegt sein) oder aus abbaubaren Materialien bestehen, ebenso Produkte in der Land- und Forstwirtschaft und im Gartenbau. Alleine in diesen beiden Bereichen werden jährlich rund 70.000 t für sehr kurzlebige Produkte eingesetzt. Alleine ein Verlust von 1% bringt einen Eintrag in die Natur von 700 t – jedes Jahr!

5 PARTNER

Diese wegweisende Allianz des ***bündnis mikroplastikfrei*** bringt Wissenschaft, Forschung, Hersteller, Handel, Anwender, Abfallwirtschaft und die öffentliche Verwaltung an einen Tisch. Gemeinsam entwickeln wir innovative Lösungskonzepte, die nicht nur umsetzbar sind, sondern langfristig die Ursache des Problems beheben und für alle Akteur:innen nachhaltige Veränderungen in einem klar definierten Rahmen ermöglichen. Das ***bündnis mikroplastikfrei*** liefert evidenzbasierte Fakten und Lösungen, die sich als Grundlage für neue Gesetzgebungen eignen. Das Bündnis sucht den konstruktiven Dialog mit Organisationen auf europäischer Ebene.

6 FAKTENBASIERTE KOMMUNIKATION

Wir konzentrieren uns auf evidenzbasierte Fakten und praktisch umsetzbare Maßnahmen. Diese Herangehensweise ermöglicht es uns, präzise Botschaften zu vermitteln, die auf einer soliden Grundlage fußen. Unsere Stärken liegen in der Tiefe der Erfahrung und im Wissen aller im Bündnis agierenden Partner und Funktionäre und der Fähigkeit, komplexe Themen verständlich allen relevanten Stakeholdern zu kommunizieren.

7 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Herausforderung, die weitere Mikroplastikfreisetzung zu reduzieren, manifestiert sich als tiefgreifendes Strukturproblem, das nach einer grundlegenden Veränderung verlangt. Die Einführung neuer Materialströme erfordert eine Anpassung der Recycling-Wirtschaft, (technischer Kreislauf) um eine reibungslose Integration zu ermöglichen. Dabei ist es entscheidend, mögliche Blockaden zu minimieren und als Brückenbauer zu fungieren. In diesem Kontext wird deutlich, dass ein Akteur allein dieses Problem nicht lösen kann. Ein gemeinschaftliches Commitment ist unerlässlich - Eine strukturierte Herangehensweise, die auf Zusammenarbeit und Verständnis basiert, ist der Schlüssel zu einer erfolgreichen Bewältigung dieser strukturellen Herausforderung.

WEITERFÜHRENDE LITERATUR

Bertling, J.; Bertling R.; Hamann, L. (2018). *Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen.* Oberhausen, Deutschland: Fraunhofer UMSICHT.

Bertling, J.; Hamann, L., Hiebel, M. (2018). *Mikroplastik und synthetische Polymere in Kosmetikprodukten sowie Wasch- Putz und Reinigungsmitteln.* Oberhausen, Deutschland: Fraunhofer UMSICHT.

Bertling, J.; Zimmermann, T.; Rödig, L. (2021). *Kunststoffe in der Umwelt: Emissionen in landwirtschaftlich genutzte Böden.* Oberhausen, Deutschland: Fraunhofer UMSICHT.

Hauer, W.; Steinitz D.; (2023). *Kunststoffprodukte in der Land- und Forstwirtschaft, Gartenbau.* Wien, Österreich: bündnis mikroplastikfrei.

KONTAKT

Daniel Steinitz
steinitz@mikroplastikfrei.at
+43 664 390 78 78
Geschäftsführer
bündnis mikroplastikfrei
www.mikroplastikfrei.at

Verbesserung der Abfalltrennung im öffentlichen Raum - Erkenntnisse aus einer Feldstudie

Veronika Kladnik[1], Therese Schwarzböck[1] & Sabine Dworak[1]
[1)] Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, TU Wien, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die getrennte Sammlung stellt eine wichtige Grundlage in einer kreislauforientierten Abfallwirtschaft dar. Insbesondere im Bereich der Kunststoff- und Verpackungsabfälle ist eine weitere Verbesserung der getrennten Sammlung notwendig. Trotz des hohen Potenzials (Anteil der Einwegverpackungen aus dem To-Go Konsum) ist diese insbesondere im öffentlichen Raum, z.B. in Parks, noch weitgehend nicht etabliert und es fehlt an spezifischem Wissen über Trennverhalten und Qualität. Im Rahmen des Forschungsprojektes UrbanWaste [WWTF 10.47379/ ESR20-019] wurden nun erstmals Feldversuche durchgeführt, um das Trennverhalten und das Wertstoffpotential im öffentlichen Raum zu untersuchen und den Einfluss einer kosteneffizienten Optimierungsmaßnahme („Wertstoff-Leitsystem“) zu testen. Die Installation einer zentralen Sortierstation führte dazu, dass etwa 17 % des öffentlichen Abfalls getrennt gesammelt und 20 % der Wertstoffe korrekt entsorgt wurden. Zudem führte die getestete Optimierungsmaßnahme zu einer leichten Verbesserung der Wertstofftrennung.

1 FELDVERSUCHE

Im Zuge von Feldversuchen wurden Abfälle im öffentlichen Raum untersucht. Dabei wurde die Menge, die detaillierte Zusammensetzung sowie die Effekte einer konkreten Optimierungsmaßnahme zur Verbesserung der getrennten Sammlung erhoben (Kladnik et al. 2024). Die Feldversuche wurden im Frühjahr/ Sommer 2023 von einem interdisziplinären Projektteam aus den Forschungsbereichen Sozialwissenschaften, Industriedesign und Abfallwirtschaft entwickelt und durchgeführt und durch Beobachtungsstudien begleitet.

1.1 Teststandorte

Für die Feldversuche wurden vier Teststandorte ("Abfall-Hotspots") in zwei österreichischen Städten mit unterschiedlichem Urbanisierungsgrad, Wien (2 Mio. Einwohner) und Krems an der Donau (50.000 Einwohner) ausgewählt. In Wien wurden ein öffentliches Universitätsgelände (UC) und ein U-Bahn Vorplatz (S), in Krems der Bahnhofsvorplatz (TS) sowie die Fußgängerzone in der Altstadt (PZ) gewählt. Anstatt alle bestehenden Abfallbehälter durch Trennbehälter zu ersetzen, wurde an diesen Standorten eine zentrale Trennstation (SS) und im weiteren Ablauf ein Leitsystem auf den umliegenden Restmüllbehälter (RWC) installiert. (In UC waren bereits Sammelbehälter eingerichtet, sodass nur Anpassungen erforderlich waren.)
Im Vorfeld wurden Standortanalysen durchgeführt, um die SS optimal im Einzugsgebiet der RWCs zu positionieren. Die Anzahl bzw. das Verhältnis von SS zu RWC variiert aufgrund unterschiedlicher Standortbedingungen. Die Versuche wurden über einen Zeitraum von vier Wochen nach dem in Abbildung 1 dargestellten Ablauf durchgeführt.

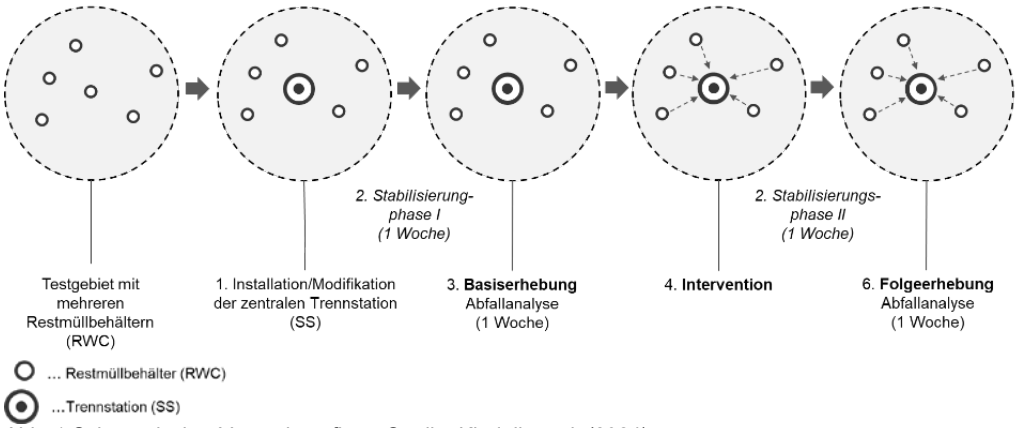


Abb. 1 Schematischer Versuchsaufbau. Quelle: Kladnik et al. (2024)

1.2 Installation der zentralen Trennstation (SS)

Die SS wurde unter Berücksichtigung von Faktoren, welche das Trennverhalten beeinflussen (z.B. klare Kennzeichnung, Farbcodierung etc.), sowie den örtlichen Gegebenheiten konzipiert. Die Stationen verfügen über einzelne Trennbehälter (SC) für die Sammelfraktionen Glas (GL = Buntglas und Weißglas), Leichtverpackungen (LWP = Verbundverpackungen, Metall- und Kunststoffverpackungen), Papier (PAP) und Restmüll (SSRWC). (Eine getrennte Sammlung von biogenen Abfällen wurde aus Praktikabilitätsgründen (Ungeziefer, Verunreinigung, Entleerung) nicht in Betracht gezogen. Daher werden die biogenen Abfälle in der Studie als Restmüll betrachtet.)

1.3 Stabilisierungsphase

Es wurde eine Stabilisierungsphase von jeweils einer Woche eingeplant, um mögliche Störungen oder Überraschungseffekte abzufedern bzw. zu überwachen, ob durch die Eingriffe unbeabsichtigte Folgen auftreten. Während dieser Zeit wurden keine Abfallanalysen durchgeführt.

1.4 Abfallanalyse

Die Abfälle an den Versuchsstandorten wurden in der Basis- und Folgeerhebung jeweils über eine Woche täglich im Abstand von 24 Stunden gesammelt, in Säcke entleert, beschriftet und verwogen. Die Abfälle der RWCs wurden für die weitere Sortierung zu einer Probe zusammengefasst, jene von den SCs wurden als Einzelproben behandelt. Die Sortierung erfolgte händisch gemäß den gängigen Vorgaben des Leitfadens für die Durchführung von Restmüllsortieranalysen (TA Sortieranalysen, 2017) und unter Berücksichtigung der lokalen und nationalen Sortierempfehlungen (BMNT, 2019; Stadt Wien, 2024; GV Krems, 2024). Insgesamt wurden 6 Hauptfraktionen (z.B. pap = Papierabfall, lwp = Leichtverpackungen, rw = Restmüll, gl = Glas) und 25 Unterfraktionen nach Abfalltypen unterschieden (z.B. Papierverpackungen, Getränkeverbundkarton, Hygienepapier etc.), welche den Zielfraktionen der Sammlung entsprechen. Spezielle „Problemfälle“ bei der Trennung (z.B. Hygienepapier, Verbundverpackungen etc.) wurden separat berücksichtigt.

1.5 Intervention: Einführung eines „Wertstoff-Leitsystems“

Die Intervention bestand in der Anbringung spezieller Leitaufkleber an den umliegenden Restmüllbehältern (RWCs), die mittels verbaler Aufforderung, Trennanweisung und Wegweisung den

Weg zur korrekten Wertstoffentsorgung (zur zentralen Trennstation SS) aufzeigen. Durch die Verwendung von Aufforderungen, Signalfarben und -formen sowie klaren Informationen (bildliche Darstellung, Gehdistanz und -richtung etc.) sollte eine möglichst hohe „Lenkungswirkung“ erzielt werden. Zusätzlich wurden gut sichtbare Schilder über den Trennstationen angebracht, die das Ziel markieren (siehe Abb. 2).

1.6 Bewertung (Leistungsindikatoren)

Zur Bewertung der Abfalltrennung wurden drei Leistungsindikatoren herangezogen, die Effizienz und Qualität der Trennung sowie das Wertstoffpotenzial des Restmülls abbilden:

1 die Sammelrate (SCR); gibt den Anteil des gesammelten Abfalls in einem Behälter in Relation zum gesamten Abfall an und somit ein grobes Maß für die Beteiligung an der getrennten Sammlung (keine Berücksichtigung von Fehlwürfen).
2 die Erfassungsrate (CR); gibt den Prozentsatz des korrekt entsorgten Abfalls einer bestimmten Abfallart an (z.B. korrekt entsorgte Leichtverpackungen) und stellt somit ein Maß für die Trenneffizienz dar.
3 die Fehlwurfrate (CL); gibt den Prozentsatz der Fehlwürfe in einem Behälter an, und somit die Sammelqualität. Im Fall von Restmüll spiegelt sie den Anteil an Wertstoffen bzw. das „Wertstoffpotential“ wider (Fehlwürfe im Restmüll = Wertstoffe).

Im Rahmen des Versuchsaufbaus wurde eine Veränderung der Indikatoren (z.B. +/- ΔSCR) vor und nach der Intervention analysiert, um die Wirkung des Wertstoff-Leitsystems zu bewerten.



Abb. 2: Oben: Versuchsaufbau Standort Bahnhofsplatz (TS), links unten: Leitaufkleber, rechts unten: Beschilderung über Trennstation. Quelle: Kladnik et al. (2024)

1.7 Datenauswertung und statistische Methoden

Die anfallenden Abfallmengen variierten erheblich im Verlauf der Woche. Um täglichen Schwankungen zu entgegnen wurde daher grundsätzlich die wöchentliche Gesamtmenge als Basis für die Darstellung und Bewertung der Ergebnisse verwendet. Zur Feststellung potentieller statistisch signifikanter Effekte, wurden die Ergebnisse zusätzlich auf der Grundlage von Tageswerten der Indikatoren vor und nach der Intervention (n=7) ausgewertet. Dazu wurde ein Zweistichproben-Permutations-t-Test mit der Funktion *perm.t.test* aus dem R-Paket *MKinfer* durchgeführt (Signifikanzniveau $\alpha = 0.05$).

2 ERGEBNISSE

Im Zuge der Abfallanalysen wurden insgesamt 1665 kg gesammelt und analysiert (Basiserhebung 795 kg, Folgeerhebung 870 kg Abfall), wobei die Sammelmenge an den einzelnen Standorten stark variierte.

2.1 Effekte des Wertstoff-Leitsystems (Intervention)

Die Ergebnisse der Intervention wurden auf Basis der kumulierten Abfälle aus allen vier Standorten ausgewertet. Die Leitsticker zeigten einen potentiell positiven Einfluss auf die Sammlung, Trenneffizienz und Trennqualität von Leichtverpackungen (ΔSCR + 2.11 %; ΔCR + 4.98 %, signifikant auf Basis der Tagesraten; perm. p-value = 0.0234; ΔCL – 1.10 %) und Glas (ΔSCR + 1.93 %, signifikant auf Basis der Tagesraten; perm. p-value = 0,0469; ΔCR + 9.03 %; ΔCL - 4.38 %). Auch insgesamt war eine Verbesserung der Trenneffizienz von Wertstoffen festzustellen („Gesamtwertstofferfassungsrate“ ΔCR + 4.65%, signifikant auf Basis der Tagesraten; perm. p-value = 0.03125). Papier hingegen wurde nach der Intervention tendenziell schlechter getrennt (ΔSCR -0.11 %, ΔCR -1.02%, ΔCL + 5.74 %). Werden die abfalltypspezifischen Ergebnisse näher betrachtet, zeigte sich unter anderem, dass die Intervention zwar die Erfassung von „gut etablierten“ Abfallarten wie Plastikflaschen und Metalldose verbesserte, jedoch die Erfassung von Papier Nicht-Verpackungen (Zeitungen etc.) potentiell negativ beeinflusste.

2.2 Abfalltrennung im öffentlichen Raum – Erkenntnisse zur Einführung einer Trennstation

Aufgrund der begrenzten Auswirkung des Leitsystems und um eine größere Probebasis zu schaffen, wurden die folgenden allgemeinen Erkenntnisse zum Trennverhalten auf Grundlage der kumulierten Abfallproben aus beiden Untersuchungswochen (Basis + Folgeerhebung) ausgewertet.

2.2.1 Sammelrate (SCR)

Die Einführung der Trennstationen führte zu einer gesamten Sammelrate zwischen 30,1 % in der Fußgängerzone PZ ("Best-Case-Szenario" mit niedrigstem Verhältnis SS/RWC 1 zu 6) und 11,8 % am U-Bahnhof-Eingang S (Verhältnis SS/RWC 1 zu 7). Insgesamt (total) konnte eine Sammelrate von 17 % erreicht werden (siehe Abb. 3).

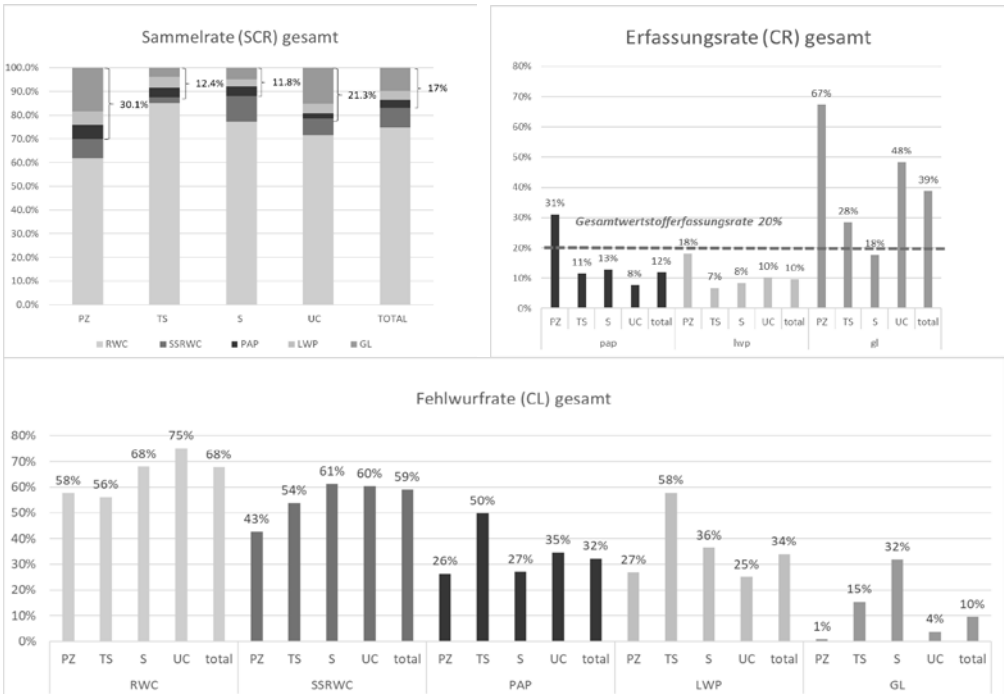


Abb. 3. Ergebnisse des Feldversuchs je Standort und Abfallfraktion, PZ = Fußgängerzone, TS = Bahnhofsvorplatz, S = U-Bahn Vorplatz, UC = Universitätsgelände, total= Ergebnisse basierend auf kumulierten Abfällen aller vier Standorten; Abfallfraktionen: RWC = Restmüllbehälter, SSRWC = Restmüllbehälter an der Trennstation, PAP = Papier, LWP = Leichtverpackungen (Verbundverpackungen, Metall- und Kunststoffverpackungen), GL = Weiß- und Buntglas. Quelle: Kladnik et al. (2024)

2.2.2 Erfassungsrate (CR)

An den öffentlichen Versuchsstandorten wurde Glas am effizientesten getrennt (CR 39 %), gefolgt von Papier (CR 12 %) und Leichtverpackungen (CR 10 %) (siehe Abb. 3). Im Vergleich zu Erfassungsraten in Haushalten wäre vor allem bei Papier eine bessere Effizienz erwartbar gewesen. Detaillierte Ergebnisse zeigen, dass die Trenneffizienz je nach Abfalltyp stark variiert. Zu den Wertstoffen mit höher spezifischer Trenneffizienz zählen unter anderem Glasverpackungen (insb. Weißglas), Papierverpackungen und Papier Nichtverpackungen (Zeitungen), Getränkeflaschen aus Kunststoff und Getränkeverpackungen aus Metall, während Papierverbundverpackungen (einschließlich beschichteter Papierverpackungen), andere Leichtverpackungen (haupts. Holzbesteck), Getränkeverbundkarton und beschichtete Kartonbecher eine eher niedrigere Trenneffizienz zeigten.

2.2.3 Fehlwurfrate (CL)

Die höchsten Fehlwurfraten wurden in LWP (CL 34 %) festgestellt, dicht gefolgt von PAP (CL 32 %) und schließlich GL (10 %) (siehe Abb. 3). Im Vergleich zu Hausmüll liegen die Fehlwurfraten generell höher, am deutlichsten jedoch in PAP (Bsp. Haushalte; CL PAP = 3 % in Wien, CL LWP = 19 - 30 % in AT, CL GL = 0,4 - 2,3 % in AT) (ARA, 2013; MA 48, 2017; TBH, 2014). Detaillierte Ergebnisse zeigen unter anderem, dass die Verunreinigungen in PAP hauptsächlich von Hygienepapier und Papierverbunden (inkl. beschichteter Verpackungen) stammen.

2.2.4 Wertstoffpotential

Betrachtet man den gesamten anfallenden Abfallstrom (unabhängig vom Sammelbehälter), so zeigt sich ein vorhandenes „Gesamtwertstoffpotential“ von rund 69 % (lwp, gl und pap), wovon in den Versuchsgebieten insgesamt 20 % korrekt getrennt wurden (siehe Abb. 3 “Gesamtwertstofferfassungsrate“) und 80 % entweder im Restmüll (78%) oder in einer "falschen" Trennfraktion (2 %) entsorgt wurden. Trotz vorhandener Trennstation waren 59 % (SSRWC) bis 68 % (RWCs) des Restmülls Wertstoffe (siehe CL Abb. 3). Das größte Wertstoffpotential im Restmüll (exkl. biogene Abfälle) lag bei Papier, gefolgt von Glasverpackungen, sonstigen Kunststoffverpackungen (z.B. Folien und Schalen), Metall-Getränkedosen und Kunststoffflaschen.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Das Wertstoffpotenzial aus öffentlichen Abfällen ist hoch, sodass eine Verbesserung der getrennten Sammlung in Zukunft erstrebenswert wäre. Wie aus den vorgestellten Feldversuchen hervorgeht, konnte durch die Installation einer zentralen Trennstation erreicht werden, dass ungefähr 17 % der öffentlichen Abfälle getrennt gesammelt und 20 % der Wertstoffe richtig entsorgt wurden. Es zeigen sich dabei starke Unterschiede je nach Art des Abfalls, aus denen sich gezielte Optimierungspotentiale ableiten lassen. Die untersuchte Optimierungsmaßnahme (Wertstoff-Leitsystem) bewirkte insgesamt eine leichte Verbesserung der Wertstofftrennung (Gesamtwertstofferfassungsrate + 4,6 %) und zeigt somit Potential als kosteneffektive Maßnahme für zukünftige Anwendungen. Die Beobachtungstudien, welche zusätzliche Erkenntnisse zum Abfalltrennverhalten liefern werden separat publiziert.

4 DANKSAGUNG

Die Arbeiten werden durch den Wiener Wissenschafts-Forschungs- und Technologiefonds (WWTF) und das Land Niederösterreich im Zuge des Projektes "UrbanWaste" (10.47379/ ESR20-019) gefördert.

LITERATURVERZEICHNIS

ARA (2013). Leistungsreport 2012. https://docplayer.org/112323542-Leistungs-report-2012.html

BMNT (2019). Abfalltrenn-ABC des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus, Abteilung V/6 Abfallwirtschaft. https://www.bmk.gv.at/themen/klima_umwelt/abfall/Kreislaufwirtschaft/trennung/richtigsammeln.html

GV Krems (2024). Trenn-ABC. https://krems.umweltverbaende.at/?kat=35

Kladnik, V., Schwarzböck, T., & Dworak, S. (2024). Improving waste separation in public spaces – a field study. Manuskript in Vorbereitung.

MA48 (2017). Strategische Umweltprüfung zum Wiener Abfallwirtschaftsplan und zum Wiener Abfallvermeidungsprogramm 2019-2024, Anhang 1 Ist-Zustand der Wiener Abfallwirtschaft 2017.

Stadt Wien (2024). Das Mist-ABC - Müll richtig trennen und entsorgen. https://www.wien.gv.at/umwelt/ma48/beratung/muelltrennung/mistabc.html#p

TA Sortieranalysen (2017). Leitfaden für die Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen. In angepasster Version (Oktober 2021). https://boku.ac.at/fileadmin/data/H03000/H81000/H81300/upload-files/Forschung/Leitfaden_Restmuell-Sortieranalysen_Adaptierung_Okt.2021_1.pdf

TBH (2014). Clusterung von Sammeltypen für Leicht-, Metall- und Glasverpackungen aus Haushalten (Ist-Zustand). http://www.tbhauer.at/wp-content/uploads/2017/03/02-Studie-Clusterung-von-Sammeltypen.pdf

Abfalltrennverhalten von KonsumentInnen im öffentlichen und privaten Raum

Betül Gök[1], Barbara Hartl[2], Sabine Dworak[1], Therese Schwarzböck[1] & Astrid Allesch[3]
[1)] Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wien, Österreich
[2)] Universität für Weiterbildung Krems, Department für Wirtschafts- und Managementwissenschaften, Krems, Österreich
[3)] Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Das KonsumentInnenverhalten spielt eine wichtige Rolle bei der Abfalltrennung. Im Gegensatz zu privaten Haushalten wurde das Abfalltrennverhalten in öffentlichen Räumen wie Parks, Fußgängerzonen und Gehwegen bisher kaum analysiert. Im Rahmen des Forschungsprojektes „UrbanWaste“ [WWTF 10.47379/ ESR20-019] wurde das Trennverhalten von KonsumentInnen im öffentlichen Raum anhand von Leitfadeninterviews (n=12) und einer Online Befragung (n=238) analysiert und mit dem privaten Raum verglichen. Die Ergebnisse zeigen, dass das Abfalltrennverhalten nicht als uniform angesehen werden kann. Signifikante Unterschiede bezüglich der Teilnahme an der getrennten Sammlung machen sich in der Verankerung der sozialen Normen sowie dem betriebenen Aufwand bemerkbar. Zusätzlich geht aus der Studie hervor, dass, obwohl das Gesamtabfallaufkommen im öffentlichen Raum geringer ist als im privaten Raum, Wertstoffe (Papier, Kunststoff, Metall, Glas) relevante Abfallfraktionen im öffentlichen Abfall darstellen. Außerdem wird die Bedeutung der Abfalltrennung im öffentlichen Raum von den Befragten im Vergleich zur Vermeidung von Littering als nachrangig angesehen.

1 EINFÜHRUNG

Das menschliche Verhalten und Gewohnheiten spielen bei der Abfalltrennung eine entscheidende Rolle. Die Literatur konzentriert sich hierbei in erster Linie auf den Haushaltskontext (Timlett & Williams, 2008). Es mangelt jedoch an Informationen über das Trennverhalten an anderen Orten, z. B. im öffentlichen Raum. Jüngste Forschungsarbeiten zur Charakterisierung von öffentlichen Abfällen zeigen, dass Abfälle aus öffentlichen Räumen einen hohen Anteil an Wertstoffen enthalten (Gangl et al., 2022; Kladnik et al., 2024) und daher nicht unbeachtet bleiben sollten. Dieses Potenzial bleibt bislang ungenutzt, da öffentliche Abfälle häufig als gemischte Abfälle gesammelt werden.

Diese Studie konzentriert sich auf Abfälle aus öffentlichen Räumen wie Straßen, Parks und öffentlichen Plätzen. Ziel ist es dabei, die Unterschiede im Abfalltrennverhalten der Wiener Bevölkerung im privaten und öffentlichen Raum mithilfe von Leitfadeninterviews und Online Befragung zu analysieren (Details dazu in Gök et al., under review). Relevante Abfallfraktionen in der Studie sind Restmüll, Papier, Leichtverpackungen (Kunststoff und Metall) und Glas.

2 METHODIK

Zur Untersuchung des Trennverhaltens wird ein Multi-Method-Ansatz verwendet, der qualitative und quantitative Sozialforschung kombiniert. Zunächst wurde ein qualitativer Ansatz angewendet, um durch leitfadengestützte Interviews Erkenntnisse zum Trennverhalten zu gewinnen. Auf der Grundlage dieser Ergebnisse wurde eine quantitative Erhebung in Form einer Online Befragung durchgeführt, um Hypothesen zu Unterschieden in der privaten und öffentlichen Abfalltrennung zu testen.

2.1 Leitfadeninterviews

Im Jänner 2023 wurden teilstandardisierte Leitfadeninterviews mit 12 TeilnehmerInnen persönlich durchgeführt. Die Stichprobe sollte möglichst den demographischen Merkmalen der Stadt Wien entsprechen. Ziel der teilstrukturierten Interviews war es, die Verhaltensmuster in Bezug auf die Abfalltrennung zu verstehen. Teilnahmebedingung war ein Mindestalter von 18 Jahren und dass man seit mindestens einem Jahr in Wien wohnhaft ist. Der Interviewleitfaden umfasste vier Themen: Persönliche Einstellungen zur Abfalltrennung, Abfalltrennung im privaten Raum, Abfalltrennung im öffentlichen Raum sowie Verbesserungsansätze. Die Interviews wurden aufgezeichnet und anschließend unter Verwendung des Programms Amberscript transkribiert. Die Auswertung der Daten erfolgte mit dem Programm MAXQDA mittels einer qualitativen Inhaltsanalyse nach Mayring (2002).

2.2 Online Befragung

Insgesamt nahmen 238 Personen an der Online Befragung teil, die zwischen März und Mai 2023 durchgeführt wurde. Die Stichprobe wurde sorgfältig ausgewählt, um die Bevölkerung Wiens in Bezug auf Geschlecht, Alter und Bildungsgrad zu repräsentieren. TeilnehmerInnen mussten als Voraussetzung seit mindestens einem Jahr in Wien leben und mindestens 18 Jahre alt sein. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die demographischen Merkmale der Stichprobe. Die Befragung bestand aus vier Themengruppen: soziale Normen, Abfalltrennung im privaten und öffentlichen Raum, Abfalltrennung und Schwierigkeiten, Abfall im öffentlichen Raum. Sie enthielt insgesamt 30 Fragen (Details in Gök et al., under review). Es wurde eine 5-stufige Likert-Skala von 1 („Ich stimme überhaupt nicht zu“) bis 5 („Ich stimme völlig zu“) verwendet.

Tab. 1: Demographische Daten der TeilnehmerInnen der Online Befragung (Gök et al., under review)

Variable	TeilnehmerInnen (n=238)		Bevölkerung in Wien*
	n	%	%
Geschlecht			
Männlich	109	45,8	48,9
Weiblich	121	50,8	51,1
Divers	8	3,4	k.A.
Alter (Jahre)			
18-29	80	33,6	20,5
30-39	42	17,6	19,6
40-49	30	12,6	16,4
50-59	25	10,5	16,6
>60	61	25,6	26,8
Durchschnittsalter	43.3 Jahre		41,2 Jahre
Bildungsgrad			
Kein Schulabschluss/Pflichtschule	15	6,3	21,2
BMS	10	4,2	8,9
Lehre	22	9,2	20,7
Matura	53	22,3	19,7
Universität	138	58,0	29,5

*Quelle: (MA23, 2023)

Aus den Ergebnissen der Leitfadeninterviews wurden vier Hypothesen (H) abgeleitet, die auf ihre Signifikanz geprüft wurden (siehe nächstes Kapitel 3.2). Für die statistische Datenanalyse wurde das Softwareprogramm SPSS verwendet. Die Hypothesentests wurden mit einem Wilcoxon-Test durchgeführt. Zuvor wurde die Reliabilität anhand von Cronbachs Alpha überprüft.

3 ERGEBNISSE

3.1 Leitfadeninterviews

Abfalltrennung wird von den InterviewpartnerInnen insbesondere wegen des Aspekts der Wiederverwendung und Verwertung von Ressourcen als wichtig erachtet. Die meisten Befragten trennen ihren Abfall im privaten Bereich in vier Kategorien: Restmüll, Papier, Leichtverpackungen (Plastik und Metall) und Glas. Weniger als die Hälfte der Befragten sammelt Biomüll im privaten Raum. Auf Grundlage der Interviews lässt sich das Abfalltrennverhalten für **private Haushalte** in die folgenden vier Merkmale und Praktiken einteilen:

- Erstens wird die getrennte Abfallsammlung oft in den Alltag integriert, weshalb die Lage und Entfernung zu Abfallsammelbehältern entscheidend sind. Dies führt zum zweiten Faktor, dem Zeitaspekt.
- Die Befragten weisen ein ambivalentes Verhältnis zum Zeitaufwand der Abfalltrennung auf. Während die meisten Befragten den eigenen Zeitaufwand der Abfalltrennung als gering einschätzen, wird vermutet, dass der Zeitaspekt ein Hindernis für andere Personen darstellen könnte.
- Drittens kann sich die getrennte Sammlung in Privathaushalten als schwierig erweisen, da die üblichen Abfallsammelbehälter, insbesondere für Altpapier, überfüllt sind und es an Behältern für Biomüll mangelt.
- Viertens berichten die Befragten, dass sie diejenigen Abfallfraktionen sammeln, die im Holsystem oder bei umliegenden öffentlichen Sammelstellen entsorgt werden können. Das Verständnis der KonsumentInnen für das Trennsystem hängt also stark von vorhandenen Abfallsammelbehälter ab.

Im Allgemeinen äußert sich die Mehrheit der Befragten zufrieden mit ihrer Abfalltrennung im privaten Haushalt. Sie empfehlen jedoch, die Anzahl der Papiersammelbehälter in Privathaushalten zu erhöhen und die Sammlung von Biomüll im Holsystem anzubieten.

Während die Befragten die getrennte Sammlung in privaten Haushalten als selbstverständlich ansehen, scheinen sie überrascht darüber zu sein, wenn sie nach ihrem Abfalltrennverhalten im **öffentlichen Raum** gefragt werden, da sie dort keine getrennte Sammlung praktizieren. Außerdem sind sich die Befragten der Unterschiede in ihrem Trennverhalten im privaten und öffentlichen Raum nicht bewusst. Insgesamt geben die Befragten an, dass im öffentlichen Raum nur wenig Abfall anfällt, der dann in der Regel als Restmüll entsorgt wird, unabhängig davon, wie akribisch der Einzelne zu Hause trennt. Es gibt mehrere Gründe, warum die Menschen ihren Abfall in der Öffentlichkeit nicht trennen.

- Erstens führen die Befragten ihr Verhalten auf fehlende Abfallsammelbehälter sowie auf Zeitmangel zurück. Die KonsumentInnen finden es unbequem, Abfälle im öffentlichen Raum zu trennen. Die Abfalltrennung ist mit zusätzlichen Anstrengungen verbunden, da sich KonsumentInnen auf die Suche nach Abfalltrennmöglichkeiten begehen müssen. Informationen über den Standort oder die Entfernung von Sammelbehältern sind nicht leicht zugänglich, während die Behälter für gemischten Abfall besser sichtbar sind.
- Zweitens wird die Vermeidung von Littering durch die Entsorgung von Abfällen in (gemischten) Abfallbehältern als entscheidend angesehen, was darauf hindeutet, dass die Abfalltrennung im öffentlichen Raum keine Priorität darstellt. Die Befragten betonten, dass sie ihre Abfälle niemals auf dem Boden oder in der Umwelt zurücklassen.

Im Allgemeinen wünschen sich die Befragten mehr Abfallsammelbehälter im öffentlichen Raum.

Aus diesen Erkenntnissen wurden die folgenden vier Hypothesen (**H**) entwickelt (Gök et al., under review):

H1. Menschen fühlen sich im privaten Raum mehr dazu verpflichtet, Abfälle zu trennen als im öffentlichen Raum.
H2. Im öffentlichen Raum fällt vor allem Restmüll an. Im privaten Raum fallen neben dem Restmüll auch andere Abfallfraktionen an.
H3. Bei der Abfalltrennung müssen Personen im öffentlichen Raum mehr Aufwand auf sich nehmen als im privaten Raum.
H4. Abfälle nicht in der Umwelt liegen zu lassen, wird von den Personen im öffentlichen Raum als wichtiger eingeschätzt, als Abfälle zu trennen.

3.2 Online Befragung

Die vier festgelegten Hypothesen (H) wurden statistisch auf ihre Signifikanz geprüft. Da die Daten nicht normalverteilt sind, wurde ein Wilcoxon-Test verwendet, um **H1** zu testen. Die sozialen Normen, die die getrennte Abfallsammlung als sozial akzeptiertes Verhalten begünstigen, sind in privaten Räumen (Median = 4,40) signifikant höher als in öffentlichen Räumen (Median = 4,00; asymptotischer Wilcoxon-Test: $z = -9{,}138$, $p < 0{,}001$, $n = 238$). Die Effektgröße beträgt 0,592, was auf einen starken Effekt hinweist (Field, 2009). Diese Untersuchung zeigt also, dass es einen signifikanten Unterschied in den sozialen Normen in Bezug auf die Abfalltrennung in privaten und öffentlichen Räumen gibt. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die sozialen Normen bezüglich der getrennten Sammlung im öffentlichen Raum weniger ausgeprägt sind.

Um **H2** zu testen, mussten die Befragten Abfallfraktionen auswählen, die sie innerhalb einer Woche generieren und aktiv trennen. Damit sollte getestet werden, ob es einen Unterschied zwischen den Abfallfraktionen im privaten und im öffentlichen Raum gibt. Diese Hypothese wurde gewählt, weil viele Befragte angaben, dass im öffentlichen Raum hauptsächlich Restmüll anfalle, während in privaten Haushalten auch andere Abfallfraktionen relevant seien. Die deskriptiven Statistiken widerlegen die Hypothese H2. Wie erwartet, sind auch andere Abfallfraktionen wie Papier, Leichtverpackungen, Biomüll und Glas im öffentlichen Raum relevant. Das wurde unter anderem durch eine Studie von Kladnik et al. (2024) bestätigt, wo der Anteil an Wertstoffen im öffentlich-anfallenden Abfall sogar mit > 50 % gefunden wurde.

Um in **H3** zu testen, ob die Abfalltrennung in öffentlichen Räumen mehr Aufwand erfordert als in privaten Räumen, werden die Items dieses Konstrukts in zwei Gruppen eingeteilt: Ein Teil der Items bezieht sich auf die Zeit („Ich habe keine Zeit, um Abfall zu trennen“ usw.), während der andere Teil der Items die Wahrnehmung der Abfalltrennmöglichkeiten bewertet („Die verfügbaren Trennmöglichkeiten decken alle Abfallarten ab, die ich trennen könnte“ usw.). Die Items, die den Zeitaufwand betreffen, sind in privaten Räumen signifikant höher (Median = 1,00) als in öffentlichen Räumen (Median = 2,50; asymptotischer Wilcoxon-Test: $z = -11{,}357$, $p < 0{,}001$, $n = 238$). Die Verwendung von Abfallsammelbehältern ist im öffentlichen Raum mit mehr Aufwand verbunden (Median = 3,67) als im privaten Raum (Median = 2,33; asymptotischer Wilcoxon-Test: $z = -10{,}972$, $p < 0{,}001$, $n = 238$). Die Effektgrößen deuten auf einen starken Effekt sowohl auf die Zeit (0,736) als auch auf die Trennmöglichkeiten (0,711) hin (Field, 2009). Dies unterstützt die Hypothese, dass die Abfalltrennung in öffentlichen Raum mehr Aufwand erfordert als in privaten Haushalten. Dies ist im öffentlichen Raum darauf zurückzuführen, dass die Zeit ein begrenzender Faktor ist und weniger Trennmöglichkeiten zur Verfügung stehen, sowohl in Bezug auf die Menge der Behälter als auch auf die Zugänglichkeit.

Um in **H4** zu testen, ob die Menschen im öffentlichen Raum der Vermeidung von Littering eine höhere Bedeutung als der getrennten Sammlung einräumen, wurden die Items in zwei Gruppen eingeteilt: Ein Teil der Items befasst sich mit Littering („Es stört mich, wenn Müll auf dem Boden oder in der Umwelt liegt“ usw.), während sich der andere Teil der Items auf Trennmöglichkeiten bezieht („Ich behalte Wertstoffe bei mir, bis ich eine Möglichkeit finde, sie zu trennen“ usw.). Die Bedeutung der Vermeidung von Littering ist deutlich höher einzustufen (Median = 4,47) als die der Abfalltrennung im öffentlichen Raum (Median = 3,00; asymptotischer Wilcoxon-Test: $z = -12{,}356$, $p < 0{,}001$, $n = 238$). Die Effektgröße weist mit 0,801 auf einen starken Effekt hin (Field, 2009). Die Befragten halten es für wichtiger, ihren Abfall nicht in der Umwelt zurückzulassen, als ihn zu trennen.

Details zur Online Befragung finden sich in Gök et al. (under review).

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Diese Studie zeigt, dass das Trennverhalten je nach Ort variieren kann. Das Abfalltrennverhalten der KonsumentInnen im privaten und öffentlichen Raum wurde anhand von Leitfadeninterviews und einer Online Befragung analysiert. Die Ergebnisse deuten auf signifikante Unterschiede im Trennverhalten hin (siehe auch Gök et al., under review):

- Die Teilnahme an der getrennten Abfallsammlung ist im privaten Raum stärker als soziale Norm verankert als im öffentlichen Raum.
- Im öffentlichen Raum fallen zwar weniger Abfälle an, nichtsdestotrotz machen Wertstoffe einen relevanten Anteil aus. Daher ist es potenziell sinnvoll, diese getrennt und nicht als gemischten Abfall zu sammeln.
- Im öffentlichen Raum ist die Teilnahme an der getrennten Sammlung aufwändiger, was als Hindernis aufzufassen ist.
- Die Befragten räumen der Vermeidung von Littering eine höhere Priorität ein. Die Bedeutung der Abfalltrennung im öffentlichen Raum ist im Vergleich dazu nachrangig.

Die aus dieser Studie gewonnenen Erkenntnisse liefern politischen Entscheidungsträgern und lokalen Behörden wertvolle Informationen, um die getrennte Abfallsammlung im öffentlichen Raum zu stärken. Abfallsammelbehälter sollten nicht wahllos, sondern strategisch im öffentlichen Raum aufgestellt werden. Öffentliche Plätze und Bereiche mit hohem Fußgängeraufkommen werden als ideal für die Einführung der getrennten Sammlung angesehen, da diese Bereiche ein hohes Potenzial für Wertstoffe aufweisen (Gangl et al., 2022).

DANKSAGUNG

Diese Forschung wurde vom Wiener Wissenschafts- und Technologiefonds (WWTF) und vom Land Niederösterreich im Zuge des Projekts „UrbanWaste“ (10.47379/ESR20019) gefördert.

LITERATURVERZEICHNIS

Field, A. (2009). *Discovering Statistics Using SPSS*. SAGE Publications.

Gangl, K., Spitzer, F., Walter, A., Gottweis, R., Hübel, T., & Keinprecht, M. (2022). *Abfalltrennung und Littering im öffentlichen Raum. Ein verhaltensökonomisches Feldexperiment (Waste separation and littering in public spaces. A field experiment in behavioural economics)*. www.ihs.ac.at

Gök, B., Hartl, B., Dworak, S., Schwarzböck, T., & Allesch, A. (under review). Consumer behaviour with regard to waste separation in public and private spaces. *Journal of Cleaner Production*.

Kladnik, V., Dworak, S., & Schwarzböck, T. (2024). Composition of public waste - a case study from Austria. *Waste Management*, *178*, 210–220. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2024.02.031

MA23. (2023). *Statistisches Jahresbuch der Stadt Wien 2023. Wien in Zahlen (Statistical Yearbook of the City of Vienna 2023. Vienna in figures)*.

Mayring, P. (2002). *Einführung in die qualitative Sozialforschung: Eine Anleitung zu qualitativem Denken (Introduction to qualitative social research: A guide to qualitative thinking)* (6th ed.).
Timlett, R. E., & Williams, I. D. (2008). Public participation and recycling performance in England: A comparison of tools for behaviour change. *Resources, Conservation and Recycling*, *52*(4), 622–634. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2007.08.003

KONTAKT

DI Betül Gök, BSc
Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement
Technische Universität Wien
E-Mail: betuel.goek@tuwien.ac.at
Telefon: + 43 1 58 801 226 46
Homepage: iwr.tuwien.ac.at/ressourcen

Recyclingfähigkeit von Verpackungen - Potentiale der individuellen, graduellen Bewertung

Angelika Wlodarczyk[1], Elisabeth Pinter[1], Michael Krainz[1], Anja Fredriksson[1], Joachim Christiani[2], Sandra Beckamp[2] & Michael Washüttl[1]
[1)] OFI – Österreichisches Forschungsinstitut für Chemie und Technik, Abteilung Verpackung, Recycling und Gefahrgut, Wien, Österreich
[2)] Institut cyclos-HTP GmbH, Institut für Recyclingfähigkeit und Produktverantwortung, Aachen, Deutschland

KURZFASSUNG: Laut des EU Green Deals sollen alle Verpackungen auf dem Markt bis 2030 recyclingfähig oder wiederverwendbar sein. Im Zuge dessen gibt der Entwurf der „Packaging and Packaging Waste Regulation“ (PPWR) vor, dass Recyclingfähigkeit als Kriterium für die erweiterte Herstellerverantwortung (EPR) miteinbezogen wird und darüber entscheiden soll, ob Verpackungen in Zukunft in der EU zugelassen werden. Dabei soll nicht nur die individuelle, massenbezogene Recyclingfähigkeit, sondern zu späteren Zeitpunkten auch das Ausmaß des großmaßstäblichen Recyclings in Europa betrachtet werden. Am OFI wird die graduelle Recyclingfähigkeit individueller Verpackungen nach dem Anforderungs- und Bewertungskatalog vom Institut cyclos-HTP bestimmt und praktische Prüfungen durchgeführt, die ein Recycling nach State-of-the-Art (TRL 9) verifizieren. Ein Vergleich zu Guideline-basierten Methoden und deren Einschränkungen wurde durchgeführt, sowie ein Überblick über praktische Prüfungen und die Vorgehensweise für Kompatibilitätsstudien gegeben. Dort wurde anhand von Einzelnachweisen auch ermittelt, dass Folien mit einem Barriereanteil von >5 % EVOH durchaus recyclingkompatibel sind. Letztlich können durch die Recyclingfähigkeitsbewertung Optimierungspotentiale für die Nachhaltigkeit einer Verpackung und das resultierende Rezyklat aufgezeigt werden.

1 EINLEITUNG

Verpackungen müssen heutzutage multiplen Kriterien gerecht werden, die vom Füllgut, diversen Handelsanforderungen aber auch seitens der Politik gestellt werden. Neben der primären Funktion einer Verpackung, des Produktschutzes, müssen sie die individuellen Vorzüge des Produktes widerspiegeln, den Wiedererkennungswert von Unternehmen steigern, aber auch möglichst materialreduziert, wiederverwendbar oder auch recyclingfähig sein. Während man sich in der Verpackungsindustrie zunächst auf die Verpackungsminimierung fokussiert und dadurch auf Verbunde mit multiplen Materialschichten gesetzt hat, wird nach Verabschiedung der PPWR durch das EU-Parlament die Sicherstellung hochgradiger Recyclingfähigkeit einer Verpackung zur obligatorischen Maßgabe beim Verpackungsdesign. Eine Verpackung muss, bezogen auf ihre Masse, eine Recyclingfähigkeit von mindestens 70 % (2030) bzw. 80 % (2038) aufweisen, um auf dem Markt positionierbar zu bleiben. Dies gilt auch für importierte Ware (Europäische Kommission 2022). Zusätzlich eingeführte, graduelle Abstufungen der Recyclingfähigkeit bilden die Basis für eine verpflichtende ökologische Gestaltung der Beteiligungsentgelte (Ökomodulation). Dementsprechend ist der Anreiz für hochgradig recyclingfähige Verpackungen gegeben.

Doch wie ermittelt man die Recyclingfähigkeit einer individuellen Verpackung? Im Zuge der EU Verpflichtung zur recyclinggerechten Verpackungsgestaltung, sollen harmonisierte Vorschriften für die in der PPWR gelisteten Verpackungskategorien erstellt werden, an denen sich die Hersteller orientieren können. Diese müssen bis 2028 zur Verfügung gestellt werden. Parallel arbeitet das Normungskomitee CEN TC 261/ SC4 seit 2023 an harmonisierten D4R-Richtlinien (Design for Recycling) für Kunststoffverpackungen, wobei derzeit noch offen ist, ob und wie die in Entwicklung stehenden Normen in der PPWR berücksichtigt werden. Zusätzlich kursieren auf

dem Markt diverse D4R-Guidelines publiziert von Handelsketten, Verbänden, Industrievereinigungen oder auch Universitäten, die als orientierende Dokumente herangezogen werden können.
Konventionelle D4R-Guidelines sowie hierauf basierte Assessments verschaffen einen ersten Eindruck über potenziell vor- und nachteilige Gestaltungsparameter und können im Verpackungsentwicklungsstadium helfen. Jedoch sind sie aus einer Reihe methodischer Gründe vom Grundsatz her ungeeignet, die prozentuelle Recyclingfähigkeit individueller Verpackungen zu bestimmen (Pomberger 2021). So wird z.B. über D4R-Guidelines nach dem Ampelprinzip eine ordinale Einstufung in **Bewertung**skategorien vorgenommen; die PPWR fordert jedoch explizit eine Kriterien-gestützte **Bemessung**smethode also die Ermittlung eines metrisch skalierten Ergebnisses, dessen Bewertung durch den Gesetzgeber bereits im Anhang 2 zu Artikel 6 der PPWR vorgenommen ist. Dementsprechend sind praktisch verifizierbare Standards zur Bemessung der Recyclingfähigkeit, die methodisch auf Stoffbilanzen basieren, gefordert. Im Bedarfsfall können praktische Prüfungen im Labor- beziehungsweise Technikumsmaßstab, die das Verhalten von Verpackungen im Sortier- und Recyclingprozess modellieren, zur Feststellung designbedingter Defizite herangezogen werden. Recyclingfähigkeit als Produkteigenschaft und tatsächliches Recycling sind auch nach PPWR zu differenzieren. Soll Recyclingfähigkeit allerdings ausgelobt werden, ist die wettbewerbsrechtliche Einordnung entscheidend. Dadurch wird gemäß ISO 14021 die Überprüfung von länderspezifischen Infrastrukturgegebenheiten erforderlich. Denn, ob eine Verpackung bei grundsätzlich recyclingfähigen Verpackungskomponenten rezykliert wird, hängt von den vor Ort gegebenen Erfassungs- und Verwertungsstrukturen, sowie der potentiellen Anwendung des Rezyklats ab (Fredriksson et al. 2021). Das Assessment zur Bemessung der Recyclingfähigkeit, das seit 2022 vom OFI in Kooperation mit dem Institut cyclos-HTP durchgeführt wird, deckt sowohl die Ermittlung der Recyclingfähigkeit nach PPWR, als auch die einer umweltbezogenen Herstellererklärung nach ISO 14021 ab (Institut cyclos-HTP 2022).

2 RECYCLINGFÄHIGKEITSBEWERTUNG NACH DEM CHI-STANDARD

2.1 Das CHI Bemessungsschema

Die Bemessung der individuellen Recyclingfähigkeit einer Verpackung nach dem CHI (cyclos-HTP Institut) Standard basiert auf der Anwendung von 10 Kriterien, welche den designbedingten quantitativen und qualitativen Recyclingerfolg gemessen an den materialspezifischen Sammel-, Sortier- und Recyclingstrukturen nach dem Stand der Technik abbilden (Fredriksson et al. 2021). Methodisch gesehen wird eine Wertstoffbilanzierung unter definierten, von der Rezyklatanwendung bestimmten qualitativen Erfordernissen durchgeführt. Die seit 2011 veröffentlichte Methode ist vom Grundsatz her auf alle Materialarten anwendbar. Explizit ausformuliert sind derzeit 13 Recyclingpfade für Verpackungstypen der Materialarten Kunststoff, Glas, Papier, Metall sowie für Verbundverpackungen. Mit Hilfe zusätzlich möglicher Einzelnachweise ist das CHI Recyclability Assessment aber auch für weitere Materialarten anwendbar. Durch die Festlegung der intendierten Rezyklatanwendung werden die qualitative Prozesseignung und die stoffstromspezifischen Unverträglichkeiten einer Verpackung definiert. Der Ablauf einer Recyclingfähigkeitsbemessung ist vereinfacht in der von cyclos-HTP erstellten Abbildung 1 zusammengefasst.

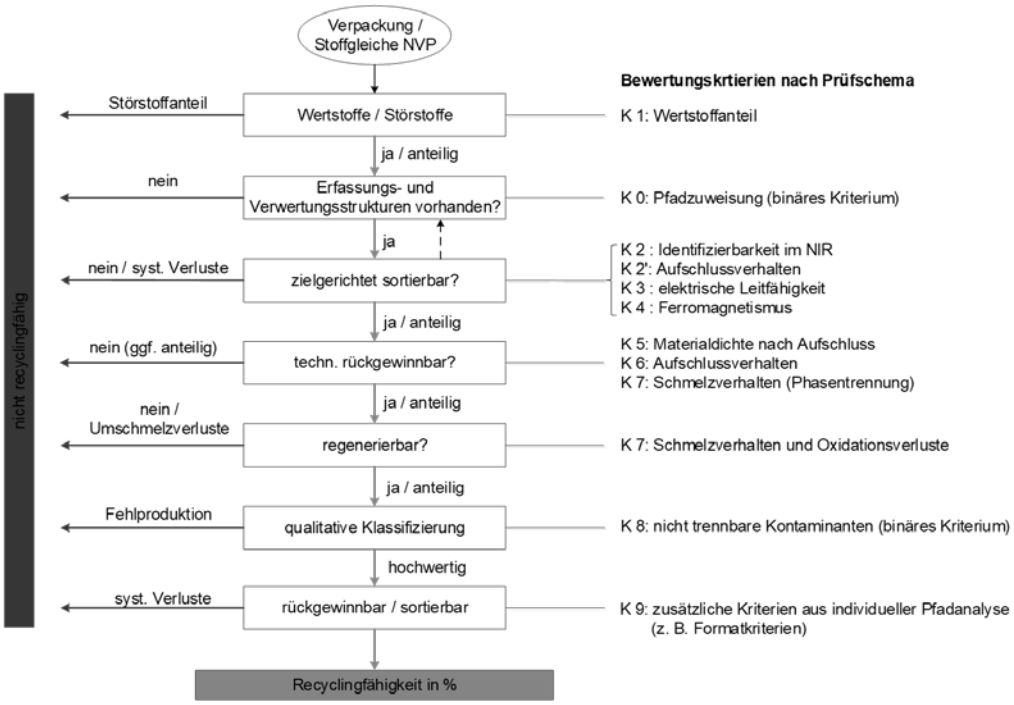


Abb. 1: Schema der Recyclingfähigkeitsbewertung nach CHI (Institut cyclos-HTP 2022). Das Prüfschema umfasst 10 Kriterien. Vergleichbar mit dem deutschen Mindeststandard wird zunächst durch den potenziellen Recyclingpfad der jeweilige Wertstoffanteil einer Verpackung unter Berücksichtigung der intendierten Rezyklatanwendung qualitativ und quantitativ ermittelt. Die Kriterien der zielgerichteten Sortierbarkeit umfassen je nach Verpackungszusammensetzung mehrere Prüfungen basierend auf den Trennmerkmalen der zu durchlaufenden Sortierprozesse: NIR-Detektierbarkeit/ Austragsverhalten, elektrische Leitfähigkeit und Ferromagnetismus. Die Rückgewinnbarkeit der Wertstoffe im Aufbereitungsprozess wird anhand von Prüfungen der Materialdichte, des Aufschluss- bzw. Desintegrationsverhaltens und des Schmelzverhaltens bemessen. Darauf folgt die Ermittlung nicht hinreichend abtrennbarer, die Rezyklatanwendung störender Komponenten im Rahmen der qualitativen Klassifizierung. Hierbei werden die Verpackungskomponenten einerseits mit einer Liste bekannter Unverträglichkeiten (harmonisiert mit dem Anhang 3 des Deutschen Mindeststandards) abgeglichen und andererseits durch gegebenenfalls notwendige Kompatibilitätsuntersuchungen praktisch auf Verträglichkeit geprüft. Zusätzlich werden noch pfadspezifische Zusatzkriterien, beispielsweise Größenkriterien der Verpackungen einbezogen. Bei jedem Kriterium kann ein Wert zwischen 0 und 1 erreicht werden. Nachdem eine Verpackung das Prüfschema durchlaufen hat ergibt sich durch Inbezugnahme aller Ergebnisse und Multiplikation aller Einzelergebnisse analog einer Wertstoffbilanz die Recyclingfähigkeit in %. Grafik © CHI

2.2 Kompatibilitätsstudien

Bei nicht eindeutig gegebener Recyclingkompatibilität oder der Ausweisung als grundsätzliche Recyclingunverträglichkeit (beispielsweise im deutschen Mindeststandard), kann die Recyclingkompatibilität im Rahmen von Kompatibilitätsstudien überprüft werden (Stiftung Zentrale Stelle Verpackungsregister 2021). Stoffstrom- beziehungsweise Rezyklat- spezifisch werden diese Prüfungen in beispielhafter Form von Wasch-, Label - Bleeding und Rösttests (Überprüfung der Kompatibilität von Labels, Klebstoffen und Siegelschichten), Extrusions-, Spritzguss- und oder Blasfolien Tests oder auch Prüfungen der Blattbildungseigenschaften (bei faserhaltigen Materialien) unterzogen. Die praktischen Kompatibilitätsprüfungen zeigen im realitätsnahen Untersuchungsaufbau die Auswirkungen auf Verarbeitungseigenschaften des Rezyklates und die funktionale Kompatibilität zur Rezyklatanwendung.

3 AUSWAHL PRAKTISCHER PRÜFUNGEN DER RECYCLINGFÄHIGKEITSBEMESSUNG

3.1 Kompatibilität von Labels/ Siegelungen auf PET-Verpackungen

Notwendigerweise sollten Polyethylenterephthalat (PET)-Rezyklate, welche zuvor im Lebensmittelkontakt waren, im Kreislauf geführt werden und wieder als Lebensmittelverpackung zum Einsatz kommen. Dementsprechend hoch sind die Anforderungen an PET-Lebensmittelverpackungen bezüglich ihrer Recyclingkompatibilität. Inkompatibilitäten von in alkalischer Heißwäsche nicht abtrennbarer Beschichtungen, Lackierungen oder Klebstoffe, verursachen die Bildung von Abbauprodukten beim Umschmelzen, diese äußern sich u.a. durch eine Verfärbung des Materials. Simuliert wird der Aufbereitungsprozess in einem „Wasch- und Rösttest“. In Abbildung 2 wird das Ergebnis eines PET-Tray Wasch- und Röstversuches nach der Prüfmethode CHI-SEPPET-C8 (Institut cyclos-HTP 2022) dargestellt und zeigt, dass der Siegelbereich nach dem Rösten zu einer deutlich erkennbaren braunen Verfärbung führt. Dies wiederrum deutet darauf hin, dass der Siegelungsrückstand durch den repräsentativen PET-Waschprozess (80°C, 15 Minuten, 600 rpm, Lösung mit NaOH und Waschtensid) nicht von den PET-Flakes abgelöst werden konnte. Die Verpackung wurde als recyclinginkompatibel eingestuft. Da Unverträglichkeit im CHI-Standard binär bemessen wird, beträgt die Recyclingfähigkeit 0 %.

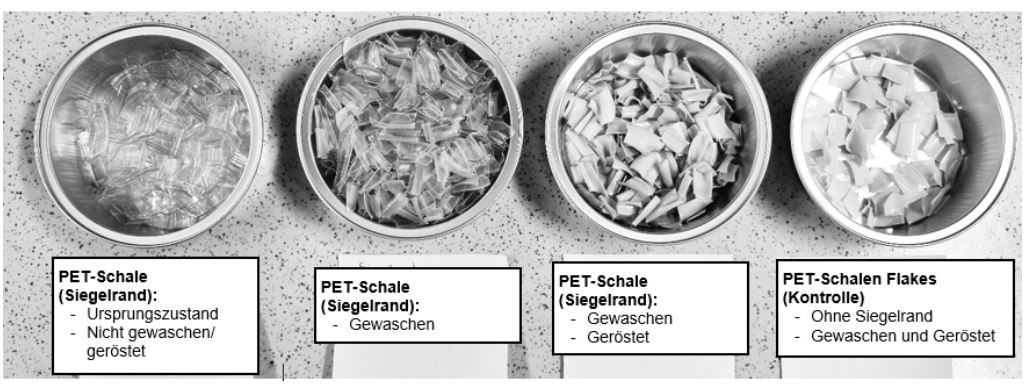


Abb. 2: Ergebnisse der Wasch- und Röstversuche des PET-Schalen-Siegelbereiches einer PET-Schale. Die Flakes beschrieben von links nach rechts, zeigen die PET Flakes des Siegelrandes im Ursprungszustand, nach dem Waschprozess (80°C, 15 Minuten, 600 rpm, NaOH und Waschtensid Lösung) und nach dem Rösten bei 220°C für 1 Stunde. Zum Vergleich werden rechts die PET-Flakes der Verpackung ohne Siegelbereich abgebildet, welche nach dem Waschen und Rösten keine braune Verfärbung aufweisen.

3.2 Einfluss des abfallspezifischen Zustandes auf die NIR-Sortierbarkeit

Für Wertstoffe, die standardmäßig über nahinfrarotspektroskopische (NIR-) Reflexionsmessung sortiert werden, sind die NIR-Erkennung sowie der NIR-Austrag grundlegende Kriterien, um eine korrekte Sortierung aus dem Leichtverpackungsstrom zu gewährleisten. Neben Verpackungseigenschaften wie Form, Gewicht und Bedruckung, spielt auch der abfallspezifische Zustand der Verpackung eine Rolle im realen Sortierprozess. Insbesondere bei hochtransparenten Folien sollte bei der Messung auch der abfallspezifische, verschmutze Zustand mit seinem positiven Effekt auf die Erkennung des Verpackungswertstoffes untersucht werden. Dieser Effekt wird in Abbildung 3 aufgezeigt, die die Ergebnisse eines NIR-Labors an einem transparenten, mit Polypropylen (PP) etikettierten, Polyethylen (PE) Schlauchbeutels veranschaulicht. Die Verpackung wurde einerseits im Neuzustand und andererseits im abfallspezifischen Nachgebrauchszustand (Fettfilm, oberflächlich verschmutzt, zerknittert, etc.), analysiert. Während die reflektierten IR-Spektren der sauberen Verpackungskomponenten

(obere Reihe) im Klassifikations- und Ventilspiegelbild nicht hinreichend als PE oder PP erkannt wurden, zeigt die verschmutze Verpackung eine deutliche Erkennung des PP-Etiketts, sowie des PE-Schlauchbeutels.

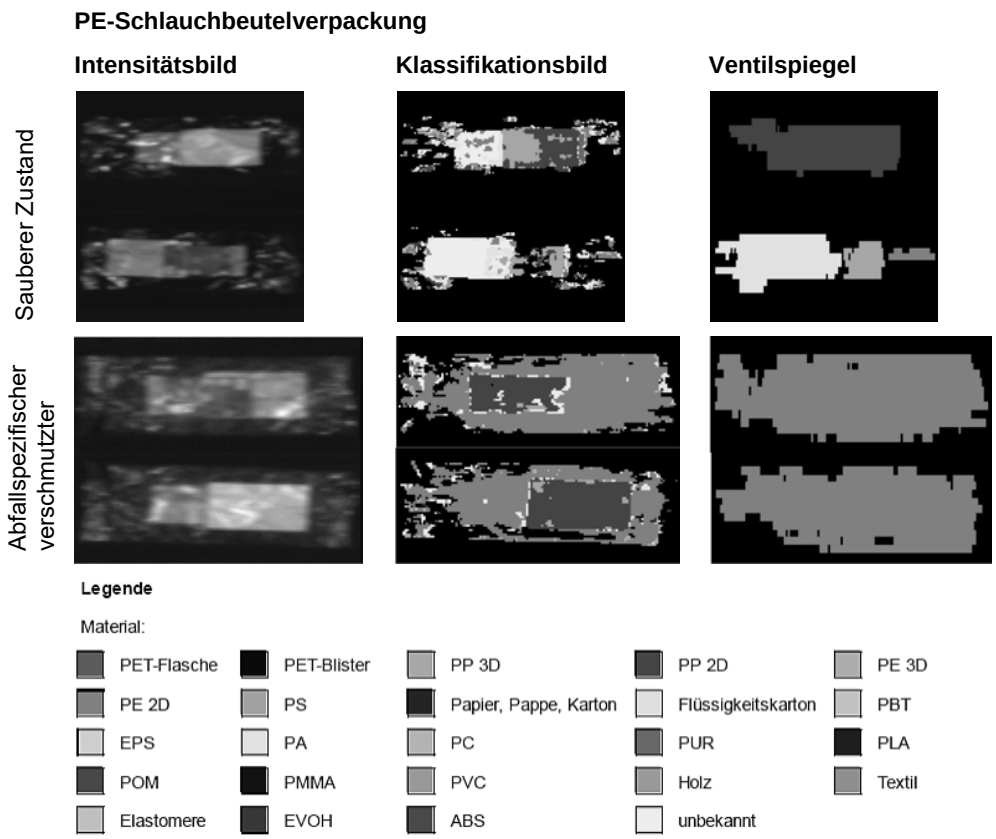


Abb. 3: Intensitäts-, Klassifikations- und Ventilspiegelbild eines PE-Beutels mit PP Etikett, inklusive der Pixel Identifikationslegende. Der abfallspezifische, mit Fett verschmutzte Zustand des Schlauchbeutels zeigt positive Effekte auf die Erkennung (Klassifikationsbild-) und den Austrag (Ventilspiegel) des Wertstoffes PE

3.3 Kompatibilität von PE/EVOH/PE- und PP/EVOH/PP-Folien

Ethylen-Vinylalkohol-Copolymer- (EVOH), ist eine essentielle Sauerstoffbarriere in Verpackungen. In einigen D4R-Guidelines für flexible PE- und PP-Verpackungen wird EVOH als kritische Komponente eingestuft, weil eine negative Beeinflussung der Rezyklatanwendung (in Blasfolien) vermutet wird. Im Sinne der Qualitätssicherung potentieller Rezyklate, wurden deswegen gewichtsanteilsbezogene Höchstwerte für EVOH in Verpackungen festgelegt (meist 5%) (RecyClass 2024). Ein solcher Schwellenwert lässt sich jedoch durch Kompatibilitätsstudien nicht bestätigen.

Eine Studie zur Kompatibilität von EVOH in LDPE- und LLDPE-basierten Kunststofffolien konnte nachweisen werden, dass die mechanischen Eigenschaften PE-basierter Kunststoffe durch den Einsatz von EVOH (auch über 5 % Gewichtsanteil) nicht negativ beeinflusst wurden und EVOH grundsätzlich im Spritzguss recyclingkompatibel ist (Touil et al. 2022). Im Rahmen des FFG Branchenprojekts Reflex wurde die Kompatibilität von EVOH mit PP erforscht (FH Campus 2023). Die Ergebnisse der Untersuchungen (Publikation im Rahmen des Branchenprojektes Reflex

eingereicht) bestätigen, dass sich die untersuchten mechanischen Eigenschaften von PP durch den Einsatz von EVOH bis zu Anteilen von 10 % für Spritzgussanwendungen, bei Betrachtung von 100 % Rezyklatanteil, nicht verschlechtert haben.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Durch die Bemessung der Recyclingfähigkeit von Verpackungen kann die hochwertige werkstoffliche Verwertung von Verpackungen und damit Substitution von Primärrohstoffen realitätsnah abgebildet werden. Die Kombination aus praktischen Prüfungen, die Miteinbeziehung nationalstaatlicher Erfassungs- und Verwertungsstrukturen und der Austausch mit Industrie sowie Sammel-, Sortier- und Recyclingunternehmen bildet den Vorteil, dass Bemessungsstandards ökonomisch aber ökologisch sinnvoll weiterentwickelt werden können. Kompatibilitätsstudien und Einzelnachweise stellen sicher, dass Innovationen im Verpackungsbereich nicht gehemmt werden und ermitteln die praktische Verträglichkeit bzw. Unverträglichkeiten spezifischer Komponenten in den dementsprechenden Recyclingströmen.

LITERATURVERZEICHNIS

European Commission (EC) (2022) Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on packaging and packaging waste, amending Regulation (EU) 2019/1020 and Directive (EU) 2019/904, and repealing Directive 94/62/EC

FH-Campus Wien (2023) (Projektwebsite: Branchenprojekt recyclinggerechte Lebensmittelverpackungsfolien – Reflex - FH Campus Wien (fh-campuswien.ac.at)

Fredriksson, M. A., Derler, A., & Washüttl, M. (2021) Studie zum Thema „Vergleich der Eignung verschiedener Bewertungssysteme für die Recyclingfähigkeit von Verpackungsmaterialien in Österreich“

Hanae Touil, Udo Pankoke, Dominik Schmitz, Roland Bothor (2022) Recycling compatibility of EVOH barrier polymers in polyethylene-based packaging compositions.

Institut cyclos-HTP (2022) Anforderungs- und Bewertungskatalog des Institutes cyclos-HTP zur EU-weiten Zertifizierung (CHI-Standard). Fassung 5.1.

Institut cyclos-HTP (2022). Label and Adhesive Separation Test for PET-based Packaging. Method: CHI-C8-SEPPET/5.0.

Pomberger, R. (2021) Über theoretische und reale Recyclingfähigkeit. Österr Wasser- und Abfallw 73, 24–35. https://doi.org/10.1007/s00506-020-00721-5

RecyClass (2024) Design for Recycling Guideline List. Natural PE Flexible Film for Household and Commercial Packaging. recyclass.eu/guidelines/natural-pe-flexible-films/

Stiftung Zentrale Stelle Verpackungsregister (2023). Mindeststandard für die Bemessung der Recyclingfähigkeit von systembeteiligungspflichtigen Verpackungen gemäß § 21 Abs. 3 VerpackG.

KONTAKT

Angelika Wlodarczyk, MSc
Angelika.wlodarczyk@ofi.at
T: +43 1 798 16 01- 219
Prüfleitung Recyclingfähigkeitsbewertung
OFI - Österreichisches Forschungsinstitut für Chemie und Technik
www.ofi.at

Environmental impact of the end-of-life scenarios of PET rigid packaging in Austria

Werner Frühwirth[1], Bernd Brandt[1], Hanna Schenk[1] & Katrin Detter[1]
[1)] FH Campus Wien, Packaging and Resource Management, Vienna, Austria

ABSTRACT: The European Union's Packaging and Packaging Waste Regulation (PPWR) proposes a recycling rate of 55% for plastic packaging by 2030. Currently, Austria's recycling rate is 24,5%, mainly due to recycling of polyethylene terephthalate (PET) beverage bottles. The research project "PET2Pack" analysed lightweight packaging waste in the “yellow bag” and quantitatively assessed the respective environmental impacts of recycled PET granulate as well as for different end-of-life scenarios for PET food trays and bottles. A Life Cycle Assessment (LCA) was performed to quantify the environmental impacts of secondary PET granulate production and end-of-life scenarios for closed and open- loop recycling compared to primary production. Mass balances and process flow diagrams were developed for Austrian sorting and recycling plants. The global warming potential (GWP) and other impact categories were compared using the LCA method (ISO 14040/14044; midpoint; EF 3.1) and scenario techniques. The results demonstrate that for the analysed fractions recycled PET granulate has a reduction potential of up to 66% compared to virgin material in terms of GWP. This indicates that engaging in open- and closed-loop recycling processes is environmentally favourable compared to the current status quo.

1 INTRODUCTION

The European Union's circular economy package aims to transform the prevailing linear into a circular economic system. According to the proposed Packaging and Packaging Waste Regulation, recycling rates for plastic packaging of 55% are to be achieved by 2030; these are currently at 24,5% in Austria and are mainly determined by the recycling of polyethylene terephthalate (PET) beverage bottles (Bernhardt et a. 2024; European Commission 2022). The industry project “PET2Pack” analysed the levers for mechanical open- and closed-loop recycling of the specific plastic packaging applications PET food trays and PET non-food bottles as well as corresponding environmental impacts of end-of-life (EOL) scenarios.

2 SCOPE & RESEARCH QUESTIONS

The objective of the study was to evaluate the environmental impacts associated with recycled PET (rPET) granulate as well as of different end-of-life scenarios, namely open- and closed-loop recycling of rigid PET packaging. The objective of this analysis was to assess the potential ecological benefits that might be achieved by implementing the proposed changes, in comparison to the status quo. The subject of this analysis was, on the one hand, the balancing of a data set for 1 kg of rPET granulate for PET beverage bottles, PET food trays and PET non-food bottles and the comparison with the primary production of virgin PET (vPET). On the other hand, scenarios for the end-of-life recycling of the target fractions were defined and compared. In particular, open- and closed-loop recycling were compared with the status quo and the respective environmental impacts associated with the thermal treatment of 1 kg of PET target fraction. The resulting environmental reduction potentials were evaluated and interpreted.

The following research questions were derived from this objective:

- What are the environmental impacts associated with the production of 1 kg rPET granulate (PET beverage bottles, PET food trays and PET non-food-bottles) in Austria and which reduction potentials result from the comparison with the vPET granulate?
- What is the environmental potential of closing the loops, i.e. open- or closed-loop recycling, in the EOL for rigid PET packaging (beverage bottles, food trays and non-food bottles) and is it ecologically sound?

3 MATERIALS & METHODS

To evaluate the environmental impacts of the end-of-life treatment of rigid PET packaging the LCA method was used. The global warming potentials (kg CO2 equivalents) and further impact categories of the recycling of PET beverage bottles in the status quo, the adapted sorting and recycling processes for the PET target fractions and end-of-life scenarios of open- and closed-loop recycling were calculated and compared using scenario techniques. The balancing was carried out in accordance with ISO 14040/14044 (2006). The EU Product Environmental Footprint (PEF) version 3.1, in combination with the Joint Research Center's Circular Footprint Formula for the allocation of burdens/credits (European Commission 2020) was used as the method for midpoint impact assessment. The results have been subject to normalization and weighting to identify the five most important impact categories (Sala et al. 2018; JRC 2022; Andreasi Bassi et al. 2023; Crenna et al. 2019). The Ecoinvent database version 3.10. was used for the selection of LCI datasets (Ecoinvent 2023).

In order to determine the environmental impacts of the end-of-life scenarios, the first step was to analyse the sorting and recycling infrastructure for rigid PET packaging in Austria and to determine the mass and energy balances of selected sorting and recycling plants for PET packaging in Austria. Relevant plants in Austria were identified and primary data was collected and supplemented by secondary data from literature and publications of the Austrian Environment Agency (Neubauer et al. 2020, 2021) to illustrate the processes at the level of sorting and recycling. Based on the processes for recycling PET beverage bottles, the processes for the use cases (food trays and non-beverage bottles) were modelled. Energy and mass balances as well as transfer coefficients were calculated, and average values were weighted according to the annual capacities and processed quantities of the Austrian sorting and recycling plants under consideration.

For the allocation of the target fractions and extrapolation, the results of the sorting analyses (Gabriel et al. 2023) carried out in the project were integrated into the model. In the sorting analysis, waste volumes of the target fractions were collected via analysing the lightweight packaging fraction (LWP, collected in Austria in the “yellow bag” or “yellow garbage can”) and the output fraction “PET mixed” in Austrian sorting plants. Based on that, potential volumes for Austria were calculated (Gabriel et al. 2023). The shares of the target fractions in the “PET mixed” output fraction were used to calculate the environmental potentials and extrapolate them for Austria respectively. Transport distances were modelled on the basis of literature data (Allesch et al. 2015; van Eygen 2018). Energy consumption of the sorting processes was allocated based on the process steps and output fractions generated by the plants. Due to the current focus at the recycling level on PET beverage bottles, the environmental impacts of the end-of-life recycling of this fraction were collected as a basis for the calculations. Adaptations for the recycling of the target fractions were implemented following expert assessments, which were combined with primary data collection.

4 RESULTS

4.1 Life Cycle Inventory (LCI)

At the initial sorting stage (see Figure 1), the input material of the LWP fraction is first made accessible using a bag opener. Smaller fractions (<50 mm) and larger fractions (>240 mm) are sorted out using, for example, drum screens. Residual fractions are removed. The main stream (50 to 240 mm) is subjected to magnetic field/electric field separators. The material is fed to further sorting steps based on density, dimensions, weight, and shape. In sensor-based, optical sorting processes, near-infrared spectroscopy (NIR) is employed to sort materials such as polyethylene terephthalate (PET), polypropylene (PP) and others. The utilisation of visual spectroscopy (VIS) enables the acquisition of target fractions based on colour (Neubauer et al. 2021). The sorting of PET beverage bottles into transparent natural, blue and green fractions, as well as manual re-sorting of these fractions, the remaining PET packaging waste in the “PET mixed” output fraction is processed in bales for further treatment, for example, in recycling plants.

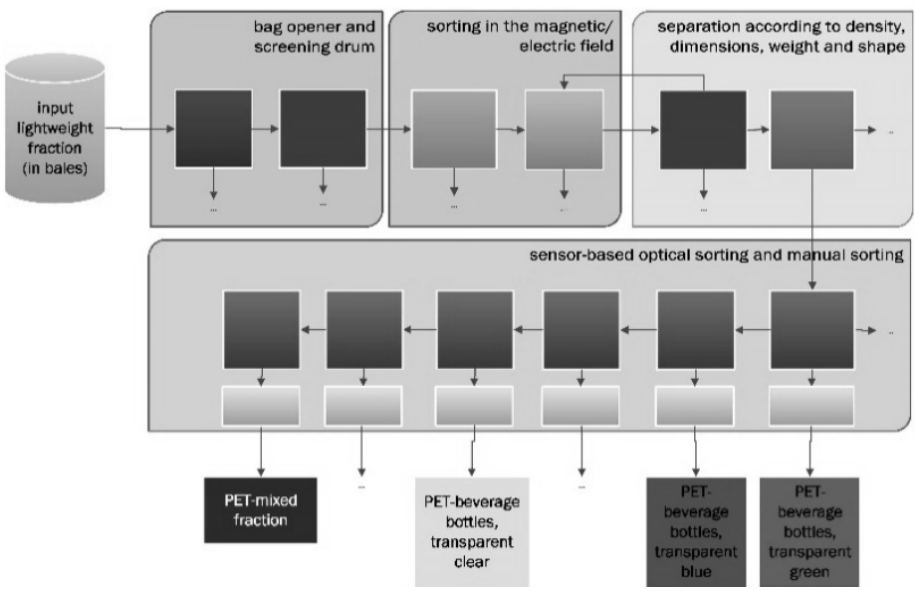


Fig. 1: PET2Pack - Sorting process flows for PET beverage bottles and PET mixed

The mean weighted input material for a PET target fraction (comprising beverage bottles and a mixed PET fraction) of 1 t is 5.9 t LWP input, based on the transfer coefficients collated. As indicated by Gabriel et al. (2023), 55.1 % of the PET mixed output fraction constitutes target fractions for the research project, as illustrated in Table 1. As stated in Chapter 3, material and energy flows were allocated in accordance with the process steps, derived transfer coefficients, and target fractions produced. In addition to the PET mixed fraction and the PET beverage fractions, the target fractions PP, HDPE, polystyrene (PS), canisters, tubs, films, wood, composite beverage cartons, non-ferrous metals and ferrous metals may also be included, depending on the design of the sorting plant. The average electricity consumption of the sorting process for 1 kg of sorting input (LWP) is 68.7 kWh/t.

Tab. 1: Composition of the sorted PET mixed fraction (Gabriel et al. 2023)

Composition of the sorted PET mixed fraction (Gabriel et al. 2023)	
PET beverage bottles	**11,4 %**
PET bottles food	23,7 %
PET bottles non-food	**28,7 %**
PET trays food mono	**15,0 %**
PET trays food multi	12,0 %
PET trays non-food mono	2,0 %
PET others	1,0 %
Contaminants, non-PET	6,2 %

At the stage of recycling (see Figure 2), the sorted bales are broken up and a pre-sorting process is initiated. Various sorting techniques are employed, including e.g. screen classification, magnetic field/electric field separators, ballistic separators, sensor-based optical sorting processes and manual sorting. Subsequently, the fraction is shredded, typically in conjunction with prewashing (Neubauer et al. 2021). A hot washing process is conducted in which caustic soda and possibly other chemical additives are added to remove contaminants from the input material. Subsequent sorting steps may be employed. Finally, regranulation is achieved through a series of processing steps, including decontamination, extrusion, filtration, crystallisation, polycondensation, granulation, and cooling. Once a valid application for compliance with the process criteria of the European Food Safety Authority (EFSA) has been submitted, this process can be used to produce food contact material from food contact material (Neubauer et al. 2021).

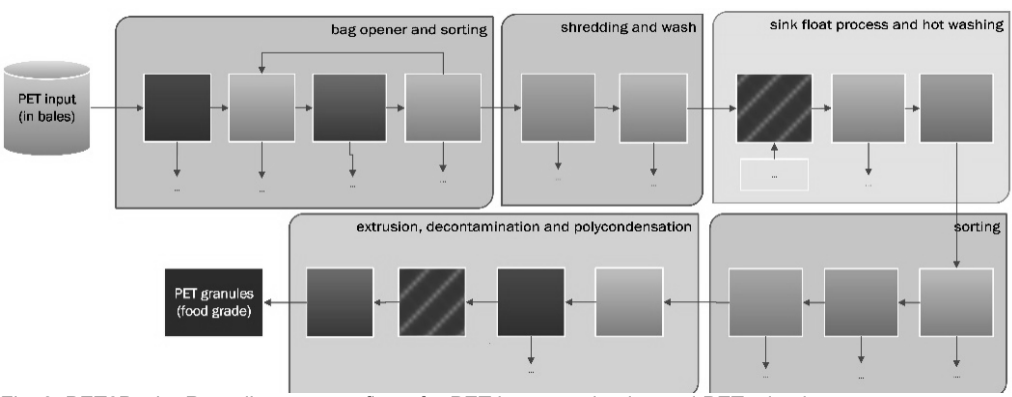


Fig. 2: PET2Pack - Recycling process flows for PET beverage bottles and PET mixed

1 kg of PET regranulate requires 1.57 kg of PET bottle input material or 1.66 kg of PET tray input material. The average electricity consumption at the recycling level for PET non-food bottles is approx. 857 kWh and for PET food trays around 804 kWh per t of regranulate. Furthermore, the consumption of natural gas, diesel, and water per t of regranulate is estimated to be approximately 20 kWh, 15 kWh, and 0.8 m³, respectively. An additional average of 5 litres of auxiliary materials (caustic soda, sulphuric acid, washing booster and defoamer) and approximately 112 kg of nitrogen (SSP) can also be required in the process, calculated also per t of regranulate. The balance was modelled using an Austrian electricity mix (reference year: 2020). Infrastructure such as plant and machinery were cut-off and not included in the calculation.

4.2 Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

The environmental impacts of the sorting and recycling processes for rPET granulate were calculated for PET beverage bottles, PET food trays and non-food bottles (PET mix). A comparison of the environmental impacts for the 5 most influencing impact categories, following a normalization and weighting approach according to EF 3.1., for rPET granulate and primary PET (vPET) is presented in Figure 3. The rPET granulate exhibits significantly lower environmental impacts than the vPET granulate across all impact categories considered. For instance, in terms of climate impact, rPET granulate has the potential to reduce emissions by up to 66% (approximately 1.13 kg CO_2eq. of rPET granulate in comparison to 3.26 kg CO_2eq. of vPET granulate).

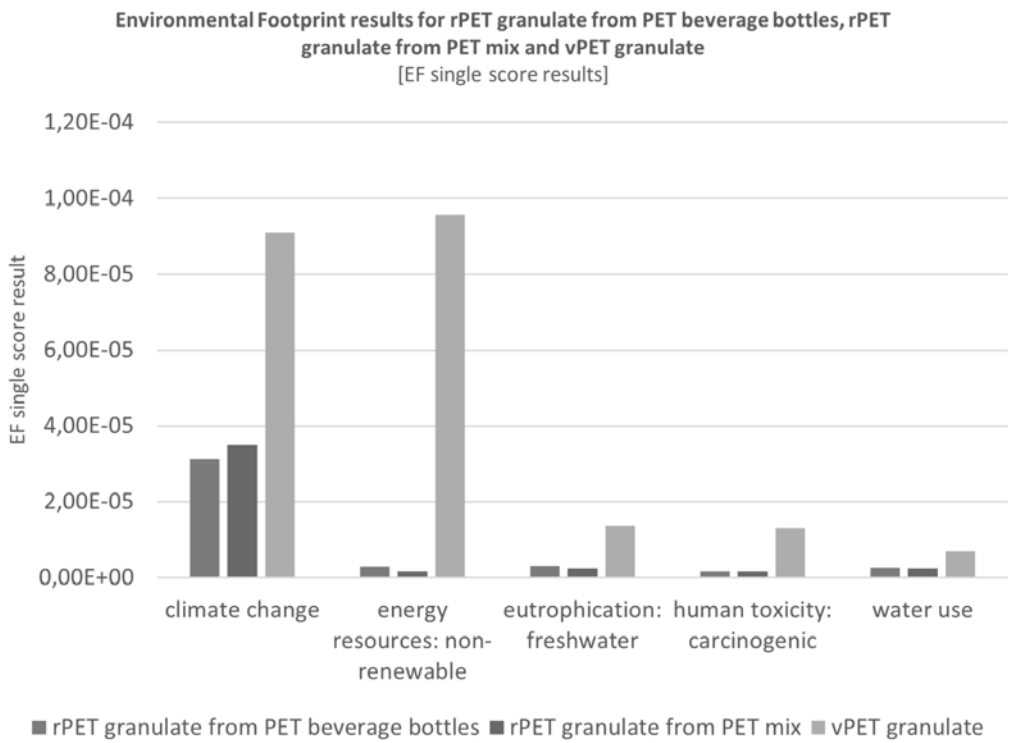


Fig. 3: Comparison of the Environmental Footprint single score results for rPET granulate from PET beverage bottles, rPET granulate from PET mix and vPET granulate for the impact categories climate change, energy resources: non-renewable, eutrophication: freshwater, human toxicity: carcinogenic and water use

The end-of-life analysis was carried out for four different scenarios, that were based on expert assessments and mass potentials based on the output fractions at the gate of the sorting facility (Gabriel et al. 2023):

- **Status Quo 1 (SQ 1)** - 15% thermal recycling (municipal waste incineration (MWI) with energy recovery) and 85% downcycling (non-food grade).
- **Status Quo 2 (SQ 2)** - 90% thermal recycling (see above) and 10% PET beverage bottle recycling.
- **Open-loop recycling** - 9.8% PET beverage bottle recycling, 80.1% downcycling (non-food grade) and 10.1% thermal recycling (MWI with energy recovery).

- **Closed-loop recycling** - 9.8% PET beverage bottle recycling, 33.5% downcycling (non-food grade), 56.7% food-grade recycling and 10.1% thermal recovery (MWI with energy recovery).

The quantification of the end-of-life scenarios demonstrates that both recycling scenarios result in a reduction in climate impact. Specifically, open-loop recycling is associated with a reduction of -22% compared to SQ 1 and -152% compared to SQ 2. Similarly, closed loop recycling is associated with a reduction of -67% compared to SQ 1 and -171% compared to SQ 2.

5 CONCLUSIO

The results of the environmental assessment of the end-of-life scenarios in the PET2Pack project demonstrate that both closed- and open-loop recycling in the Austrian sorting and recycling infrastructure can be considered beneficial from an ecological perspective. Furthermore, the quantification of the climate impact of rPET granulate for PET beverage bottles, PET non-beverage bottles and PET food trays emphasizes that the utilisation of recycled material in accordance with the aforementioned conditions can result in a reduction of greenhouse gas emissions by up to 66%.

REFERENCES

Allesch, A.; Färber, B.; Getzner, M.; Grüblinger, G.; Huber-Humer, M.; Jandric, A. et al. (2015): Benchmarking für die österreichische Abfallwirtschaft. TU Wien -Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft. Vienna, Austria. https://publik.tuwien.ac.at/files/PubDat_247861.pdf

Bernhardt A, Brandstätter C, Broneder C, Gold C, Neubauer C, Oliva J et al. Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2024 für das Referenzjahr 2022. Wien; 2024 [Stand: 30.07.2024].

Ecoinvent (2023): Datenbank Version 3.10. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf, Schweiz. https://ecoinvent.org/.

European Commission (2020): Product Environmental Footprint Category Rules Guidance (PEFCRs), Version 6.3, Annex C - List of default values for A, R1, R2, R3 and Qs/Qp: European Commission Brussels, Belgium. https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/Annex_C_V2.1_May2020.xlsx.

European Commission (2022): Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on packaging and packaging waste, amending Regulation (EU) 2019/1020 and Directive (EU) 2019/904, and repealing Directive 94/62/EC. PPWR (COM/2022/677).

Gabriel, Viktoria Helene; Schaffernak, Andreas; Pfitzner, Manuel; Fellner, Johann; Tacker, Manfred; Apprich, Silvia (2023): Rigid Polyethylene Terephthalate Packaging Waste: An Investigation of Waste Composition and Its Recycling Potential in Austria. In: Resources 12 (11), S. 128. DOI: 10.3390/resources12110128.

ISO 14040 (2006): Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework.

ISO 14044 (2006): Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines.

Neubauer, Christian; Stoifl, Barbara; Tesar, Maria; Thaler, Peter (2020): Sortierung und Recycling von Kunststoffabfällen in Österreich. Anhang. Hg. v. Umweltbundesamt Österreich. Wien.

Neubauer, Christian; Stoifl, Barbara; Tesar, Maria; Thaler, Peter (2021): Sortierung und Recycling von Kunststoffabfällen in Österreich: Status 2019. 2. korr. Auflage. Hg. v. Umweltbundesamt Österreich. Wien.

van Eygen, Emile (2018): Bewirtschaftung von Kunststoabfällen in Österreich: Analyse des Ist-Zustandes und Ermittlung von Optimierungspotentiale aus ökologischer Sicht. Dissertation. Technischen Universität Wien, Wien. Fakultät für Bauingenieurwesen. https://publik.tuwien.ac.at/files/publik_271427.pdf

CONTACT

Dipl-Ing. Werner Frühwirth, MSc.
werner.fruehwirth@fh-campuswien.ac.at
Packaging and Resource Management/Teaching and Research
FH Campus Wien, University of Applied Sciences
www.fh-campuswien.ac.at

Mögliche Wege, Hindernisse und Sinnhaftigkeit der Verwendung von mechanisch recycelten Post-Consumer-Materialien aus Polyolefinen in Verpackungen mit Lebensmittelkontakt

Franz Rittmannsberger[1] & Julia Roitner[1]
[1)] Prezero Polymers, R&D, Haimburg, Österreich

KURZFASSUNG: Seit der Novellierung der Verpackungsverordnung (PPWR) durch die Europäische Union im Jahr 2023, wird diese Regelung in der Branche intensiv diskutiert. Da der Inhalt des PPWR einen positiven Aspekt hinsichtlich der Verwendung von Recycling auf Verpackungen zu haben scheint, ist es eine anspruchsvolle Aufgabe, dies wie geplant umzusetzen.
Polyolefine sind vielseitige Materialien, die für verschiedene Verpackungsanwendungen verwendet werden. Dies bedeutet auch, dass sie während der Lebensdauer der Verpackung oder möglicherweise auch während des Prozesses der Abfallsammlung einer Vielzahl unterschiedlicher Stoffe ausgesetzt sind. Polyolefine neigen dazu, chemische Verbindungen in die Polymermatrix einwandern zu lassen. Darüber hinaus entstehen beim Recycling durch den thermischen Abbau von Klebstoffen und Druckfarben unerwünschte chemische Verbindungen. Dies führt letztendlich zu einer hohen Fremdstoffbelastung im Verpackungsmüll.
Die EU-Verordnung EU2022/1616 fordert, für das Recycling ausschließlich Lebensmittelverpackungen zu verwenden – was wir auch als Grundvoraussetzung zur Gewährleistung der Kundensicherheit sehen. Eine der Herausforderungen besteht daher darin, Lebensmittelverpackungen vom restlichen Verpackungen zu trennen. Glücklicherweise haben hier moderne Technologien wie maschinelles Lernen und Markierungssysteme in den letzten Jahren große Fortschritte gemacht, die voraussichtlich höhere Ausbeuten an geeignetem Material ermöglichen werden.
Dekontaminationstechnologien für Polyolefine haben eine lange Entwicklung hinter sich. Aufgrund der Beschaffenheit des Polymers und des hohen Kontaminationsgrads können mit den derzeitigen Methoden für Polyolefine jedoch nur geringe Dekontaminationseffizienzen im Vergleich zu PET und PS erreicht werden. Daher können nur klar definierte Ströme verwendet werden, die bereits von Anfang an eine geringere Belastung aufweisen.
Abschließend werden einige Empfehlungen für die Stakeholder der gesamten Verpackungskette vorgeschlagen:

- rechtliche Hürden für den Abfalltransport abbauen
- bereits bewährte Wege durchsetzen und
- rationellere Abrechnungssysteme für recycelte Inhalte entwickeln.

1 EINLEITUNG

Kunststoffverpackungen sind aus unserem Alltag nicht wegzudenken. Dennoch genießen sie derzeit in der Bevölkerung keinen guten Ruf. Mit der Packaging and Packaging Waste Directive (PPWD/R, Richtlinie 94/62/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Dezember 1994 über Verpackungen und Verpackungsabfälle) versucht die Europäische Union verpflichtende Rezyklatraten in den Verpackungen von Konsumentenprodukten zu erhöhen. Dies soll auch das Ziel verfolgen, stärkeren Druck auf die Industrie zur Verbesserung der Zirkularität bei dieser Produktgruppe auszuüben.
Eine der wesentlichen Entwicklungen, die dazu vorangetrieben werden müssen, ist die Erhöhung des Einsatzes von Rezyklaten im Bereich der Lebensmittelverpackungen. Nachfolgend sind Aspekte dieser Umsetzung durch mechanisches Recycling aufgelistet.

2 RAHMENBEDINGUNGEN FÜR DAS RECYCLING VON KUNSTSTOFFVERPACKUNGEN FÜR DEN LEBENSMITTELKONTAKT

Im Jahr 2022 mit der EU Verordnung 2022/1616 (Commission Regulation (EU) 2022/1616 of 15 September 2022 on recycled plastic materials and articles intended to come into contact with foods, and repealing Regulation (EC) No 282/2008) wurde Verwendung von Rezyklaten für die Verpackung von Lebensmitteln (Food Contact Materialien - FCM) neu geregelt. In den letzten Jahren wurde von Seiten der Industrie die europäische Lebensmittelbehörde (EFSA) sehr stark für Ihre blockierende Haltung bezüglich Einreichungen zu diesem Thema kritisiert. Die EFSA argumentierte allerdings mit mangelnder Verfügbarkeit von belastbaren Daten, welche eine sichere Verwendung nicht garantieren konnte. Durch die Umstellung des Systems aufgrund der EU Verordnung 2022/1616 soll diese Blockade beseitigt werden.
Im Rahmen dieser Verordnung werden verschiedene Pfade gegeben, um Recyclate auf den Markt zu bringen:

- Suitable Technologies beschreiben Verfahren, die von der EFSA als solche für die Herstellung von Recyclaten für FCM Materialien bereits zugelassen sind. Bisher sind nur Verfahren für PET sowie das Inhouse-Recycling von Produktionsabfällen zugelassen.
- Novel Technologies: für neue Verfahren erfolgt eine Anmeldung als Novel Technology. Nach einer ersten Testphase können Materialien aus diesen Technologien als Verpackung am Markt eingesetzt werden, wobei die Prozesse dabei unter spezieller Beobachtung hinsichtlich Produktsicherheit stehen. Im Endeffekt sollte bei entsprechender Eignung das Verfahren im Laufe von 2-7 Jahren die Novel Technology als Suitable Technology zugelassen werden, was das Risiko der Markteinführung auf Basis dieser Produktionstechnologien hergestellte Produkte senkt.
- Recycling Schemes können für Produkte angewendet werden, die gewisse eng definierte Bereiche mit professioneller Aufsicht nicht verlassen dürfen. Beispiel wären hier Verpackungen in Selbstbedienungsrestaurants oder auch Einwegumlaufverpackungen im B2B Bereich.

Diese EU Verordnung behandelt nicht nur Post-Consumer Materialien sondern alle Art von Recyclaten. Dieses Abhandlung blickt jedoch ausschließlich auf das Recycling von Post-Consumer Materialien, welche im Rahmen der Novel Technologies umgesetzt werden könnten.
Derzeit ist nur die PET-Flasche ein Produkt, das großvolumig zirkulär gefahren wird. Ein Großteil der Lebensmittel wird jedoch in Polyolefinverpackungen auf den Markt gebracht. Nachfolgend wird ein kurzer Überblick über den Stand und generell die Problematiken gegeben, die hier einer breitflächigen Zirkularität entgegenstehen.

3 PRINZIPIELLE VERFAHRENSBESCHREIBUNG RECYCLINGPROZESS

In Abbildung 1 ist ein schematischer Verfahrensablauf beim mechanischen Recycling für Post-Consumer-Materialien dargestellt. Spezifisch wichtig für die Eignung als Lebensmittelverpackung ist eine entsprechende Vorsortierung basierend auf dem ursprünglichen Packgut der Verpackung (war als Lebensmittelverpackung im Einsatz), die Heißwäsche und das Dekontaminationsverfahren.

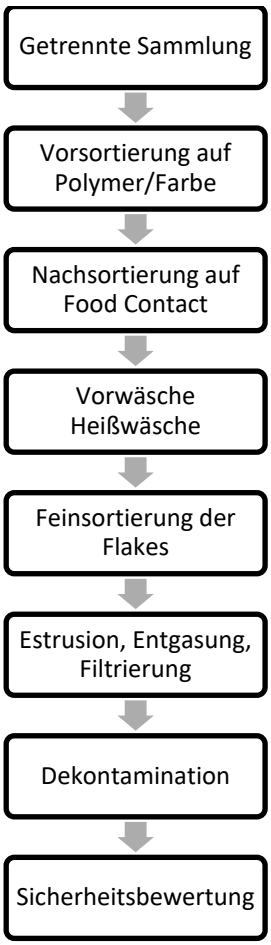


Abb. 1: Schematischer Verfahrensablauf beim Recycling von FCM Materialien

Im Folgenden wird auf die Schwierigkeiten bei diesen einzelnen Stufen des Prozesses eingegangen.

4 TECHNOLOGISCHE SCHWIERIGKEITEN ZUR UMSETZUNG VON FCM MATERIALIEN IM MECHANISCHEN RECYCLING

4.1 Sortierung von Lebensmittelkontaktmaterialien

Prinzipiell ist eine Lebensmittelverpackung nicht von einer Verpackung von sonstigen Produkten nach aktuellem Stand der Technik zu unterscheiden. Es sind Markertechnologien in Entwicklung, welche entweder auf Wellenlägen im nicht sichtbaren Bereich (z.B. im Nahinfrarot-Spektrum) abzielen oder, ähnlich wie Wasserzeichen, von einer Kamera im sichtbaren Bereich erkannt werden können. Hindernis einer breiten Einführung dieser Technologien sind hohe Markteintrittskosten und eine mangelnde Standardisierung.

Verbesserte Sortiertechnologien und der Einsatz von Machine-Learning Software zum Erkennen von Produkten haben in den letzten Jahren dazu geführt, dass man Lebensmittelverpackungen aus den normalen Abfallströmen mit hoher Reinheit aussortieren könnte. Hier fehlt im Polyolefinbereich aber noch die industrielle Umsetzung.

4.2 Dekontamination des Materials

Bei der Dekontamination des Materials soll sichergestellt werden, dass auch im Extremfall – falls ein giftiger Stoff in die Verpackung diffundiert ist – dieser auch wieder entfernt werden kann. Bei PET sind entsprechende Technologien seit Jahren im Einsatz, welche entweder das Material in Granulatform oder im flüssigen Zustand dekontaminieren. Auch wenn für Polyolefine ähnliche Technologien für das Dekontaminieren eingesetzt werden (z.B. für die Kosmetikindustrie), ist hier noch fraglich, ob bei diesen eine ausreichende Dekontaminationswirkung erzielt werden kann.
Inwieweit auch Stoffe berücksichtigt werden müssen, welche nach REACH weder als schädlich noch als potentiell schädlich (SVHC) klassifiziert werden, ist ebenfalls nicht vereinheitlicht.

5 EXISTERENDE STRÖME

Die PET-Flasche ist derzeit das Paradebeispiel eines closed-loop Systems, das sich sogar für Lebensmittelverpackungen eignet. Dies ist einigen Faktoren zuzuschreiben, in denen sich dieses Gebinde von anderen food-contact Produkten unterscheidet: einerseits werden PET-Flaschen in vielen Sammelsystemen und Kommunen getrennt von anderen Verpackungen gesammelt, in vielen EU Ländern gibt es schon bestehende Pfandsysteme – somit ist der Strom sehr rein, auch andere PET Gebinde sind selten nach der Sortierung noch im Ballen; andererseits hat PET eine deutlich höhere Dichte als der Großteil aller Verpackungskunststoffe – somit kann durch eine Schwimm-Sink-Trennung im Wasser ein noch größerer Reinheitsgrad erzielt werden; weiters ist hervorzuheben, dass es sich bei PET – im Vergleich zu Polyolefinen – um ein Polykondensat handelt, das auch unterhalb seiner Schmelztemperatur repolykondensieren kann und somit nicht einem mechanischen Abbau durch das Recycling ausgesetzt ist; die Sterilisation kann aufgrund der höheren thermischen Stabilität auch bei höheren Temperaturen stattfinden, als es für Polyolefine möglich ist – somit kann eine bessere Dekontaminationsleistung erzielt werden.
Hinweis: PET trays werden derzeit nur sehr bedingt recycled. Problematisch ist hier, dass es eine Vielzahl an Multilayervarianten gibt, welche beim Sortieren nicht einfach zu unterscheiden sind.

6 REALISTISCHE ANDERE STRÖME

6.1 PS Jogurtbecher

Aktuelle Untersuchungen zeigen, dass sich Joghurtbecher aus PS mit sinnvoller Ausbeute aus dem normalen Haushaltsmüll sortieren lassen. Potentielle Schwierigkeiten gibt es allerdings bei PS food trays aus Schaum, da diese aufgrund ihrer Dichte in gängigen Trennmethoden eher den Polyolefinen zugeschrieben werden würden.
PS hat aufgrund seines chemischen Aufbaues eine geringere Tendenz, Fremdstoffe in die Polymermatrix aufzunehmen und hat deswegen eine geringere Startkontamination vor der Durchführung einer food-contact Dekontaminationstechnologie. Es kann somit der Fall eintreten, dass eine Verarbeitungstechnologie mit Polystyrol als „suitable technology“ bewertet werden kann, die Dekontaminationsleistung allerdings für Polyolefine nicht ausreicht.

6.2 HDPE Flaschen und Flaschenkappen

Aufgrund der sortenreinen Trennung der PET Flasche sowie einigen Initiativen zur Sammlung von Flaschenkappen, sind diese Ströme am Markt auch in sehr guter Qualität mit geringer Verunreinigung von anderen Produkten vorhanden. Allerdings bestehen Flaschenkappen lediglich zu 90-95% aus HDPE – der Rest wird aus verschiedenen Gründen aus PP hergestellt.
Somit ist die Sortierung einer speziellen Farbe (in sinnvoller Tiefe) auch bei ausreichendem Vorhandensein der Farbe selbst technisch eingeschränkt, da ein Produkt erhalten wird, das einen zu hohen PP Anteil für die Weiterverarbeitung zu Flaschendeckeln hat.
In Ländern in denen es z.B. Milchflaschen aus HDPE gibt, werden auch diese Ströme innerhalb der EU rezykliert werden und eignen sich voraussichtlich für ein closed-loop Szenario.

7 STOLPERSTEINE ZUM ERZIELEN DER ZIRKULARITÄT

7.1 Fehlverwendung von Recyclaten.

Da es derzeit in der Kosmetikindustrie keine klare Regelung für die Sicherheit der aus Recyclaten hergestellten Verpackungen gibt, werden vielfach Materialien verwendet, welche für den Lebensmittelkontakt zugelassen sind. Diese Materialien fehlen dann im Lebensmittelstrom. Hier wäre es wünschenswert, dass die 2024 vom CosPaTox Konsortium veröffentlichten Guidelines für die Verpackungen aus Recyclaten rasch eine Umsetzung am Markt finden und auch langfristig eine gesetzliche Legitimation erhalten wird. Ein weiteres Beispiel sind PET Umreifungsbänder für Karton- und Emballagenverpackungen, welche ebenfalls teilweise aus Materialien aus dem Flaschenstrom hergestellt werden. Schließlich sind noch die PET Trays zu erwähnen, welche Teilweise auch mit PET-Recyclaten aus Flaschen hergestellt werden. Dann ist aber aufgrund mangelnder Rezyklierbarkeit der Trays das Material für den Food-Kreislauf verloren.

7.2 Design for Recycling

Nach wie vor sind viele Verpackungen nicht dafür konstruiert rezykliert zu werden - geschweige denn im Kreislauf gefahren werden zu können.
Ein Beispiel, das im praktisch jeden Haushalt zu finden ist: PP-Folienverpackungen von Lebensmitteln – angefangen von der Chipsverpackung zu Nudelverpackungen. Diese sind meist in der Zwischenlage bedruckt, weshalb ein Abwaschen der Druckfarbe (De-inking) praktisch nicht möglich ist. Diese Folien können praktisch nur in einem Mix mit Rigid-Verpackungen rezykliert werden. Ansonsten ist das Recycling aufgrund der starken Beladung mit Druckfarben, Beschichtungsmaterialien und Verarbeitungsadditiven nicht möglich.
Hinsichtlich der Entfernung von Druckfarben im Recycling unterscheidet sich das theoretische Potential von der praktischen Machbarkeit: De-inking wird aufgrund mangelnder Wirtschaftlichkeit nicht im industriellen Maßstab für Post-Consumerabfälle eingesetzt. Hier müsste zuerst eine Standardisierung der Bedruckung (z.B. nur Schöndruck außen/ direct printing) sowie der verwendeten Binder erfolgen. Binder, welche während des Recyclingprozesses negative Eigenschaften auf die Lebensmittelsicherheit entfalten, müssen vollständig vom Markt genommen werden, um die Sicherheit für Konsumenten gewährleisten zu können.
Generell gibt es auch beim Design für Recycling noch viel Nachholbedarf: Hier sei ein Beispiel einer Verpackung erwähnt (Abbildung 2), welche schon in geringen Mengen eine nachhaltige Störung des gesamten Recyclingprozesses verursacht:



Abb. 2: Beispiel einer stark störenden Verpackung: eine weiße HDPE Flasche mit einem schwarzen Elastomerschlauch, der sich in der Flasche befindet

Trotz der sehr aufwändigen Abfolge des Recyclingprozesse mit mehreren Sortierschritten und Heißwäsche, kann dieser Elastomerschlauch nicht aussortiert werden. Weiters kann der Gummi nicht am Schmelzefilter im Extruder entfernt werden, da er aufgrund seiner Materialeigenschaften durch den Filter gedrückt wird. Eine einzige dieser Flaschen kann somit mehrere Tonnen erzeugtes Recyclat beispielsweise für Blasform-Anwendungen praktisch unbrauchbar machen.
Ein weiteres Beispiel, bei dem im Design wesentliche Verbesserungen erzielt werden könnten sind die PET Trays. An und für sich ein Werkstoff, dessen Recyclingtechnologie sich bereits für Lebensmittelkontaktmaterial eignet – der Aufbau eins zirkularen Stroms dieser Verpackung scheiterte bisher am Aufbau vieler Trays aufgrund des Multimaterial Designs.
Im Endeffekt muss es für ein zirkulares Recyclingsystem Mechanismen geben, die hinsichtlich Recycling schlecht konstruierte Verpackungen durch ein Bestrafungssystem vom Markt drängt. Dies ist in der PPWR prinzipiell vorgesehen, wie es aber genau umgesetzt wird ist aber offen.
Ein weiterer Aspekt, der hinsichtlich Design für Recycling berücksichtigt werden sollte: es ist davon auszugehen, dass bei den großen Strömen (PP, LDPE) auch in ferner Zukunft nur ein kleiner Teil wieder in FCM rückgeführt werden kann. Es muss auch der große Rest in einer Art und Weise via „Downcycling“ rezykliert werden können, da sonst die Kostenbelastung des FCM Rezyklats mit den Entsorgungskosten für das Restmaterial das ganze System unwirtschaftlich machen würde. D.h. man darf sich dann auch bei Design für Recycling Richtlinien nicht alleine auf die hochwertigen Ströme wie eben FCM, wo z.B. Heißwäsche angewandt werden wird, fokussieren, sondern sollte immer den Stand der Technik sowie die theoretischen Potentiale der einzelnen Stoffströme beurteilen

7.3 Kosten

Auch mit mechanischem Recycling lässt sich derzeit (Stand 2024) keine Lebensmittelverpackung herstellen, die vergleichbare Kosten mit Virgin-Materialien hat. Die Recyclingindustrie ist hier den freien Energiepreisen und Ölpreisen ausgesetzt. Zumindest Konzerne aus Nahost können hier relativ leicht Preise von Virgin-Materialien manipulieren, wenn sie beides kontrollieren können.

Somit können sich Investitionen, die in Zentraleuropa aufgrund geopolitischer und wirtschaftlicher Kenndaten getroffen werden, recht schlagartig durch die Interaktion anderer Märkte und rohölfördernder Länder als strategisch falsch erweisen. Dies erhöht das Investitionsrisiko von Recyclingunternehmen und hindert somit die Weiterentwicklung von Technologien.
Entgegen der Meinung vieler ist nicht davon auszugehen, dass der durchschnittliche Konsument bereit ist, mehr für eine Verpackung zu zahlen, die Rezyklat enthält. Hier muss auch der Gesetzgeber aktiv werden – Ansatzpunkt könnte hier auch wesentlich günstigere CO2 Bilanz der Rezyklate sein. Zudem ist die Qualität auch ein entscheidender Faktor: Es wird derzeit nur auf Rezyklierbarkeit gesetzt: PP Folie kann rezykliert werden aber das entstehende Produkt ist derzeit zwei Qualitätslevels unter dem Input.

7.4 Konsumverhalten

Auch der Konsument kann sein Scheibchen dazu beitragen: nach wie vor verkauft sich eine graue Shampooflasche schlechter als eine weiße. Auch wenn die weiße derzeit schon aus Rezylat bestehen kann: aufgrund der nicht perfekten Sortiertechnologien wandert immer Material vom hellen zum dunklen Strom – auch dieser muss eingesetzt werden können. Das Abschöpfen alleinig der besten Fraktionen stellt eine echte Kreislaufwirtschaft in Frage.

8 SINNHAFTIGKEIT DER GESETZGEBUNG

8.1 Details in der PPWR

Es gibt viele Produkte, die derzeit noch nicht aus Rezyklat hergestellt werden – rein aus Kosten oder anderen Gründen. Während einige Anwendungen aus heutiger Sicht technisch machbar und für Konsumenten als sicher eingestuft werden können, gibt es in anderen Bereichen noch nicht geeignete gesetzliche Grundlagen, um den Anforderungen der PPWR entsprechen zu können. Es ergibt keinen Sinn, Quoten für Verpackungen festzulegen, bei denen ein höheres Risiko besteht (z.B. Babynahrung) oder das Ausweichen auf Verpackungen, welche nicht so stark betroffen sind und nicht so stark im Fokus der Öffentlichkeit stehen (Karton- oder Papierverpackungen). Es sollte allerdings aus ökologischer Sicht bewertet werden, ob dieses Ausweichen sinnvoll ist – mittels objektiver Bewertungskriterien – wie zum Beispiel einer Life Cycle Analyse (LCA) könnten hier standardisierte Vergleiche durchgeführt werden, um die beste ökologische Alternative zu forcieren.

8.2 Abfalltransporte

Für eine funktionierende Kreislaufwirtschaft wäre es sinnvoll, Exporte aus der EU zu unterbinden - allerdings nicht zwischen den EU-Mitgliedsländern. Die EU Verordnung 2024/1157 unterbricht funktionierende Abfall-Recycling Ströme – zwar nicht bewusst aber: einzelne Länder interpretieren die Verordnung unterschiedlich, was die gewohnten Bahnen der Stoffströme verkomplizieren könnte.
Österreich schreibt vor, dass Abfalltransporte nur auf der Schiene erfolgen dürfen. Im Sinne der Nachhaltigkeit wäre dies ein sinnvoller Weg, allerdings ist derzeit die Infrastruktur dafür nicht vorhanden – und die Recyclingindustrie ist viel zu klein, um hier eine ausschlaggebende Kraft für Veränderung sein zu können. Es müsste ein Logistikkonzept für die Wagons mit speziellen Dimensionen geben, damit diese nicht leer fahren. Zudem ist in den meisten Sortier- und Recyclingwerken die Entlade und Beladeinfrastruktur nicht vorhanden.

8.3 Greenwashing

Aufgrund von Dokumentationen und teils fragwürdiger Medienberichte werden Kunststoffverpackungen oft gegenüber teilweise schlechteren ökologischen Alternativen benachteiligt. Es werden regelmäßig Produkte, die eine gute Recyclingfähigkeit haben (z.B. PS Joghurtbecher) durch Verbunde mit Papier oder Biopolymeren für den Konsumenten scheinbar ökologischer gemacht – tatsächlich können Materialverbunde grundsätzlich schlechter rezykliert werden, als Monomaterialien.
Auch der Fokus der Industrie auf chemisches Recycling im Bereich für die Anwendung beim Food Contact, scheint derzeit aus ökologischer Sicht aufgrund des deutlich höheren Energieverbrauchs als nicht sinnvoll.
In Deutschland und in Italien wurden Steuern auf Virginmaterialien diskutiert und beschlossen aber nicht in Wirkung gebracht. umgesetzt. In Österreich werden derartige Dinge nicht in der Öffentlichkeit diskutiert.

9 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die EU hat in den letzten Jahren durchaus positive Schritte in Richtung einer zirkulären Verpackungswirtschaft unternommen. Es müssen jedoch rein politisch motivierte Maßnahmen mit fehlendem Beleg zur Effizienz beim Klimaschutz hinterfragt und korrigiert werden.
Eine Behinderung des Marktes durch eigenwillige Überinterpretation der Verordnungen muss vermieden werden.
Letztendlich muss ein stärkerer Zwang der Industrie zum Design für Zirkularität umgesetzt werden oder geeignete finanzielle Bestrafungssysteme angedacht werden. Letztendlich muss auch der Konsument umdenken und Verständnis für das andere Aussehen von zirkulären und rezyklierten Produkten aufbringen.

KONTAKT

DI Franz Rittmannsberger
franz.rittmannsberger@prezero.com
+43 664 8455 210
Prezero Polymers Austria GmbH

Analyse und Optimierung von österreichischem Polystyrol-Haushaltsabfall für die Wiederverwendung in Joghurtbecher-Lebensmittelverpackungen

Nina Krempl[1], Matthias Frühwirth[1], David Zidar[1], Zahra Shahroodi[1], Clemenz Holzer[1], Elisabeth Pinter[2], Vasiliki Archodoulaki[3], Lorenz Bichler[3], Elisabeth Jahn[4], Viktoria Helene Gabriel[4] & Florian Aschermayer[5]

[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Kunststoffverarbeitung, Leoben, Österreich
[2)] Österreichisches Forschungsinstitut für Chemie und Technologie, Abteilung Verpackung, Recycling und gefährliche Güter, Wien, Österreich
[3)] TU Wien, Institute für Materialwissenschaften und Technologie, Wien, Österreich
[4)] Fachhochschule Campus Wien, Packaging and Resource Management, Wien, Österreich
[5)] Greiner Packaging International GmbH, Sattledt, Österreich

KURZFASSUNG: Der Artikel untersucht die Analyse und Optimierung von Polystyrol (PS)-Rezyklaten aus Haushaltsverpackungen mit dem Ziel der nachhaltigen Ressourcennutzung und Abfallreduktion. Dabei werden Effizienz und Qualität der Sortierung, Aufbereitung und Dekontamination analysiert. Die Studie umfasst industrielle und labortechnische Untersuchungen, die zeigen, dass mechanisches Recycling von PS-Verpackungen effektiv neue Produkte schafft. Sie unterstreicht die Wichtigkeit der getrennten Sammlung und Trennung von Materialien, sowie die Potenziale und Herausforderungen bei der Herstellung von Joghurtbechern aus dekontaminiertem rPS, unterstützt durch verbesserte Eigenschaften und sichere Anwendung in Lebensmittelkontaktmaterialien.

1 EINLEITUNG

PS wird aufgrund seiner Eigenschaften wie geringer Dichte, Festigkeit und Transparenz häufig für Haushaltsverpackungen in Österreich verwendet. Diese Studie aus dem Projekt Pack2theLoop, gefördert durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft, ecoplus und der niederösterreichischen Wirtschaftsagentur GmbH untersucht daher das Potenzial von PS-Verpackungen aus österreichischem Haushaltsmüll für Wiederverwendung und Recycling, unterstützt durch regulatorische Entwicklungen der Europäischen Union (EU), wie sie im Entwurf der Verordnung über Verpackungen und Verpackungsabfälle (PPWR) festgelegt sind. Mechanisches Recycling stellt dabei einen geeigneten Prozess dar, um gebrauchte PS-Verpackungen in neue, hochwertige Produkte umzuwandeln. Dies beinhaltet die Sammlung, Sortierung, Zerkleinerung und Reinigung der PS-Flakes durch Friktion, Kalt- oder Heißwäsche und die Trocknung sowie das Aufschmelzen im Extruder, die Dekontamination durch Filtration und/oder Vakuum, die Umwandlung in Granulat und abschließend die Verarbeitung durch Spritzgießen, Blasformen oder Thermoformen. Durch Reduktion des Abfallstroms, effiziente Ressourcennutzung, Kreislaufwirtschaft, u.v.m. trägt mechanisches Recycling zur Reduzierung der Umweltbelastung durch Kunststoffabfälle bei, wobei zu beachten ist, dass rezykliertes PS aufgrund seiner thermomechanischen Geschichte nicht identische Eigenschaften wie neu hergestelltes PS aufweist.

2 MATERIALIEN UND METHODEN

Erste Analysen im Projekt Pack2theLoop, die sich auf den österreichischen Kunststoffabfall aus dem Haushaltsmüll beziehen, zeigten eine erhebliche Inhomogenität des gefärbten PS-Recyclingstroms (rPS), was den Vergleich der Wirkungsgrade von Kalt- und Heißwaschverfahren erschwert (Krempl et al. 2023). Daher wurden heiß gewaschene, farblich sortierte und gemäß dem

PET-Industriestandard dekontaminierte rPS-Granulate für die weitere Charakterisierung verwendet.

2.1 Material

Für die Analysen dieser Studie wurden aus Gründen der Verfügbarkeit Granulate (MVR=5 cm³/min, 200°C/5 kg) aus deutschem Haushaltsmüll (DSD331, Grüner Punkt 2024) verwendet und nach dem PET-Industriestandard aufbereitet. Die Wäsche und Vorsortierung erfolgte durch PreZero Polymers Austria GmbH mit einer Kette aus Tomra-Autosortern für NIR-basierte Objekterkennung der "nicht geschredderten" Verpackungen nach Schwarz und Fremdpolymeren. Nach dem Schreddern und Waschen im Salz- und Wasserbad wurden die Flakes getrocknet und entstaubt, um Metalle und Folien zu entfernen. Eine Heißwäsche bei 80 °C mit 2 % NaOH und 20 Minuten Verweilzeit erfolgte auf einer Krones-Anlage. Die Wiederaufbereitung und Dekontamination der gewaschenen Flakes erfolgte im Industriemaßstab mit freundlicher Unterstützung von Starlinger & Co Gesellschaft m.b.H. Division viscotec, mit einer kombinierten Anlage aus Single Screw Extruder, Filtration 150µm auf einem Kolbenfilter mit Rückspülung, Schmelzedekontamination mittels Vakuumreaktor – viscoZERO, Filtration 100µm auf einem Kolbenfilter, Granulierung UWP 70 mit 18 Löcher. Input und Output der viscotec Dekontamination wurden für weitere Analysen verwendet. Zusätzlich wurde das dekontaminierte rPS (Output) für eine industrielle Studie zur Joghurtbecherherstellung verwendet und im Labormaßstab mehrfach im Sinne der Kreislaufwirtschaft verarbeitet.

2.2 Industrielle Studie - Joghurtbecher

Aufgrund vielversprechender Ergebnisse aus den biologischen und chemischen Analysen des Output-Materials wurde eine industrielle Studie in Zusammenarbeit mit Greiner Packaging International GmbH durchgeführt. Diese nutzte eine Inline-Thermoforming-Anlage mit Standard-Einstellungen für „virgin“ Becher, die leicht angepasst wurden, einschließlich des Austauschs der Siebe am Extruder vor dem Versuch und einer leichten Erhöhung der Heiztemperatur um +5°C für eine bessere Formung des Becherbodens. Der Versuch begann mit einem Anteil von 10 % rPS und 90 % virgin PS (vPS) und konnte bis zu einem Rezyklatanteil von 100 % gesteigert werden.

2.3 Mehrfachverarbeitung

Im Sinne der Kreislaufwirtschaft wurde das Material zusätzlich im Labormaßstab mehrfach verarbeitet, um dessen Eigenschaftsprofil infolge multipler Zyklen zu analysieren. Dazu wurden zwei Ansätze verfolgt.

2.3.1 Ansatz 1: Mehrfachverarbeitung mittels Einschneckenextruder von Flakes und dekontaminierten Rezyklaten zur Ermittlung der mechanischen Materialeigenschaften

Die zerkleinerten Flakes und das dekontaminierte Rezyklat wurden 5x mit einem Einschneckenextruder (EX-18-26-1.5, Extruder-Schnecken Ø 18 mm, 70 rpm, L/D=25:1, Extron Engineering, Akaa, Finnland) verarbeitet. Die extrudierten Stränge wurden auf Partikelgrößen ≤4 mm mit einer Schneidmühle (Pulverisette 19, Fritsch GmbH, Idar-Oberstein, Deutschland) zerkleinert. Proben des Mahlguts nach der ersten, dritten und fünften Extrusion wurden für die Prüfung der mechanischen Eigenschaften verwendet.

2.3.2 Ansatz 2: Mehrfachverarbeitung mittels Doppelschneckenextruder von dekontaminiertem Rezyklat und Qualitätsverbesserung durch den Einsatz von Additiven

Das dekontaminierte Rezyklat wurde zur Qualitätsverbesserung mit zwei verschiedenen Additiv-Masterbatches (MB) behandelt: Oxidationsblocker (AO, 2 Gew.-% MA-XITHEN® SB7AB4940AO) und Schlagzähigkeitsmodifikator (5 Gew.-% MAXILOOP® EMA7AB4820MOD), geliefert von Gabriel Chemie GmbH. Dies geschah mit einem Compounder, Typ ZSE 27 MAXX (Drehrichtung links, NennØ 27 mm, Achsabstand 20 mm, Rastermaß 27 mm, 350 rpm, L/D = 44, 210 °C) von Leistritz Extrusion GmbH. Die Additive wurden einmal während des ersten Verarbeitungszyklus zugegeben. Die Granulierung erfolgte mittels Unterwassergranulierung der Econ GmbH (Österreich), Type EUP 50 D. Zur Untersuchung des rheologischen Materialprofils wurden drei Compounds hergestellt und 10x extrudiert: Referenz-Compound 1: dekontaminiertes Regranulat; Compound 2: dekontaminiertes Regranulat mit 2 Gew.-% AO-MB; und Compound 3: dekontaminiertes Regranulat mit 5 Gew.-% Mod-MB.

2.4 Analysen

2.4.1 Sortierversuche bei der getrennten Sammlung

Von 2021 bis 2024 wurden mehrere händische Sortieranalysen an drei Standorten durchgeführt, um das Recyclingpotenzial der österreichischen Leichtverpackungen aus dem gelben Sack oder der gelben Tonne zu bewerten (Jahn 2023). Dabei erfolgte eine Trennung nach Materialart, gefolgt von weiteren Schritten wie der Unterscheidung nach Food/non-Food, Form (z.B. Becher, Hohlkörper), Farbe, Etikettierung (Direktbedruckung, Sleeve, K3, Label>50%, Label<50%) und Verschluss (mit/ohne). Die erhobenen Mengen wurden nach Gewicht und Stückzahl erfasst.

2.4.2 Biologische, chemische und sensorische Analysen

Die Migrationsuntersuchungen mittels HS-SPME-GC/MS (Screening) sollten Informationen über flüchtige Substanzen liefern. Zur toxikologischen Bewertung wurden das dekontaminierte Rezyklat und die Joghurtbecher-Proben aus der industriellen Studie mittels miniaturisiertem Ames-Test auf DNA-reaktive mutagene Substanzen untersucht. Dazu wurden das dekontaminierte Granulat und die Joghurtbecher-Proben unter Verwendung von 95 % Ethanol für 10 Tage bei 60 °C migriert und anschließend analysiert. Zusätzlich wurde der Geruch der Proben mittels eines Sensorikpanels bewertet, um Abweichungen zu Vergleichsproben zu identifizieren.

2.4.3 Zugversuche der am Einschneckenextruder mehrfach verarbeiteten Flakes und dekontaminierten Rezyklate

Die Zugversuche wurden an den Flake- und dekontaminierten Regranulaten durchgeführt, die im Einschneckenextruder 5x verarbeitet wurden (2.3.1). Für die Zugstabs-Herstellung aus den Extrusionsproben wurde ein Doppelschnecken-Micro-Compounder (Haake MiniLab II, Thermo Fisher Scientific, Waltham, USA) verwendet, zusammen mit der pneumatischen Spritzgusseinheit (Haake MiniJet II, Thermo Fisher Scientific, Waltham, USA). Zugversuche nach ISO 527-2 wurden bei einer Schmelzetemperatur von 200 °C und einer Werkzeugtemperatur von 105 °C mit einer Universalprüfmaschine ZwickRoell Z050 (ZwickRoell GmbH, Ulm, Deutschland) durchgeführt, die mit einem 2,5 kN Kraftsensor (Xforce P) ausgestattet war. Die Dehnungsmessung erfolgte im Bereich von 0,05 bis 0,25 %, und die Prüfung wurde mit einer Geschwindigkeit von 20 mm/min bis zum Bruch durchgeführt.

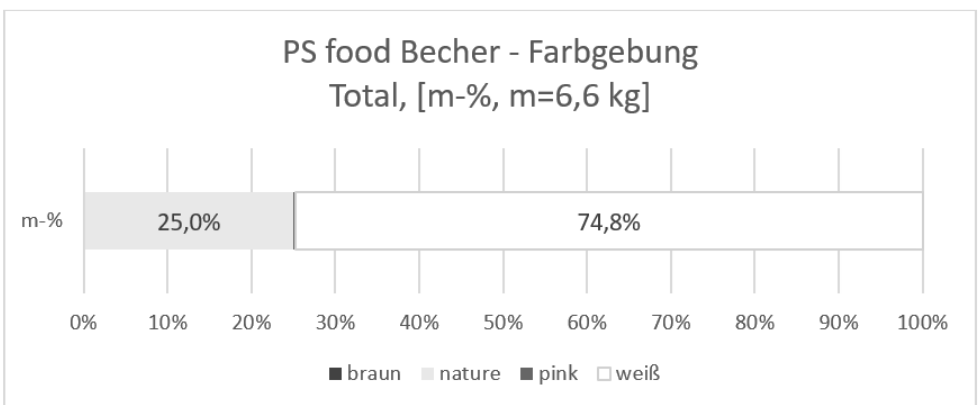
2.4.4 Thermische und rheologische Analysen der dekontaminierten, additivierten und mehrfachverarbeiteten Rezyklate (2.3.2)

Die rheologischen Analysen erfolgten an den Proben aus 2.3.2. Dabei wurden Zyklen 1, 5 und 10 untersucht, um die Effekte von Additiven und wiederholter Verarbeitung auf den Materialabbau zu bewerten.
Rheologie: Unter Stickstoffatmosphäre wurden rheologische Messungen (MCR702, Anton Paar GmbH, Österreich) durchgeführt, um komplexe Viskosität, Speicher- und Verlustmodul zu bestimmen. Die Messung erfolgte bei 210 °C und einer Deformation von 1 % im Frequenzbereich von 0,1 bis 500 rad/s. Durch den Schnittpunkt von Speicher- und Verlustmodul wurde die mittlere Molmasse und -verteilung der Proben qualitativ bewertet (Thermo Fisher Scientific 2023).

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Sortierversuche bei der getrennten Sammlung des österreichischen Haushaltsmülls

Die Zusammensetzung des „Gelben Sacks“ ergab in den Jahren 2021, 2022, 2023 und 2024 einen Anteil von ungefähr 1,2 m-% an formstabilen Verpackungen aus PS. Die Detailanalyse dieser Fraktion zeigte einen hohen Anteil an Becher, die mit Lebensmitteln befüllt waren. Abbildung 1 zeigt die einheitliche Färbung von PS-Bechern für Lebensmittel. 59,9 m-% der PS food Becher wurden direkt bedruckt.



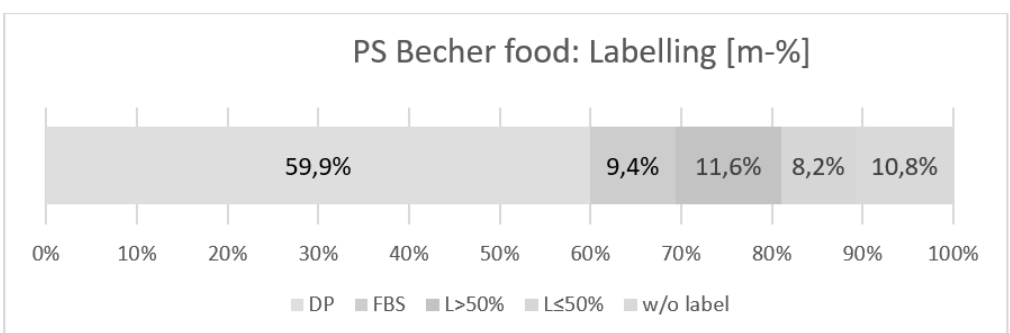


Abb. 1: Darstellung der Farbgebung und der Labelling (L)-Arten von PS Bechern der Zielfraktion aus dem gelben Sack (788 kg) in Gewichtsprozent (DP = direct print, FBS = Full-body-sleeve, L>50% Etiketten, die mehr als 50% die Verpackungsoberfläche bedecken, L≤50% = Etiketten die 50% bzw. weniger als 50% der Verpackungsoberfläche bedecken, w/o label = keine Labellingarten anhaftend)

3.2 Industrielle Studie - Joghurtbecher

Im Rahmen der industriellen Studie wurde die Verarbeitbarkeit des dekontaminierten rPS untersucht. Ein Rezyklatanteil von bis zu 100 % war ohne Anpassungen im Prozess möglich. Trotz Zugabe von 2,5 % weißem Masterbatch blieb der Becher bei 30 % rPS und 70 % vPS matt, wie aus Abbildung 2 ersichtlich. Dies resultiert aus der Direktbedruckung der PS-Joghurtbecher, was die Notwendigkeit zusätzlicher Flake-Sortierung unterstreicht. Abbildung 2 zeigt einen Farbvergleich der Becher. Zudem wiesen die Becher einen unangenehmen Geruch sowie schwarze Punkte und Verunreinigungen auf, die zu Löchern in der Oberfläche führten und vermutlich von Fremdpolymeren stammen.



Abb. 2: Farbvergleich der Becher

3.3 Biologische, chemische und sensorische Analysen

Die chemischen Analysen des Input- und Output-Materials aus dem Vakuumreaktor (Abbildung 3) zeigen eine signifikante Reduktion der flüchtigen Substanzen sowohl in Anzahl als auch Konzentration nach der Dekontamination. Die Untersuchungen der Becher mit verschiedenen Rezyklatkonzentrationen zeigten keine Auffälligkeiten im chemischen Screening, und es wurde kein Zusammenhang zwischen unterschiedlichen Rezyklatgehalten festgestellt. Der miniaturisierte Ames Test ergab keine Hinweise auf problematische Substanzen in den Input- und Output-Proben. Die Becher aus 100 % rPS wurden auf potenziell problematische Substanzen untersucht und zeigten keine positiven Ergebnisse, was auch für andere Rezyklatkonzentrationen angenommen werden kann. Sowohl das dekontaminierte Material, als auch die hergestellten Becher mit unter-schiedlichen Rezyklatgehalten waren sensorisch unauffällig.

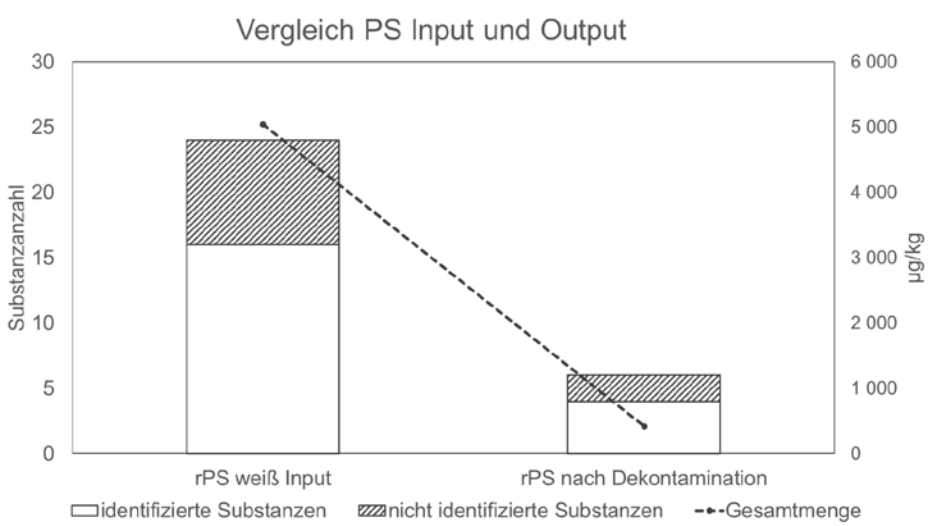


Abb. 3: HS-SPME-GC/MS-Screening der Input und Output Granulate der Dekontamination: Die Anzahl und Konzentration der Substanzen nimmt nach der Dekontamination merklich ab

3.4 Zugversuche der am Einschneckenextruder mehrfach verarbeiteten Flakes und dekontaminierten Rezyklate

Zusätzlich zur industriellen Studie wurden im Labormaßstab "nicht dekontaminierte" Flakes und dekontaminiertes Rezyklat 5x extrudiert, um ihre mechanischen Eigenschaften in Folge von Regranulierung, Schmelzefiltration und Vakuumdekontamination, sowie multipler Zyklen zu untersuchen. Abbildung 4 zeigt, dass das Elastizitätsmodul der Zugstäbe zw. 2400 und 2600 MPa liegt, wobei sich die Zugfestigkeit des industriel dekontaminierten Rezyklats bei 37 MPa leicht über der der Flakes (34 MPa) befindet (Dominginhaus 2013). Das extrudierte Flakematerial zeigte eine höhere mittlere Bruchdehnung im Vergleich zum Regranulat, was auf einen höheren Anteil an Styrol-Butadien-Propfcopolymer (HIPS) hinweist. Wiederholte Extrusionen führten zur Angleichung der mechanischen Eigenschaften zwischen Flakes und industriellem Regranulat, was die hohe Sortiergüte der Flakes und die allgemeine Degradationsbeständigkeit von rezykliertem PS unterstreicht. Spuren von PE-LLD in DSC-Messungen am Regranulat scheinen die mechanischen Eigenschaften nur geringfügig zu beeinflussen; dennoch ist ihre weitestgehende Entfernung erforderlich, da beim Extrudieren Druckertinten potenziell toxische Substanzen bilden können.

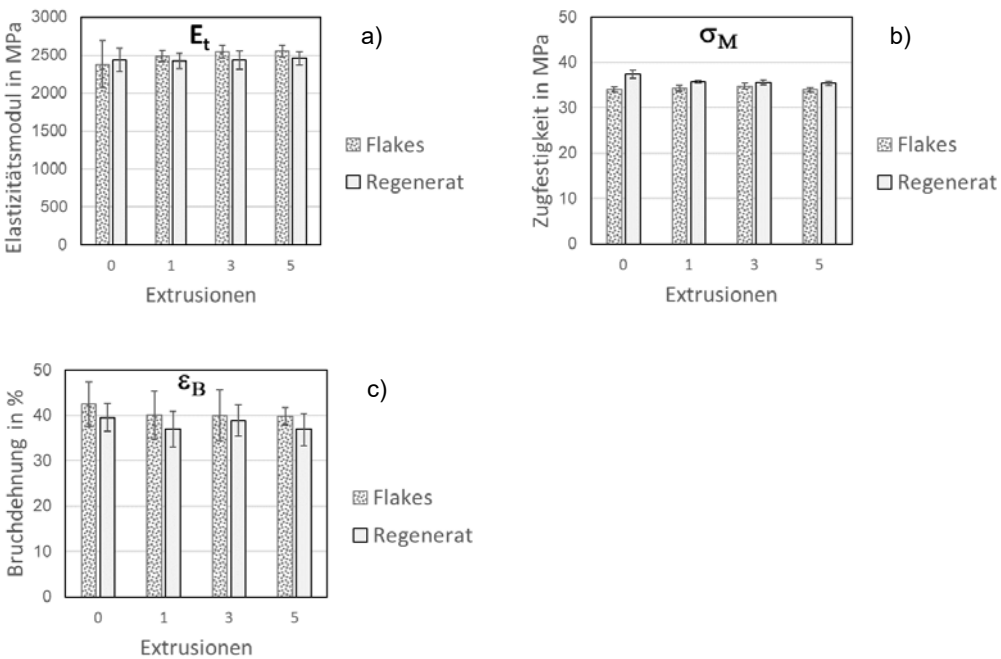


Abb. 1: Ergebnisse der Zugprüfung von rPS Flakes und Regranulat nach der Dekontamination; a) Elastizitätsmodul, b) Zugfestigkeit, c) Bruchdehnung

3.5 Qualitätsverbesserung des dekontaminierten Rezyklats durch Additive und Untersuchung der Mehrfachverarbeitung mittels Doppelschneckenextruder

Um im Sinne der Kreislaufwirtschaft nicht nur das mechanische Eigenschaftsprofil infolge der Mehrfachverarbeitung zu untersuchen, wurde das rheologische Verhalten des Materials mit zwei Additiven zur Verbesserung der Rezyklatqualität analysiert. Die mittlere Molmasse und die Molmassenverteilung wurden anhand von Speichermodul(G‘)- und Verlustmodul(G‘‘)-Messungen bewertet, um die Materialdegradation zu analysieren (Thermo Fisher Scientific 2023). Mit

zunehmenden Zyklen wurde ein fortschreitender Materialabbau bei allen Compounds festgestellt, was durch die Verschiebung der Kreuzungspunkte (Gc) von G' und G'' nach oben und rechts gekennzeichnet wird (Abb. 5 – rechte Abb.). Dies zeigt eine Verringerung der mittleren Molmasse und eine engere Molmassenverteilung (vgl. linke Abb. in Abb. 5). Mit Hilfe von 2 Gew% Antioxidations-MB (grüne Punkte in Abb. 5) kann der Materialabbau nur geringfügig reduziert werden, wo hingegen 5 Gew.% Schlagzähigkeitsmodifikator (blaue Punkte in Abb. 5) deutlich mehr Einfluss zeigt.

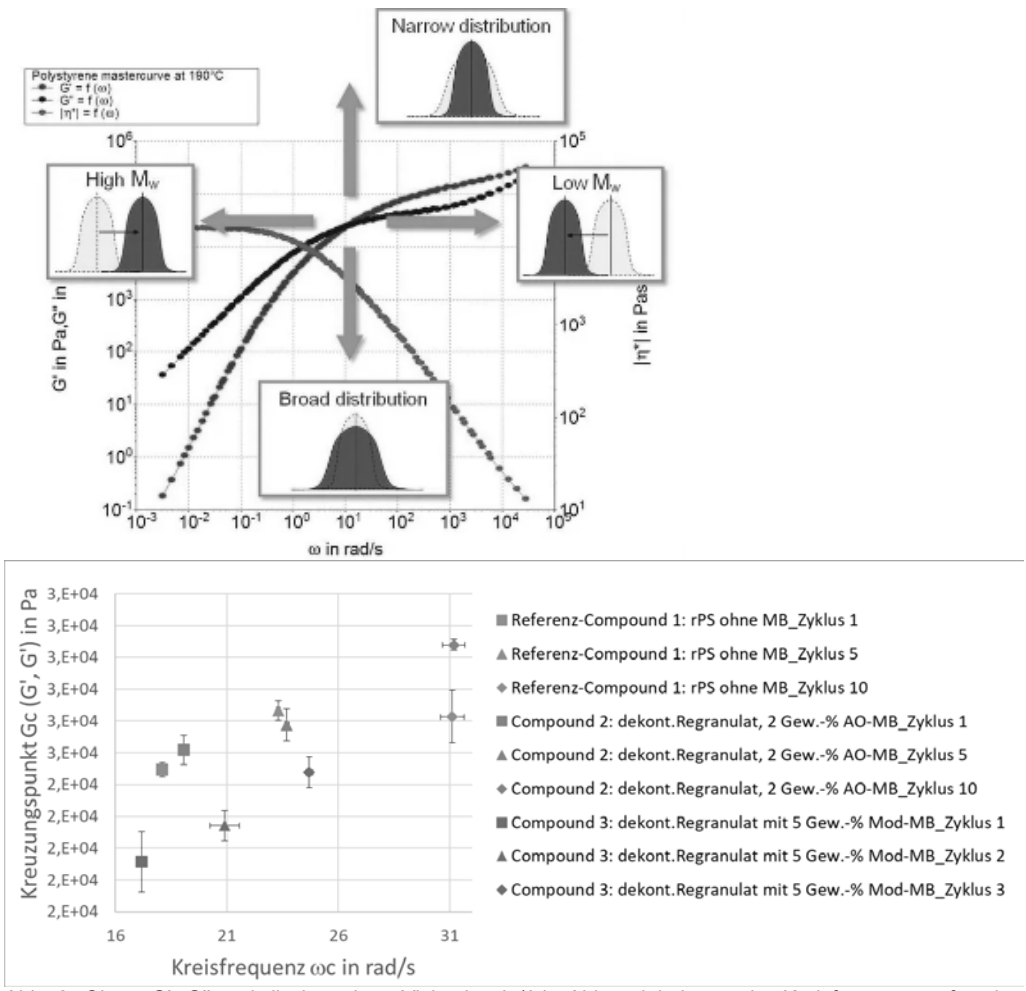


Abb. 2: Oben: G', G'' und die komplexe Viskosität Iη*I in Abhängigkeit von der Kreisfrequenz ω für eine Polystyrolschmelze bei 190 °C (Thermo Fisher Scientific 2023); Unten: Gc (G‘, G‘‘) in Abhängigkeit von ω für Referenz Compound 1, MB Compound 2 und MB Compound 3, gemessen bei 210 °C

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Diese Studie umfasste Untersuchungen zu österreichischem und deutschem Polystyrol Haushaltsmüll, einschließlich verschiedener Aufbereitungsparameter und Schmelze Dekontamination. Dabei erwies sich das mechanische Recycling von PS-Verpackungen als effizienter Prozess zur Herstellung neuer Produkte. Sortieranalysen unterstrichen die Bedeutung der separaten

Sammlung und Trennung von Materialarten, insbesondere bei Lebensmittelfraktionen, wobei der hohe Anteil an weißen PS-Bechern das Recyclingpotenzial verdeutlicht. Industrielle Studien zur Joghurtbecher-Herstellung aus dekontaminiertem rPS zeigten eine Machbarkeit bis zu 100% Rezyklatanteil, jedoch mit Verbesserungsbedarf hinsichtlich Farbe, Geruch und Verunreinigungen durch „schwarze Partikel“. Zugversuche bestätigten stabile Eigenschaften nach mehrfacher Extrusion. Rheologische Analysen der mehrfach compoundierten Proben zeigten, dass die Zugabe von Schlagzähigkeitsmodifikatoren die Materialeigenschaften deutlich verbessern können, besonders das mittlere Molekulargewicht und die Molmassenverteilung des rezyklierten PS. Biologische, chemische und sensorische Analysen ergaben keine problematischen Substanzen im dekontaminierten rPS, unterstützend für den potenziellen Einsatz in Lebensmittelkontaktmaterialien, vorbehaltlich weiterer Bestätigungen.

LITERATURVERZEICHNIS

DerGrünePunkt (2024) Rohstofffraktionsspezifikation 331 Polystyrol, Version 1.00.0001 https://www.gruener-punkt.de/fileadmin/Dateien/Downloads/PDFs/Rohstofffraktionsspezifikationen2024/April/DOC-23-50746_-_Rohstofffraktionsspezifikation_331_Polystyrol_-_v1.00.0001.pdf, aufgerufen am: 25.07.2024

Domininghaus, H. (2013) *Kunststoffe – Eigenschaften und Anwendungen*. 8. Auflage, S.374, 375., *Springer Berlin, Heidelberg*, DOI: https://doi.org/10.1007/b137575

Jahn, E., Fajtak, A., Archodoulaki, V., Bichler, L., Pinter, E., Krempl, N. (2023) Closing the loop of polypropylene and polystyrene food packaging. Madrid, Spanien, CIRCUL-A-BILITY COST Action (CA19124): *Rethinking Packaging for Circular and Sustainable Food Supply Chains of the Future*, Poster Contribution.

Krempl, N., Holzer, C., Pinter, E., Archodoulaki, V., Bichler, L., Jahn, E. (2023) Pack2theLoop – Closing the circle of polyolefin packaging. 38th *International Conference of Polymer Processing Society*, St. Gallen, Schweiz, Oral presentation and Book of Abstracts, p.344.

Thermo Fisher Scientific (2021) Materials Characterization Speichermodul, Optimizin Polmeric Materials with Rheological Analysis. https://www.azom.com/article.aspx?ArticleID=20979, aufgerufen am: 28.08.2023.

KONTAKT

Nina Krempl, DI(FH)
Nina.krempl@unileoben.ac.at
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Kunststoffverarbeitung
https://www.kunststofftechnik.at/

Materialeffizienz und Umweltauswirkungen der Kunststoffverpackungsabfallwirtschaft in Deutschland

Sarah Schmidt[1] & David Laner[1]
[1] Universität Kassel, Fachgebiet Ressourcenmanagement und Abfalltechnik, Kassel, Deutschland

KURZFASSUNG: Im vorliegenden Beitrag werden die Ergebnisse einer umfassenden Bewertung des Bewirtschaftungssystems für Kunststoffverpackungsabfälle in Deutschland in Bezug auf Materialflüsse, Materialeffizienz und Umweltauswirkungen dargestellt und auf dieser Grundlage Herausforderungen und Optimierungsstrategien für die aktuelle und zukünftige Bewirtschaftung von Kunststoffverpackungsabfällen diskutiert. Die Materialflussanalyse ergibt, dass im privaten Endverbrauch 73% der anfallenden Kunststoffverpackungsabfälle getrennt gesammelt und 45% recycelt wurden. Die Ökobilanz der Bewirtschaftung von Kunststoffverpackungsabfällen resultiert in Netto-Umweltentlastungen. Unter Berücksichtigung sich ändernder Randbedingungen für die zukünftige Bewirtschaftung von Kunststoffabfällen werden optimale Strukturen identifiziert und eine ökologisch robuste Entscheidungsunterstützung angeboten.

1 HINTERGRUND

Seit 1991 stieg der jährliche Verbrauch von Kunststoffverpackungen durch private Haushalte in Deutschland von 12 auf 25 kg pro Person an (Schüler, 2012; Burger, Cayé, & Schüler, 2022). Die Beliebtheit von Kunststoffverpackungen lässt sich durch deren geringes Eigengewicht, gute Verarbeitbarkeit, geringen Preis und breite Funktionalität erklären. Des Weiteren tragen Kunststoffverpackungen zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen und zum Schutz verpackter Waren vor mechanischer Beschädigung bei. Aufgrund ihrer Abhängigkeit von fossilen Rohstoffen, ihrer kurzen Lebensdauer und ihres Beitrags zur Meeresvermüllung stehen Kunststoffverpackungen jedoch auch in der Kritik. Der steigende Verbrauch von Kunststoffverpackungen und die mit der Herstellung und Entsorgung verbundenen umweltbezogenen Herausforderungen unterstreichen die Relevanz optimierter Bewirtschaftungskonzepte für Kunststoffverpackungsabfälle. Im Jahr 2022 veröffentlichte die Europäische Kommission einen Entwurf zur Überarbeitung der Rechtsvorschriften über Verpackungen und Verpackungsabfälle, der vorsieht, die negativen Umweltauswirkungen von Verpackungen und Verpackungsabfällen zu verringern und den Übergang zu einer Kreislaufwirtschaft zu fördern. Die Ergebnisse einer umfassenden Bewertung des Bewirtschaftungssystems für Kunststoffverpackungsabfälle in Deutschland in Bezug auf Materialflüsse, Materialeffizienz und Umweltauswirkungen werden im vorliegenden Beitrag zusammenfassend dargestellt und auf dieser Grundlage Herausforderungen und Optimierungsstrategien für die aktuelle und zukünftige Bewirtschaftung von Kunststoffverpackungsabfällen diskutiert.

2 MATERIAL UND METHODEN

Das Bewirtschaftungssystem für Kunststoffverpackungsabfälle in Deutschland wurde umfassend bewertet in Bezug auf Materialflüsse, Materialeffizienz und Umweltauswirkungen. Als Grundlage für diese Bewertung wurde ein Abfallzusammensetzungsmodell erstellt, das basierend auf diversen Datenquellen die Zusammensetzung von Kunststoffverpackungsabfällen in Bezug auf Materialien, Produkten und deren Verteilung auf verschiedene Sammelpfade beschreibt. In einem nächsten Schritt wurden die Ergebnisse des Abfallzusammensetzungsmodells in einer Materialflussanalyse für die deutsche Kunststoffverpackungsabfallwirtschaft verwendet, um die Materialeffizienz des Systems zu bewerten. Die mit der Bewirtschaftung von Kunststoffverpackungsabfällen verbundenen Umweltauswirkungen wurden im Rahmen von Ökobilanzen in 16 Umweltwirkungskategorien quantifiziert. Zur Identifikation von Strategien zur Optimierung der

Kunststoffverpackungsabfallwirtschaft wurden Szenarioanalysen und Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Die umfassenden Systemanalysen formen die Basis für eine Diskussion für eine aktuell und zukünftig optimale Bewirtschaftung von Kunststoffverpackungsabfällen. Eine detaillierte Beschreibung der genutzten Daten und Methoden findet sich in Schmidt (2023) sowie zusammenfassend dargestellt in Schmidt und Laner (2023a). Die aus der Materialflussanalyse und Ökobilanz resultierenden Stoffströme und Umweltauswirkungen wurden zusätzlich anhand von Indikatoren, wie Recyclingquoten und der Ökologischen Abfallwertnutzungskennzahl (Environmental Waste Utilization score, kurz EWU; siehe Schmidt und Laner 2023b) ausgewertet.

3 ERGEBNISSE

Im Jahr 2017 fielen in Deutschland 2.055 kt Kunststoffverpackungsabfälle pro Person im privaten Endverbrauch an. Die Materialflussanalyse ergibt, dass 73% dieser Kunststoffverpackungsabfälle getrennt gesammelt und 45% recycelt wurden (Schmidt & Laner 2021). Nicht-getrenntgesammelte Kunststoffverpackungsabfälle wurden größtenteils über den Restabfall entsorgt und energetisch verwertet. Geringe Mengen an Kunststoffverpackungsabfällen wurden im Bioabfall erfasst oder gelittert.

Obwohl weniger als die Hälfte der Kunststoffabfälle recycelt wurde, ergab die Ökobilanz in allen 16 berücksichtigten Umweltwirkungskategorien Netto-Umweltentlastungen (Schmidt & Laner 2023c). Die getrennte Sammlung leistete einen wesentlichen Beitrag zu den Umweltentlastungen, da sie durch die Substitution von Neuware durch Rezyklate und die Substitution von Strom und Wärme infolge einer thermischen Verwertung von Reststoffen Gutschriften erzielte. Die Restabfallbehandlung von Kunststoffverpackungsabfällen in Müllverbrennungsanlagen führte hingegen zu Netto-Umweltbelastungen in einzelnen Wirkungskategorien, wie Globale Erwärmung, da die Emissionen aus der Verbrennung die Gutschriften aus der thermischen Verwertung überwiegten (vgl. Abbildung 1). Eine Beitragsanalyse zeigte, dass Abfallsammlung und -transport in allen und die Sortier- und Recyclingprozesse in den meisten Wirkungskategorien nur einen untergeordneten Anteil an den Umweltauswirkungen der Bewirtschaftung von Kunststoffverpackungsabfällen ausmachen.

Die „ökologische Abfallwertnutzungskennzahl (EWU)“ setzt die Netto-Umweltentlastungen der Abfallbewirtschaftung in Verhältnis zu den Umweltbelastungen, die bei der Produktion der im Abfall enthaltenen Materialien entstehen. Die Anwendung der EWU-Kennzahl auf die Kunststoffabfallbewirtschaftung in Deutschland zeigt, dass in nur drei von sechzehn Wirkungskategorien die Abfallbewirtschaftung den ökologischen Wert der Abfälle vollkommen ausschöpft. In anderen Wirkungskategorien bestehen dagegen Potenziale für eine weitergehende Nutzung des ökologischen Abfallwertes. Beispielsweise beträgt der EWU-Wert für Globale Erwärmung nur 55%.

Eine Analyse prospektiver Energie- und Materialproduktionsszenarien deutet darauf hin, dass in Zukunft mit einem Rückgang der Umweltentlastungen zu rechnen ist, da aufgrund der Defossilisierung von Material- und Energiesystemen die Gutschriften für die Substitution von Strom, Wärme und Kunststoffneuware voraussichtlich sinken werden. Bezogen auf die Klimaschutzpotenziale werden die größten Veränderungen für die energetische Verwertung von Kunststoffverpackungsabfällen erwartet.

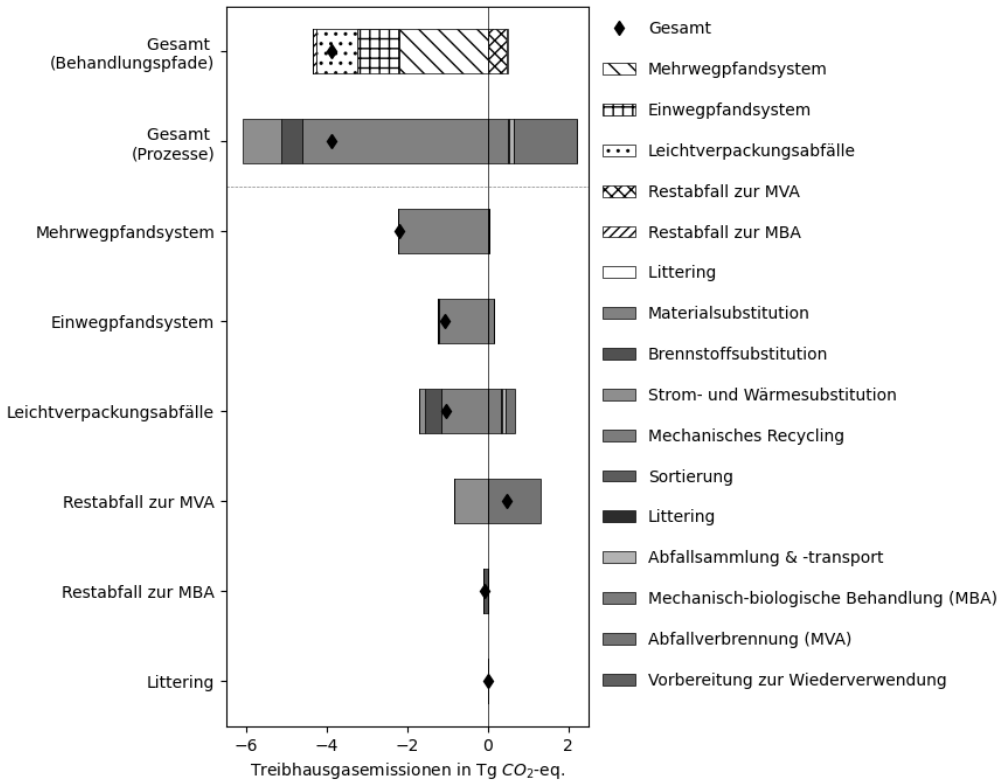


Abb. 1: Treibhausgasemissionen der Kunststoffverpackungsabfallwirtschaft in Deutschland im Jahr 2017

4 DISKUSSION

Die auf EU-Ebene definierten Ziele für die zukünftige Optimierung der Bewirtschaftung von Kunststoffverpackungsabfällen sind ambitioniert. Alle Kunststoffverpackungen, die in Verkehr gebracht werden, sollen bis 2030 wiederverwendbar oder auf wirtschaftlich tragfähige Weise recycelbar sein. Zusätzlich sind Maßnahmen zur Abfallvermeidung und zur Reduzierung von Überverpackungen vorgesehen. Die EU-Verpackungsrichtlinie schreibt außerdem ein Ziel von mindestens 50% Recycling bis 2025 vor, das bis 2030 auf 55% ansteigt. Um diese ambitionierten Ziele zu erreichen, langfristig Kunststoffkreisläufe zu schließen und den Umweltnutzen der Kunststoffverpackungsabfallwirtschaft zu erhalten, sind Optimierungsstrategien notwendig.

Diese Optimierungsstrategien sollten darauf abzielen, die wesentlichen ökologischen Herausforderungen, die mit der Bewirtschaftung von Kunststoffverpackungsabfällen verbunden sind und einen Wandel hin zu einer zirkulären Kunststoffverpackungswirtschaft erschweren, zu reduzieren. Bei diesen wesentlichen Herausforderungen handelt es sich um die Abhängigkeit von fossilen Rohstoffen, eine unzureichende Getrenntsammlung, Verluste in Sortierung und Recycling, Unsicherheiten bezüglich des Verbleibs exportierter Kunststoffe sowie Emissionen aus der Kunststoffabfallverbrennung.

Langfristig sind insbesondere die Abtrennung von Kunststoffabfällen aus dem Restabfall (in Privathaushalten oder Abfallbehandlungsanlagen) sowie die Steigerung von Mengen und Qualitäten von Rezyklaten Schlüsselfaktoren für eine effektive Optimierung der Kunststoffverpackungsabfallwirtschaft. Die Bedeutung des Verstehens systemischer Effekte wird durch Zielkonflikte

zwischen den Zieldimensionen Abfallvermeidung, Zirkularität und Umweltauswirkungen deutlich. Zur Etablierung einer zirkulären Kunststoffverpackungswirtschaft ist die Zusammenarbeit von Akteuren aus verschiedenen Phasen des Kunststoffverpackungslebenszyklus notwendig.

5 FAZIT

Im Jahr 2017 wurden in Deutschland 73% der Kunststoffverpackungsabfälle aus dem privaten Endverbrauch getrennt gesammelt. 45% der Kunststoffverpackungsabfälle wurden einem finalen Recycling zugeführt. Die Ökobilanz zeigte, dass die Bewirtschaftung von Kunststoffverpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2017 in allen 16 betrachteten Wirkungskategorien in Netto-Umweltentlastungen resultierte. Diese Umweltentlastungen sind auf Einsparungen durch die Substitution von Neuware durch Rezyklate und die Substitution von Strom und Wärme in Folge der thermischen Verwertung zurückzuführen. Die Ergebnisse von Szenarioanalysen zeigen, dass Anstrengungen entlang der gesamten Kunststoffverpackungswertschöpfungskette notwendig sind, um Recyclingniveaus weiter zu steigern und Umweltauswirkungen zu senken. Die anhand der Analysen gewonnenen Erkenntnisse unterstreichen die Bedeutung eines tiefreichenden Verständnisses für systemische Effekte in Abfallbewirtschaftungssystemen und deren Abhängigkeiten von sich ändernden Randbedingungen. Konsistente und umfassende Analysen auf systemischer Ebene sind daher eine Grundvoraussetzung, um optimale Strukturen für die zukünftige Bewirtschaftung von Kunststoffabfällen zu identifizieren und um eine fundierte Entscheidungsunterstützung bezogen auf die Gestaltung einer ökologisch robusten Abfallbewirtschaftung zu ermöglichen.

LITERATURVERZEICHNIS

Burger, A., Cayé, N., & Schüler, K. (2022). Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2020. Umweltbundesamt. ISSN 1862-4804. Dessau: Umweltbundesamt.

Schmidt, S. (2023). Plastic packaging waste management in Germany: Evaluating and optimizing material flows and environmental impacts. Kassel: Universität Kassel.

Schmidt, S., & Laner, D. (2021). The multidimensional effects of single-use and packaging plastic strategies on German household waste management. Waste Management , 13.

Schmidt, S., & Laner, D. (2023a). Materialeffizienz und Umweltauswirkungen der Kunststoffverpackungsabfallwirtschaft in Deutschland - Status quo und Optimierungspotenziale. Müll und Abfall, 7.

Schmidt, S., & Laner, D. (2023b). Environmental Waste Utilization score to monitor the performance of waste management systems: A novel indicator applied to case studies in Germany. 10.

Schmidt, S., & Laner, D. (2023c). The environmental performance of plastic packaging waste management in Germany: Current and future key factors. Journal of Industrial Ecology, 14.

Schüler, K. (2012). Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland 2010. Dessau: Umweltbundesamt.

KONTAKT

Dr.-Ing. Sarah Schmidt
Email: sarah.schmidt@uni-kassel.de
Fachgebiet Ressourcenmanagement und Abfalltechnik, Universität Kassel
www.uni-kassel.de/go/RMAT/

Wertstoffe aus dem Restmüll. Wieviel kann vor und wieviel nach der Verbrennung zurückgewonnen werden?

Dominik Blasenbauer[1], Johann Fellner[2] & Jakob Lederer[1]
[1)] Technische Universität Wien (TU Wien), Christian Doppler Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, Wien, Österreich
[2)] Technische Universität Wien (TU Wien), Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Österreich muss mehr unternehmen um die EU-Recyclingziele zu erreichen. Speziell bei Kunststoffverpackungen besteht die größte Lücke zu den geforderten Zielen. Ein verbessertes Produktdesign, die Einführung eines Pfandsystems, ein Mehrwegsystem und eine Kennzeichnung zur richtigen Entsorgung können zu Steigerungen beitragen. Neben diesen genannten Maßnahmen gibt es in Österreich noch das bisher weitgehend ungenutzte Potential, des Wertstoffgehalts im gemischten Siedlungsabfall – dem Restmüll. Davon fallen jährlich etwa 1,8 Mio. Tonnen an, worin ungefähr 300.000 Tonnen Verpackungsabfälle enthalten sind. Der größte Teil des Restmülls wird direkt, oder über Rückstände aus der Vorbehandlung wie der mechanisch-biologischen Behandlung oder der Abfallsortierung, der Abfallverbrennung zugeführt. Im Zuge dieser Arbeit wird das Rückgewinnungspotential von Wertstoffen aus dem Restmüll analysiert. Mittels Materialflussanalyse und der Betrachtung verschiedener Szenarien können Maßnahmen identifiziert werden, welche zu einer höheren Wertstoffrückgewinnung führen können. Vor der Verbrennung müssen brennbare Materialien wie Kunststoff und Papier zurückgewonnen werden. Metalle, welche beim Restmüllsplitting nicht oder nur unvollständig entfernt werden, können nach der Verbrennung aus den Rost- und Bettaschen zurückzugewonnen werden. Zudem kann auch Glas aus diesen Aschen gewonnen werden und einem Recycling zugeführt werden. Hierbei hat sich gezeigt, dass für die Glas- und Metallrückgewinnung, die Wirbelschichtfeuerung mit ihrem trockenen Bettascheaustrag wesentliche Vorteile gegenüber der Rostfeuerung aufweist.

1 EINLEITUNG

Die vorliegende Arbeit ist ein kurzer Auszug aus der Dissertation Blasenbauer (2024). Darin wird das Rückgewinnungs- und Recyclingpotential von Wertstoffen aus dem Restmüll untersucht.

Wie andere EU-Mitgliedsstaaten kämpft auch Österreich damit, die von der EU festgelegten Recyclingziele für (bestimmte) Verpackungsabfälle und Siedlungsabfälle zu erreichen (EEA, 2023). Für Verpackungsmaterialien aus Glas, Metall, Papier und Karton wurden die EU-Recyclingziele für 2025 und 2030 (fast) erreicht – Tab. 1. Für Siedlungsabfälle als gesamtes ist dies ebenso der Fall, wobei auch das Ziel für 2035 fast erreicht ist. Auch das Ziel der maximalen Deponierate für Siedlungsabfall für 2035 konnte bereits erreicht werden. Die größten Steigerungen sind für Kunststoffverpackungen erforderlich. Dies gilt sowohl für die Sammlung von Einweg-Getränkeflaschen als auch für das Recycling von Kunststoffverpackungen im Allgemeinen. Im Bereich der Einweg-Getränkeflaschen wird in Österreich 2025 ein Pfandsystem eingeführt. Dies betrifft Einweg-Getränkeflaschen aus Kunststoff und Metall (Republik-Österreich, 2002). Eine Studie von Hauer et al. (2020) schätzt, dass durch die Einführung dieses Pfand- und Rücknahmesystems eine Sammelquote für Einweg-Getränkeflaschen von 95 % erreicht werden kann.

Tab. 1: Status quo der Recyclingraten in Österreich und der von der EU festgelegten Ziele. Zellmarkierung: ✓: Ziel ist bereits erreicht; ~: Ziel nicht erreicht, aber aktueller Stand liegt weniger als 5 % unter dem Ziel; ✗: Ziel nicht erreicht und aktueller Stand mehr als 5 % unter dem Ziel. Siedlungsabfall (SA), Recyclingrate (RR), Einwegkunststoffe (SUP), Papier, Pappe und Kartonagen (PPK)

Zielmaterial	Status quo	Referenz-jahr	<2025	>2025	>2029	>2030	>2035
SA RR gesamt	62.6 [a]	2022	50✓	55✓	-	60✓	65~
SA max. Deponierung	9.5 [a]	2022	-	-	-	-	10✓
SUP Getränkeflaschen Sammlung	70 [b]	2018	-	77✗	90✗	-	-
Verpackungen RR ges.	65.7 [a]	2022	-	65✓		70~	-
PPK	79.3 [a]	2022	60✓	75✓	-	85~	-
Glas	86.3 [a]	2022	60✓	70✓	-	75✓	-
Eisenmetalle	93 [c]	2020	50*✓	70✓	-	80✓	-
Aluminium	58 [c]	2020	-*	50✓	-	60~	-
Kunststoffe	24.5 [a]	2021	22.5✓	50✗	-	55✗	-
Holz	28.7 [a]	2021	15✓	25✓	-	30~	-

* Bis 2025 gibt es keine Unterscheidung zwischen Eisenmetallen und Aluminium; [a] BMK (2024), [b] Hauer et al. (2020), [c] Lederer & Schuch (2024)

Neben Maßnahmen wie der Verbesserung der getrennten Sammlung, der genannten Einführung eines Pfandsystems für bestimmte Fraktionen und einem recyclingfähigen Produkt-Design, können des weiteren Wertstoffe aus dem gemischten Siedlungsabfall – dem Restmüll – rückgewonnen werden, um die Recyclingquoten weiter zu steigern. Dies kann sowohl vor der Verbrennung durch mechanische Aufbereitung (Restmüllsplitting) und nach der Verbrennung aus den Verbrennungsrückständen (Rost- und Bettaschen) geschehen. Doch wie hoch ist dieses Potenzial beim Restmüll? Im Jahr 2022 fielen rund 1,5 Mt/a Restmüll aus Haushalten und ähnlichen Einrichtung und 0,32 Mt/a Restmüll aus anderen Herkunftsbereichen an (BMK, 2024). Laut der österreichischen Restmüllanalyse aus Haushalten sind darin etwa 17% Verpackungsmaterialien und 10% andere rezyklierbare Altstoffe enthalten (Beigl, 2020). Zieht man die Analysen von Merstallinger & Fritz (2022) für den Anteil an Verpackungen im Restmüll aus anderen Herkunftsbereichen heran, so sieht man, dass darin auch knapp 10% Verpackungsabfälle enthalten sind. In Summe kann also davon ausgegangen werden, dass etwa 300.000 t/a Verpackungsabfälle und zumindest weitere 150.000 t/a andere rezyklierbare Altstoffe im österreichischen Restmüll enthalten sind. Der österreichische Restmüll wird entweder mechanisch, mechanisch-biologisch oder in Abfallverbrennungsanlagen behandelt. Eine Rückgewinnung von Wertstoffen aus Restmüll betrifft derzeit nur Metalle; teilweise werden Ersatzbrennstoffe rückgewonnen. Andere Materialien werden derzeit für das stoffliche Recycling nicht genutzt. Diese Arbeit untersucht, welche Möglichkeiten und Potentiale es zur Rückgewinnung von Wertstoffen vor und nach der Verbrennung gibt.

2 METHODEN

Die Arbeit basiert auf einer Kombination aus Primärdatenerhebungen direkt an Anlagen, publiziert in Blasenbauer et al. (2023) und Blasenbauer et al. (2024), und Literaturdaten. Diese Daten werden verwendet, um ein Modell für das österreichische Abfallwirtschaftssystem für Restmüll zu erstellen und eine Materialflussanalyse durchzuführen. Dabei werden vier verschiedene Szenarien betrachtet, um die Auswirkungen verschiedener Maßnahmen untersuchen zu können. In Szenario 1 wird der Status quo betrachtet, welcher als Basis für die weiteren Betrachtungen dient. Die Szenarien 2, 3 und 4 enthalten Änderungen im Abfallwirtschaftssystem in unterschiedlichen Ausprägungen. Diese Varianten betreffen technologische Änderungen in Kombination mit gesetzlichen Rahmenbedingungen. Dabei wird untersucht, welche jährlichen Mengen an Eisen- und Nichteisenmetallen, Verpackungskunststoffen, Glas, Minerale >2 mm und Papier aus dem Restmüll und Verbrennungsrückständen zurückgewonnen werden können. Das Modell, die

Beschreibung des Modells und eine detaillierte Beschreibung der unterschiedlichen Szenarien können in Blasenbauer (2024) nachgelesen werden.

3 RESULTATE

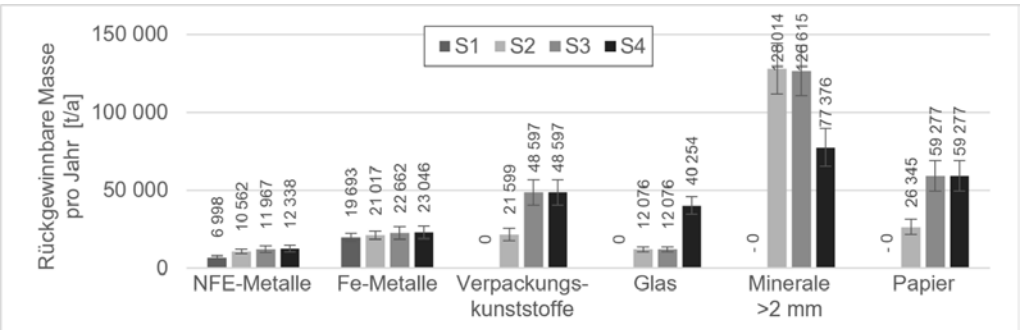


Abb. 1: Jährlich rückgewinnbare Wertstoffmengen in den vier untersuchten Szenarien. S1 beinhaltet kein Restmüllsplitting und ein „normale“ Aufbereitung von Rost- und Bettasche. Abbildung adaptiert von Blasenbauer (2024)

Abb. 1 zeigt die jährlich rückgewinnbaren Mengen an Wertstoffen in den unterschiedlichen Szenarien. Man kann sehen, dass im Vergleich zum Basisszenario S1 bei allen Materialien Steigerungen möglich sind. Dies ist insofern nicht überraschend, denn Verpackungskunststoffe, Glas, mineralische Materialien und Papier, werden im Status quo nicht für stoffliches Recycling zurückgewonnen. Ebenfalls kann bei Nichteisenmetallen derzeit noch nicht das vorhandene Potential ausgeschöpft werden und es kommt noch zu großen Verlusten. Eisenmetalle werden derzeit schon zu relativ großem Anteil zurückgewonnen, und es kommt daher nur noch zu minimalen Steigerungsraten. Diese Steigerungen sind auf eine verbesserte Sortiertechnologie und auf weniger Oxidationsverluste in der Verbrennung zurückzuführen. Der große Sprung von S2 auf S3 für Verpackungskunststoffe und Papier, ist auf die hypothetische Sortierpflicht für Restmüll zurückzuführen, wodurch dieser vor der Verbrennung sortiert werden muss. Der Anstieg von Glas und der Abfall von Mineralen von S3 zu S4 liegt an der Änderung der Verbrennungstechnologie von Rost- und Wirbelschichtfeuerung auf reine Wirbelschichtfeuerung. Dabei kann wesentlich mehr Glas rückgewonnen werden. Im Gegenzug dazu führt aber der Abrieb im Wirbelschichtofen zu wesentlich höheren Flugaschemengen, was zur Folge hat, dass weniger mineralische Anteile in der Bettasche zurückbleiben. Und wie kann die im Titel gestellte Frage beantwortet werden? Für Verpackungskunststoffe und Papier gilt, dass diese vor der Verbrennung rückgewonnen werden müssen. Mineralische Bestandteile werden aus den Rost- und Bettaschen rückgewonnen. Dies ist ebenso der Fall für Glas aus den Bettaschen. Bei Metallen hingegen ist die Beantwortung weniger klar. In S1 und S2 werden rund die Hälfte der Eisenmetalle vor der Verbrennung und die andere Hälfte nach der Verbrennung zurückgewonnen. In S3 und S4 wird der gesamte Restmüll vor der Verbrennung sortiert, wodurch bereits der größte Anteil (~87%) im Restmüllsplitting und mechanisch-biologischen Behandlung rückgewonnen wird. Der Rest wird über die Aschenaufbereitung gewonnen. Bei den Nichteisenmetallen wird im Status quo (S1) rund 60% vor der Verbrennung und rund 40% nach der Verbrennung rückgewonnen. In S2 verschiebt sich dieses Verhältnis zu 50:50%. Wie bei den Eisenmetallen wird auch in S3 und S4 der größte Teil (86-89%) der Nichteisenmetalle vor der Verbrennung rückgewonnen. Hohe Rückgewinnungsraten vor der Verbrennung haben den Vorteil, dass es zu weniger Oxidationsverlusten kommt, da diese abhängig von der Verbrennungstechnologie durchaus signifikant sein können. Bunge (2018) gibt an, dass diese Verluste bei dünnwandigen Metallteilen bis zu einem Drittel der Masse betragen können.

4 DANKSAGUNG

Der vorliegende Beitrag ist Teil der Forschungsinitiative CD-Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften der TU Wien. Wir bedanken uns für die finanzielle Unterstützung durch das Bundesministerium für Digitalisierung und Wirtschaftsstandort und die Nationalstiftung für Forschung, Technologie und Entwicklung sowie die Christian Doppler Forschungsgesellschaft. Gleichzeitig bedanken wir uns bei unseren Unternehmenspartnern Abfallbehandlung Ahrental GmbH, Altstoffrecycling Austria AG, Borealis AG, Brantner Österreich GmbH, Lenzing AG, Linz Service GmbH, MM Board and Paper AG, OMV Downstream GmbH, Wien Energie GmbH und Wopfinger Transportbeton Ges.m.b.H., sowie bei der Magistratsabteilung Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und Fuhrpark der Stadt Wien (MA 48).

LITERATURVERZEICHNIS

Beigl, P. (2020). Auswertung der Restmüllzusammensetzung in Österreich 2018/2019. Wien.

Blasenbauer, D. (2024). Arbeitstitel: Assessment of the recycling potential in mixed municipal solid waste and thereof derived residues. Wien: Dissertation.

Blasenbauer, D., Huber, F., Mühl, J., Fellner, J., & Lederer, J. (2023). Comparing the quantity and quality of glass, metals, and minerals present in waste incineration bottom ashes from a fluidized bed and a grate incinerator. Waste Management.

Blasenbauer, D., Lipp, A.-M., Fellner, J., Tischberger-Aldrian, A., Stipanovic, H., & Lederer, J. (2024). Recovery of plastic packaging from mixed municipal solid waste. A case study from Austria. Waste Management.

BMK. (2024). Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich. Statusbericht 2024 für das Referenz-jahr 2022. Wien.

Bunge, R. (2018). Recovery of Metals from Waste Incineration Bottom Ash. Neuruppin: TK Verlag Karl Thome'-Kozmiensky.

EEA. (2023). Many EU Member States not on track to meet recycling targets for municipal waste and packag-ing waste—European Environment Agency [Briefing].

Hauer, W., Merstallinger, M., Beigl, P., Happenhofer, A., Huber-Humer, M., Obersteiner, G., & Wellacher, M. (2020). Möglichkeiten zur Umsetzung der EU-Vorgaben betreffend Getränkegebinde, Pfandsysteme und Mehrweg. Wien.

Lederer, J., & Schuch, D. (2024). The contribution of waste and bottom ash treatment to the circular economy of metal packaging: A case study from Austria. Resources, Conservation and Recycling.

Merstallinger, M., & Fritz, G. (2022). Ermittlung der Verpackungsanteile und Verpackungsmassen im Sperrmüll und im Gewerbeab-fall 2022 (Endbericht BMK Zl. 2021-0.744.851). Wien: Technisches Büro Merstallinger und FHA GmbH im Auftrag des BMK.

Republik-Österreich. (2002). Abfallwirtschaftsgesetz 2002. Bundesrecht Konsolidiert, Fassung Vom 09.11.2023.

Recycling of paper and board from mixed waste collections: Potential, technical feasibility and future challenges

Alena Maria Spies[1], Hannah Köhler[1], Karoline Raulf[1], Arne Krolle[2], Robin Huesmann[3], Annika Ludes[4], Bastian Küppers[4], Sebastian Kaufeld[5], Oliver Lambertz[5], Andreas Faul[2], Jens Winter[2], Alexander Atapin[3] & Kathrin Greiff[1]
[1)] RWTH Aachen University, Chair of Anthropogenic Material Cycles, Aachen, Germany
[2)] PROPAKMA GmbH, Bietigheim-Bissingen, Germany
[3)] LEIPA Group GmbH, Berlin, Germany
[4)] STADLER Anlagenbau GmbH, Digital Solutions, Bottrop, Germany
[5)] TOMRA Recycling, TOMRA Feedstock GmbH, Mülheim-Kärlich, Germany

ABSTRACT: Paper recycling offers environmental and economic advantages compared to primary paper production. However, a relevant quantity of the produced paper and board in Germany is currently discarded in mixed waste collections such as lightweight packaging, residual and commercial waste. These papers and boards are often not material recycled. Therefore, the EnEWA research project developed a recycling process for paper and board from mixed waste collections. This article provides an overview of the results obtained during the three-year research project. Besides material characterizations to assess the paper and board resource potential in mixed waste collections, trials on sortability, defibration, and hygienization were conducted. The technical feasibility of recycling paper and board from lightweight packaging waste (LWP) was demonstrated during two production trials. An adaption of the XXXVI. Recommendation of the German Federal Institute for Risk Assessment is aimed to enable the usage of paper and board from mixed waste collection for food packaging. The developed recycling process is planned to be industrially implemented for paper and board from LWP and selectively collected commercial waste.

1 RECYCLING OF PAPER AND BOARD FROM MIXED WASTE COLLECTIONS

The recycling of paper and board offers environmental and economic advantages compared to primary paper production (e.g. Wellenreuther et al. (2022). However, over 20 % of the produced paper and board is currently not reintegrated into the paper value stream (DIE PAPIERINDUSTRIE e.V. 2022). Paper and board from mixed waste collections are often not material recycled. In addition, the XXXVI. Recommendation of the German Federal Institute for Risk Assessment prohibits the use of paper from "multi-component collection" and "total waste sorting plants" in food packaging (BfR 2023). Therefore, a recycling of paper and board from mixed waste collections into high-quality packaging with food contact is currently not possible. Moreover, paper food packaging (often consisting of paper composites) must be discarded frequently via mixed waste collections and no equivalent reuse of the fibers is possible. A further increase in paper composite packaging can be expected during the next years (Lang 2024), which will primarily lead to higher paper quantities in LWP and selectively collected commercial waste (e.g. from fast food restaurants).
The EnEWA research project developed a recycling process for paper and board from mixed waste collections (cf. Fig. 1). Besides material characterizations to determine the paper and board resource potential, trials were conducted to assess the technical feasibility of the recycling process (sortability, defibration, and hygienization). The increased impurity contents in paper and board from mixed waste collections lead to higher reject quantities during the recycling process. Future challenges regarding the recycling of paper from mixed waste collections include the recovery of the high reject quantities, environmental and economic assessments of the developed process, and the adaptation of current legal requirements.

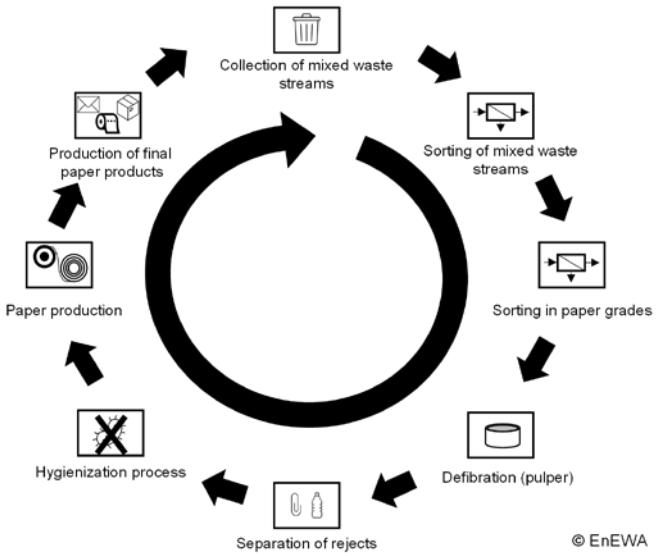


Fig. 1: Overview of the developed recycling process for paper and board from mixed waste collections (Spies, et al., 2022)

2 POTENTIAL

To assess the paper and board resource potential in mixed waste collections, comprehensive material characterizations were conducted. Therefore, paper and board from LWP, residual, and commercial waste were analyzed. The developed sorting catalog is shown in Fig. 2. In addition to the given fractions, thermographic papers were sorted separately. Graphic paper as well as white and brown paper and board without food contact during the utilization phase (non-food) represent misplaced material (DIN EN 643:2014 (DIN 2014)) and could have been discarded via separate paper collection. Paper composites were defined as a material combination of paper/board and another manually separable material component (regardless of the mass proportions of the individual materials contained).

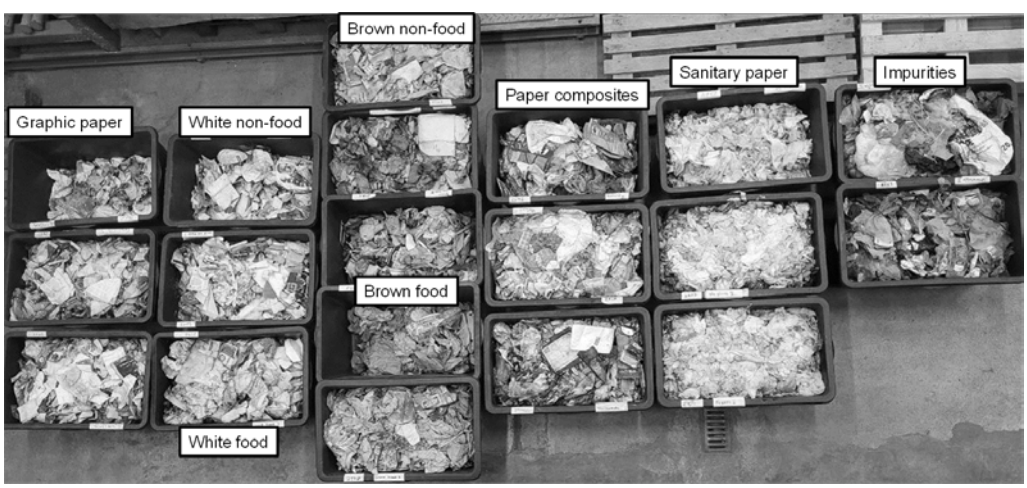


Fig. 2: Developed sorting catalog from right to left fractions in rising quality; the material shown corresponds to the manually sorted paper product fraction of a German LWP sorting plant

Paper and board from LWP are separated in 95 % of all lightweight packaging sorting plants in Germany (Grummt & Fabian 2023). The material characterizations revealed a potential of well-usable paper and board (graphic, white, and brown paper and board as well as 50 wt% each of paper composites and fines < 40 mm) of approx. 100,000 tons per year in Germany (Spies et al. 2023). This means that there is an immediately available and mostly unused secondary fiber potential (Grummt & Fabian 2023). Moreover, material recycling is required by the recycling rates for paper and board from LWP specified in the German Packaging Act (BMJV 2017). Following this, the recycling of paper and board from LWP gained a focus and was intensively investigated during the EnEWA research project.

Paper and board from residual waste (mixed municipal solid waste) are often not separated in German sorting plants. During calendar weeks 13 and 38 in 2022, waste collection vehicles with residual waste from different settlement structures of Hamburg were manually sampled (10 samples per vehicle). The results (see Fig. 3) show average paper and board contents per settlement structure of 7 – 12 wt% and paper composite contents of 3 – 4 wt% with average water contents of 30 wt% (calendar week 13) and 38 wt% (calendar week 38). The highest average proportions of paper and board as well as paper composites were found in residual waste from the settlement structures with the highest population density (inner city area), and the lowest in those with the lowest population density (detached housing area). However, potentially hazardous substances and contaminants as well as the current categorization as a pollutant sink complicate the material usage of paper and board from residual waste.

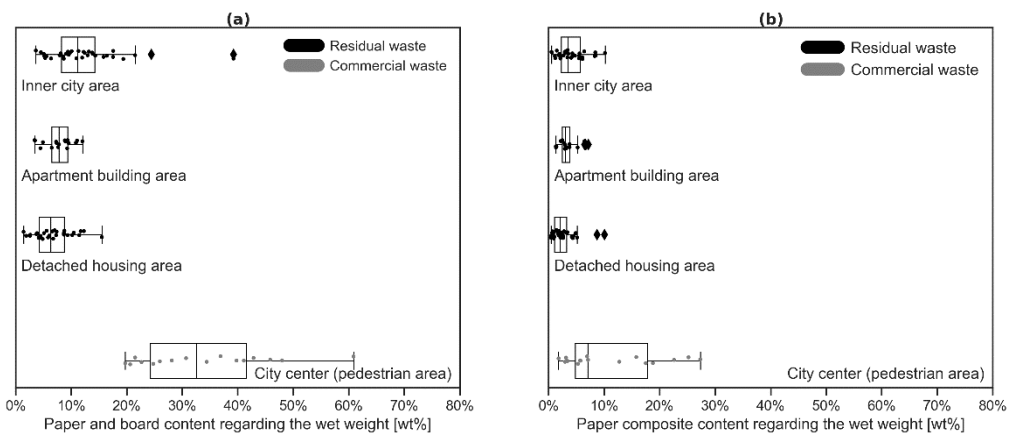


Fig. 3: a) Paper and board contents (without paper composites), b) paper composite contents each determined by two sampling campaigns (calendar weeks 3 and 38, 2022) in residual and commercial waste of Hamburg (all values refer to the wet weight)

The separate collection of **paper and board** is mandatory for producers and owners of **commercial municipal waste** unless the separate collection is technically impossible or economically unreasonable (Die Bundesregierung 2017). The former is the case for the “Hohe Straße” in Hamburg (city center, pedestrian shopping area). Due to the lack of space to install paper bins for a curbside collection system in this area of Hamburg, papers and boards are collected via a bring system. However, bring systems lead to lower quantities of separated collected paper and to higher paper contents in mixed municipal waste (Kranert 2017). A sampling of mixed commercial municipal waste from the “Hohe Straße” in Hamburg revealed paper contents of up to 60 wt% and paper composite contents of up to 27 wt% (cf. Fig. 3). During the project, relevant paper and board potentials were also identified in other mixed commercial waste streams. This paper and board potential could often be utilized through improved separate paper collection systems. Selectively collected commercial waste (e.g. from fast food restaurants) is a special case. Recycling

of these paper (composites) together with separate collected paper for food packaging is not permitted due to food contact during the use phase and a mixed collection with other materials (DIN EN 643:2014 (DIN 2014), BfR 2023). However, contact with hazardous contaminants is prevented due to selective collection. Therefore, the recycling of paper and board from selectively collected commercial waste is easier to implement than the recycling of paper and board from mixed commercial waste. The extrapolation of the paper and board potential in commercial waste to Germany is not possible due to the heterogeneous generation and collection structure of commercial waste. However, relevant paper and board quantities can be assumed, which could often be utilized by improved separate paper collection.

Sampled paper and board from mixed waste collections consisted of 40 - 50 wt% of material that could have been discarded via separate paper collection (graphic paper and white/brown paper and board without food contact during the use phase (non-food)). Due to the direct availability and the prevention of potentially hazardous contaminants by selective collection, the recycling of paper and board from LWP and selectively collected commercial waste was particularly investigated during the next project steps.

3 TECHNICAL FEASIBILITY

The material characterizations were used to optimize the dry mechanical separation and to develop an adapted sorting process for paper and board from mixed waste collections. Initially, tests were conducted to optimize the separation of paper and board from mixed waste streams. The trials focused on the ballistic separation of paper and board from 3D plastics. Based on an extensive parameter study it was possible to optimize the separation of paper and board from 3D LWP (Spies et al. 2024).

In a second step, an adapted sorting process was developed for paper and board separated from mixed waste streams. Therefore, industrial-scale tests were conducted to separate cardboard using paper ballistic separators and disc screens commonly used in paper sorting plants. The results show that paper and board from mixed waste collections have a smaller particle size distribution than separately collected paper. Moreover, higher water contents exist for paper and board from mixed waste collections, which leads to lower cardboard stiffness. Overall, it was shown that it is not feasible to separate cardboard contained in paper and board from mixed waste collections using either the common paper ballistic separators or disc screens. The investigations also focused on sensor-based classification and sorting of paper composites. A classification even for similar paper composites (beverage cartons, PE-coated paper, and paper in PE plastic packaging) was demonstrated using near-infrared spectroscopy on a laboratory scale. However, the sensor-based classification of different paper composites on a material flow level (e.g. paper and board from LWP) is often not possible due to high material variation. High contents of water and organic contamination complicate the classification. Therefore, the developed sorting process focuses primarily on the removal of impurities/contaminants and the enrichment of well-usable paper and board. With various sorting tests from laboratory to industrial scale the technical feasibility of sorting paper and board from mixed waste collections has been demonstrated and the sorting process was optimized.

Large-scale trials at the technical center of the VOITH Group in Heidenheim were conducted to investigate the defibration of paper and board from LWP. Different pulper types were tested with sorted paper from LWP to ensure particularly the defibration of paper composites. The best defibration results after 15 minutes were obtained for the high-consistency pulper (cf. Fig. 4). Besides an optimized defibration, the wet mechanical sorting and hygienization were investigated. A significant reduction in microbiological contamination was achieved for paper from LWP and residual waste through hot dispersion using an overpressure operation.

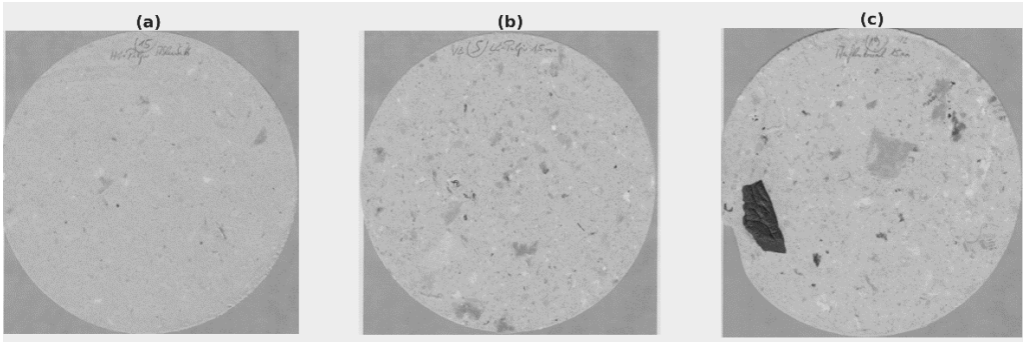


Fig. 4: Large-scale trials for optimized defibration of sorted paper and board from LWP using a) a high-consistency (HC) pulper, b) a low-consistency (LC) pulper, and c) a drum pulper; sample sheets after 15 minutes of defibration

The technical feasibility of recycling paper and board from LWP was successfully demonstrated on an industrial scale during two production trials. Mixed paper and board (sorted) from separate paper collections (grade 1.02 according to DIN EN 643:2014 2014) were mixed with sorted paper and board from LWP and integrated into the paper mill in Schrobenhausen (Germany). During the trials, the material was defibrated and wet mechanical sorted. Marketable cardboard qualities were produced and used in non-food applications.

4 FUTURE CHALLENGES

The production trials showed that the use of paper and board from LWP leads to increased paper reject quantities. In particular, the quantities of dry mechanic sortable plastics and defibration rejects increased. Reject quantities will potentially continue to increase due to increased paper composite quantities. There is a need for further research regarding optimized process control and the recovery of different occurring reject streams.

To evaluate the developed recycling process for paper and board from mixed waste collections, environmental and economic assessments are currently prepared. To ensure an environmentally friendly and economic recycling process, the implemented recycling structure represents a key role. Due to the direct availability and the prevention of potentially hazardous contaminants, the recycling of paper and board from LWP and selectively collected commercial waste is particularly aimed. However, for both waste streams a decentralized generation with relatively small quantities is given. The structure along the entire process chain including the collection, the paper and board separation from mixed waste streams, the paper and board sorting process as well as the paper production must be optimized to ensure efficient recycling. In particular, long storage times should be avoided, as the quality of paper and board strongly decreases over time due to high organic contamination. In addition, delivery routes should be kept as short as possible to minimize the environmental impact.

To industrially implement the developed recycling process and to ensure high-quality fiber usage, an adaptation of the XXXVI. Recommendation of the German Federal Institute for Risk Assessment is currently aimed. The goal is to enable the use of paper and board from mixed waste collections for use in dry, non-greasy food packaging and thus effectively contribute to closing the paper cycle.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported by the German Federal Ministry of Economic Affairs and Climate Action (BMWK) within the 7th Energy Research Program “Innovations for the energy transition” under the project EnEWA (grant no. 03EN2073). We would like to thank the Stadtreinigung Hamburg for their support during the sampling of residual and commercial waste.

REFERENCES

Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR). (2023). *XXXVI. Papiere, Kartons und Pappen für den Lebensmittelkontakt.* Berlin: Bundesinstitut für Risikobewertung.

Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz (BMJV). (2017). Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die hochwertige Verwertung von Verpackungen (Verpackungsgesetz, VerpackG).

Die Bundesregierung. (2017). Verordnung über die Bewirtschaftung von gewerblichen Siedlungsabfällen und von bestimmten Bau- und Abbruchabfällen (Gewerbeabfallverordnung, GewAbfV).

DIE PAPIERINDUSTRIE e.V. (2022). *Leistungsbericht PAPIER 2022: Statistiken zum Leistungsbericht.* Berlin: DIE PAPIERINDUSTRIE e.V.

Deutsches Institut für Normung (DIN). 2014. DIN EN 643:2014. Papier, Karton und Pappe - Europäische Liste der Altpapier-Standardsorten; Deutsche Fassung EN 643:2014. DIN-Normenausschuss Papier, Pappe und Faserstoff (NPa), DIN-Normenausschuss Verpackungswesen (NAVp).

Grummt, S., & Fabian, M. (2023). *Praxis der Sortierung und Verwertung von Verpackungen im Sinne des § 21 VerpackG 2021/2022.* Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Kranert, M. (. (2017). *Einführung in die Kreislaufwirtschaft.* Wiesbaden: Springer Vieweg.

Lang, S. (2024). *GVM: Verpackungssteuer eklatanter Fehler zugunsten Papierverbunden.* Von EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH: https://www.euwid-recycling.de/news/wirtschaft/gvm-verpackungssteuer-eklatanter-fehler-zugunsten-papierverbunden-060524/ abgerufen

Spies, A. M., Kroell, N., Ludes, A., Küppers, B., Raulf, K., & Greiff, K. (2023). Paper and Board in Lightweight Packaging Waste: Assessing Resource Potentials Through Manual Analysis and Sensor-Based Material Flow Monitoring (PRE-PRINT). *SSRN*.

Spies, A. M., Sauer, C. R., Raulf, K., Köhler, H., Wigger, M., Krolle, A., Faul, A., Winter, J., Küppers, B., Ludes, A., Huesmann, R., Kaufeld, S., Lambertz, O. (2022). Increasing paper recycling in Europe through recycling of paper from mixed waste streams. *Paper & Beyond Conference.* Brüssel.

Spies, A. M., Scherling, T., Ludes, A., Kroell, N., Küppers, B., Kaufeld, K., Raulf, K., Greiff, K. (2024). Abtrennung von Papier aus Kunststoffgemischen: Parameterstudie mittels sensorbasiertem Prozessmonitoring zur optimierten Einstellung eines Ballistikseparators. *13. WISSENSCHAFTSKONGRESS Kreislauf- und Ressourcenwirtschaft* (S. 71-76). Wien: Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V.

Wellenreuther, F., Detzel, A., Krüger, M., & Busch, M. (2022). *Updated life-cycle assessment of graphic and tissue paper: Spotlight report.* Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt.

CONTACT

Alena Maria Spies, M.Sc.
alena.spies@ants.rwth-aachen.de
+49 241 80-99354
Co-Research Group Leader "Processing & Process Chains"
Chair of Anthropogenic Material Cycles, RWTH Aachen University
www.ants.rwth-aachen.de

Wieviel ist (noch) drin? Realistisch abschöpfbare Wertstoffe aus Siedungsabfällen in Österreich

Peter Beigl[1] & Anna Happenhofer[1]
[1)] Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Effektive getrennte Abfallsammlung ist für die Erreichung ambitionierter Ziele für stoffliches Recycling zunehmend relevant. Kernziel der präsentierten Studie mit umfangreicher österreichweiter Datenbasis ist es, die Frage zu beantworten, welche Menge an Altstoffen, wo und in welchen Siedlungsstrukturen mit welchen Maßnahmen realisierbar sind. Dazu werden auf Basis strukturspezifischer Benchmarks die Mengeneffekte von abfallwirtschaftlichen Maßnahmen quantifiziert. Ergebnisse zeigen, dass Maßnahmen zur Reduktion des entleerten Behältervolumens starke Mengeneffekte zeigen, dass bedeutendste zusätzliche Altstoffsammelmengen bei städtischen Gemeinden, hier vor allem bei biogenen Abfällen und Leichtverpackungen zu heben sind und dass großes Potenzial durch Sammelsystemumstellungen besteht.

1 HINTERGRUND UND MOTIVATION

Vor dem Hintergrund ambitionierter EU-Zielvorgaben für stoffliches Recycling ist zunehmend Augenmerk auf effektive getrennte Abfallsammlung als dafür erforderlichen Zwischenschritt zu legen. Kernfragen dazu sind, welche Mengen an massenrelevanten Altstoffen aus gemischten Siedlungsabfällen (noch) zu heben sind, wo bzw. in welchen Siedlungsstrukturen und Regionen und mit welchen Maßnahmen diese Potenziale mit angemessenem (Mehr-)Aufwand realisierbar sind. In offiziellen Berichten bleiben diese Fragen abseits von aggregierten Vergleichen auf nationaler oder Bundesländerebene in der Regel unbeantwortet, da auf Basis der abfallstatistischen Vorgaben kein Erfordernis besteht, neben Daten zu Abfallmengen inklusive Herkunft auch strukturelle und maßnahmenbezogene Indikatoren zu erheben oder für Optimierungen zu nutzen. Ein Ziel des 2023 abgeschlossenen Projekts „Einflussfaktoren auf Restmüllzusammensetzung und Altstofferfassungsgrade in Österreich und Entwicklung eines effizienten Analysekonzepts“ war es, diese Lücke zu schließen (Beigl & Happenhofer 2023).

Auf Basis einer erstmals österreichweit verbindlichen Methodik nach abfallwirtschaftlichen, abfalltechnischen und statistischen Kriterien wurden 2018/19 in allen österreichischen Bundesländern Restmüll-Sortieranalysen durchgeführt (Beigl 2020; Hauer 2020). Damit stand in Österreich erstmals eine bundesweit einheitliche Datenbasis für die kommunale Abfallzusammensetzung von gemischten Siedlungsabfällen (in der Folge ‚Restmüll‘) zur Verfügung, die genaue Vergleiche nach Sammelsystemen sowie nach demographischer und siedlungsstruktureller, regionaler Charakteristik ermöglicht. Bisherige Abfallanalysen auf Landesebene waren neben mangelnden Standards und unterschiedlichen Fragestellungen, vor allem durch die geringe Probemasse, und somit die geringe Aussagekraft der Ergebnisse limitiert. Die Evaluierung der Wirksamkeit von abfallwirtschaftlicher Sammelsystemgestaltung sowie weiterer Maßnahmen war damit oft nicht möglich.

Die Analysen der Restmüllzusammensetzung sind kein Selbstzweck, sondern als Grundlage für die Ermittlung von Altstofferfassungspotenzialen sowie diesbezüglichen Maßnahmen bei der Sammelsystemgestaltung und Öffentlichkeitsarbeit zu sehen. Um realistisch erreichbare Altstofferfassungspotenziale in einzelnen Regionen ermitteln zu können, ist ein starker Bezug zu den in der Regel nicht abfallwirtschaftlich beeinflussbaren Rahmenbedingungen wie Siedlungs- und Bevölkerungsstruktur und der wirtschaftlichen Aktivität herzustellen. Innerhalb dieses Rahmens soll aufgezeigt werden, welche Möglichkeiten für die Umsetzung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen bestehen und welche Altstoffsammelmengen zusätzlich erfasst werden können.

2 ZIEL DER STUDIE

Kernziel dieser Studie war es, neben Daten zur Restmüllzusammensetzung auch Altstoffsammelmengen von z.B. biogenen Abfällen, Altpapier, Verpackungsabfällen auf Gemeindeebene zu berücksichtigen und zu verschneiden. Darauf aufbauend wurden mehr als 50 Einflussfaktoren auf Liegenschaftsebene und Gemeindeebene mit Bezug zur Siedlungsstruktur und zur abfallwirtschaftlichen Gestaltung (z.B. Sammelsysteme, Abfuhrintervalle) evaluiert.

Die Evaluierung abfallwirtschaftlicher Einflussfaktoren zielt darauf ab, Modelle für Maßnahmen innerhalb von Regionen mit ähnlicher Siedlungsstruktur und abfallwirtschaftlicher Gestaltung nach der Grundintention des Benchmarking-Gedankens „Lernen von den Besten“ zu identifizieren und daraus Wirkung und Abschöpfungspotenzialen abzuschätzen.

3 DATEN UND METHODIK

3.1 Datenbasis

Untersuchungsgegenstand und Systemgrenzen umfassen massenrelevante, kommunale Siedlungsabfälle mit zwei gemischten (gemischte und sperrige Siedlungsabfälle) und acht getrennt erfassten Abfallarten (biogene Siedlungsabfälle (in der Folge ‚Biotonnenmaterial'), Altpapier und Kartonagen, Leichtverpackungen, Metallverpackungen, Altglas, Grünabfälle, sperriges Alteisen aus Siedlungsabfällen und Altholz) im Untersuchungszeitraum 2018/19 in acht österreichischen Bundesländern.

Abfallaufkommensbezogene Daten als Basis für Zielvariablen umfassen dabei die Restmüllzusammensetzung nach 21 Fraktionen auf Basis von 2549 Einzelproben von Sammelbehältern bzw. Liegenschaften innerhalb der kommunalen Sammlung und kommunale Sammelmengen von 1931 Gemeinden inklusive Informationen zur Sammelsystemgestaltung und gemeindeübergreifenden Erfassung (z.B. bei Altstoffsammelzentren).

Berücksichtigte Einflussfaktoren sind nach siedlungsstrukturellen bzw. maßnahmenbezogenen Faktoren unterteilt, die aus abfallwirtschaftlicher Sicht als tendenziell nicht beeinflussbar bzw. beeinflussbar eingestuft werden können. Weiters erfolgt eine Unterteilung nach Liegenschafts- bzw. Gemeindeebene. Eine Übersicht der Einflussfaktoren nach Beeinflussbarkeit aus Sicht der kommunalen Abfallwirtschaft (siedlungsstrukturell bzw. maßnahmenbezogen) und räumlicher Ebene inklusive Beschreibung, Ausprägungen und Quellen ist in Tabelle 1 ersichtlich. Neben Datenerhebungen im Rahmen der Restmüllanalysen wurden zusätzliche Erhebungen im Rahmen des Projekts durchgeführt. Die Daten zu siedlungsstrukturellen Einflussfaktoren sind vollständig erhoben, während bei einzelnen, maßnahmenbezogenen Liegenschaftsfaktoren Daten nicht vollständig verfügbar waren.

Als Zielvariablen wurden im Rahmen des Projekts

- die Restmüllzusammensetzung von Leitfraktionen oder Fraktionsgruppen mit Massenanteil und spezifischem Aufkommen,
- die Altstofferfassung ausgewählter Altstoffe (d.s. Biotonnenmaterial, Altpapier und Kartonagen, Leichtverpackungen und Altglas) mittels Altstofferfassungsgrad als Massenanteil der getrennt erfassten Altstoffe am Aufkommen bzw. Summe von getrennt und gemischt erfassten Anteile und
- regionsspezifische Benchmarks für die Altstoffsammlung als spezifisches Aufkommen (kg/Ew/a) und Altstoffsammelpotenzial (t/a)

verwendet, wobei die größte abfallwirtschaftliche Relevanz bei der Ermittlung der Altstofferfassungsgrade bzw. Sammelquote zu sehen ist.

Tab. 1: Untersuchte Einflussfaktoren nach Maßnahmenbezug und regionaler Ebene (Auswahl)

Faktor nach Beeinflussbarkeit	Faktor	Regionale Ebene bzw. Trennschärfe
Siedlungsstrukturelle und saisonale Faktoren (Nicht oder wenig beeinflussbar)		
Saison	Halbjahr oder Quartal	-
	Touristische Saison (Hoch-/Zwischensaison)	-
Siedlungsstruktur	Sozioökonomische Struktur (ländlich, intermediär, städtisch)	Gemeinde
	Siedlungsdichte (Ew/ha)	
	Wohnbevölkerung in Mehrfamilienhäusern (%)	
	Haushaltsgröße (Ew/Haushalt)	
	Bebauung und Nutzung der Liegenschaft	Liegenschaft
Betriebliche Charakterstik	Spezifischer Pendlersaldo (Verhältnis Ein- zu Auspendler)	Gemeinde
	Tourismus (Übernachtungen pro Ew)	
	Andienungspflichten	Bundesland (tw. Gemeinden)
Maßnahmenbezogene Faktoren (potenziell beeinflussbar)		
Restmüll-Sammlung	Behältnisvolumen (Liter)	Liegenschaft
	Behältnistyp (Behälter / Sack)	
	Abfuhrintervall (Wochen)	
Biotonnen-Sammlung	Biotonnensammlung (Hol-/Bringsystem bzw. Angebot)	Gemeinde
	Bereitstellung/Anschluss Biotonne	Liegenschaft
	Einzelkompostierung (beobachtet)	
PPK-Sammlung	PPK-Sammelsystem (ab Haus, Sammelinsel, ASZ)	Gemeinde
	Bereitgestellte Altpapiertonne	Liegenschaft
LVP-Sammlung	LVP-Sammelsystem (ab Haus, Sammelinsel)	Gemeinde
	Erfasste LVP-Fraktionen (System 910, 915, 930, 930)	Gemeinde
Metallverpackungs-sammlung	Sammelsystem (ab Haus, Sammelinsel)	Gemeinde
Glasverpackungen	Sammelsystem (Hol-/Bringsystem)	Gemeinde
	Bereitgestellte Glasbehälter (Hub-/Schüttsystem)	Liegenschaft

3.2 Methodik zur Ermittlung realisierbarer Altstofferfassungspotenziale

Bei der Methodik zur Abschätzung der Abschöpfungspotenziale wurde besonderes Augenmerk auf die Realisierbarkeit gelegt. Die Grundidee beruht auf folgenden Annahmen:

- Ausschließlicher Vergleich siedlungsstrukturell ähnlicher Regionen: Es werden grundsätzlich nur Regionen mit ähnlicher Siedlungsstruktur entsprechend der Faktoren in Tab. 1 verglichen. Regionen mit stark unterschiedlicher Siedlungsstruktur, z.B. Großstädte und Landgemeinden werden hingegen grundsätzlich nicht verglichen, da siedlungsstrukturelle Faktoren, z.B. Anteil an Mehrfamilienhäusern und miterfasste Betriebe, und abfallwirtschaftliche Faktoren, wie z.B. Entleerungsintervalle und Restmüllbehältergrößen, innerhalb der Strukturen ähnlich sind, jedoch zwischen diesen Strukturen keine Vergleichbarkeit bieten.
- Vorzug strukturspezifischer statt genereller Benchmarks für Maßnahmen: Aufbauend auf der höchst unterschiedlichen Siedlungs- sowie abfallwirtschaftlichen Infrastruktur bieten generelle, d.h. für alle Regionen gleich definierte Zielwerte wie Altstofferfassungsgrade keinen Anhaltspunkt, wie stark diese Zielwerte in einer bestimmten Region gesteigert werden können und welche Maßnahmen dafür geeignet sein können.
- Reale Vorzeigebeispiele statt errechneter Zielwerte: Ein genereller Benchmark basiert auf einer errechneten, bundesweiten, in der Regel gewichteten Zielgröße, hinter der kein real existierendes Vorzeigebeispiel steht. Der verwendete Ansatz hat jedoch das Ziel innerhalb jeder Struktur eine Gruppe von Regionen mit effektiven Maßnahmen zu identifizieren und das Abschöpfungspotenzial trennschärfer zu quantifizieren.

Die methodische Herausforderung besteht darin, diese Grundidee transparent und objektiv nachvollziehbar umzusetzen. Das erfolgt durch folgende methodische Kombination:

- Repräsentative Hochrechnung des Restmüll- sowie Altstoffaufkommens nach Einzelproben: Jede Einzelprobe wird auf Basis der verwendeten Schichtungskriterien, wie z.B. sozioökonomische Struktur von Gemeinden (sogenannte Stadt-Land-Klassen), Behältervolumina und weiteren Kriterien mittels Hochrechnungsfaktor auf das bundesweite Abfallaufkommen extrapoliert. Somit wird gewährleistet, dass bestimmte Regionen oder Schichten über- oder unterrepräsentiert sind.
- Ermittlung geeigneter Schichtungsfaktoren mittels Varianzanalyse: Die bestgeeigneten Schichtungsfaktoren sind diejenigen, die es erlauben die größten Unterschiede (d.h. Varianz) innerhalb aller Einzelproben durch eine geeignete Gruppierung der Proben zu erklären. Ist die Gruppierung effizient, sind Unterschiede innerhalb jeder Gruppe gering, jedoch Unterschiede zwischen den Gruppen sehr hoch.
- Quantifizierung der Maßnahmeneffekte innerhalb jeder Gruppe: Innerhalb jeder strukturell ähnlichen Gruppe werden signifikant, vorteilhafte Maßnahmen identifiziert. Dazu werden innerhalb jeder Gruppe die Ausprägungen der Maßnahmen in Klassen eingeteilt (z.B. Abfuhrintervall in Entleerungen pro Jahr). Die Zielgrößen (v.a. Altstofferfassungsgrade) dieser Klassen werden verglichen und mittels wiederholter, geschichteter Zufallsziehung (sogenanntes Bootstrapping) auf Signifikanz geprüft.

4 ERGEBNISSE

Die Ergebnisse des präsentierten Projekts umfassen

1 fraktionsspezifische Darstellungen für biogene Abfälle, Altpapier und Kartonagen, Altglas und Leichtverpackungen mittels Gegenüberstellung von Restmüllfraktionsanteilen und Altstofferfassungsgraden für vier Siedlungsstrukturklassen und 13 wesentliche Einflussfaktoren und deren Kombinationen,
2 ermittelte Potenziale zur Altstoffabschöpfung aus gemischten Siedlungsabfällen (Restmüll) und zusätzlich erfassbare Altstoffsammelmengen bei Optimierung der Sammlung,
3 regionsspezifische Benchmarks für Sammelmengen von neun getrennt und gemischt erfassten Abfallarten, und
4 die Synthese der realistisch erzielbaren, zusätzlichen Altstoffsammelmengen.

Ein Überblick über Altstofferfassungsgrade und Restmüllfraktionsanteile nach sozio-ökonomischer Charakteristik nach vier Stadt-Land-Klassen ist in Tab. 2 dargestellt. Bei allen Abfallarten zeigen sich signifikante Unterschiede von Altstofferfassungsgraden und Restmüllfraktionsanteilen von vier dargestellten Altstoffen. Deutliche Unterschiede ergeben sich besonders bei biogenen Abfällen und Leichtverpackungen in Hinblick auf die städtische und touristische Stadt-Land-Klasse.

Tab. 2: Ausgewählte Indikatoren für siedlungsstrukturelle Charakteristik, Altstofferfassung und Restmüllfraktionsanteile nach Stadt-Land-Klassen

Sozio-ökonomische Charakteristik und Abfallaufkommen (4 Klassen inkl. Tourismus)	Städtisch	Intermediär	Ländlich	Touristisch
Altstofferfassungsgrade*				
Biogene Abfälle	56%	66%	69%	59%
Altpapier	87%	93%	94%	90%
Leichtverpackungen	62%	71%	69%	74%
Altglas	79%	88%	90%	89%
Restmüllzusammensetzung*				
Biogene Abfälle	33%	29%	25%	32%
Altpapier	3,1%	3,0%	2,1%	2,6%
Leichtverpackungen	8,0%	7,8%	7,2%	6,7%
Altglas	4,1%	3,0%	2,4%	3,3%

* Signifikante Unterschiede zwischen mindestens zwei Gruppen auf 95%-Vertrauensniveau auf Basis der Bootstrap-Konfidenzintervalle.

Zusammenhänge von Einflussfaktoren und Restmüllfraktionsanteilen und Altstofferfassungsgraden und Potenziale zur Altstoffabschöpfung aus gemischten Siedlungsabfällen werden exemplarisch für biogene Abfälle erläutert. Die Ergebnisse zeigen, dass bessere Altstofferfassung mit

- niedriger Siedlungsdichte in Städten bzw. in den sonstigen Stadt-Land-Klassen mit hoher Siedlungsdichte,
- niedrigem Bevölkerungsanteil in Mehrfamilienhäusern in städtischen und intermediären Gemeinden,
- hohen Haushaltsgrößen in allen Stadt-Land-Klassen,
- niedrigem spezifischen Pendlersaldo in städtischen und intermediären Gemeinden,
- kleineren Restmüllsammelbehältern in städtischen und ländlichen Gemeinden,
- längeren Abfuhrintervallen bei Restmüll,
- Biotonnen-Sammelsystem ab Haus, sowie mit Vorhandensein von Biotonnen bei der Liegenschaft

zusammenhängt.

Als Zusammenschau der fraktionsspezifischen Ergebnisse hat sich gezeigt, dass

1 vor allem bei städtischen Gemeinden starke siedlungsstrukturelle Unterschiede innerhalb der Stadt-Land-Klassen vorliegen (z.B. Siedlungsdichte), die bessere Altstofferfassung begünstigen, wobei vor allem bei biogenen Abfällen diese Effekte auch bei anderen Stadt-Land-Klassen auffällig stark sind,
2 dass das entleerte Restmüllbehältervolumen inklusive der zugrundeliegenden Faktoren Behältervolumen und Abfuhrintervall in allen Stadt-Land-Klassen sehr stark mit Altstofferfassungsgraden zusammenhängt, und
3 in jenen Stadt-Land-Klassen, in denen alternative Sammelsysteme für Abfallarten bestehen, die Verdichtung des Altstoffsammelsystems zu höheren Altstofferfassungsgraden sowie geringeren Restmüllfraktionsanteilen führt.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Betreffend der realisierbaren, zusätzlich abschöpfbaren Altstofferfassungsmengen zeigen die Ergebnisse

1 generell starke Effekte bei Reduktion des entleerten Behältervolumens sowie zumeist abgeschwächt beim zugrundeliegenden Behältervolumen und Abfuhrintervall,
2 die bedeutendsten zusätzliche Altstoffsammelmengen bei städtischen Gemeinden, hier vor allem – relativ betrachtet – bei biogenen Abfällen und Leichtverpackungen, und
3 großes Potenzial durch Sammelsystemumstellungen, vor allem bei biogenen Abfällen in Städten.

DANKSAGUNG

Die Studie zur „Auswertung von Einflussfaktoren auf Restmüllzusammensetzung und Altstofferfassungsgrade in Österreich 2018/2019 zur Entwicklung eines effizienten Analysekonzepts“ wird im Auftrag des Amts der Steiermärkischen Landesregierung, Abt. 14 (Konsortialführung), des Amts der Kärntner Landesregierung, Abt. 8, des Amts der Niederösterreichischen Landesregierung, Abtteilung Umwelt- und Energiewirtschaft, die NÖ Umweltverbände, des Amts der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Umweltschutz, dem Oberösterreichischen Landesabfallverband, des Amts der Salzburger Landesregierung, Abt. 5, des Amts der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz, des Amts der Vorarlberger Landesregierung, Umwelt- und Klimaschutz (Fachbereich Abfallwirtschaft), den Umweltverband Vorarlberg – Abfallwirtschaft und das Magistrat der Stadt Wien, Magistratsabteilung 48 durchgeführt.

LITERATURVERZEICHNIS

Beigl, P. (2020). Auswertung der Restmüllzusammensetzung in Österreich 2018/19. Wien: Studie im Auf-trag des Bundesministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

Beigl, P., Happenhofer, A. (2023). Einflussfaktoren auf Restmüllzusammensetzung und Altstofferfassungsgrade in Österreich und Entwicklung eines effizienten Analysekonzepts“. Endbericht, Wien: Studie im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, die NÖ Umweltverbände, Amt der Kärntner Landesregierung, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Oberösterreichischer Landesabfallverband, Amt der Salzburger Landesregierung, Amt der Tiroler Landesregierung, Amt der Vorarlberger Landesregierung, Umweltverband Vorarlberger Gemeindehaus, Magistrat der Stadt Wien, Magistratsabteilung 48.

Hauer, W. (2020). Einheitliche Restmüllanalysen in Österreich 2018/19 – Erfahrungen und Ergebnisse. In: Pomberger, R (Hrsg.), Recy&Depotech 2020, Konferenzband zur 15. Recy&Depotech-Konferenz in Leoben, Österreich; ISBN: 978-3-200-07190-2

KONTAKT

Dipl.-Ing. Mag. Peter Beigl
peter.beigl@boku.ac.at
+43 1 47654 81314
Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft
Universität für Bodenkultur Wien
https://boku.ac.at/wau/abf

ReMFra – Recovering metals and mineral fraction from steelmaking residues

Wolfgang Reiter[1], Klaus Doschek-Held[2], Christoph Gatschlhofer[2], Johannes Rieger[1] & Christoph Thaler[3]
[1)] K1-MET GmbH, Area 1 Metallurgical Process Efficiency & Circularity, Leoben, Austria
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria
[3)] voestalpine Stahl Linz GmbH, Forschung Bramme, Linz, Austria

ABSTRACT: The ReMFra project encompasses two sustainable solutions for treating by-products derived from steel production. The first is a novel Plasma Reactor for the treatment of coarse-grained by-products. The second is the RecoDust process for treating fine-grained by-products, including those derived from the basic oxygen furnace (BOF), electric arc furnace (EAF) and the HIsarna process, a smelting reduction technology for ironmaking with a reduced carbon footprint. The primary objective of the RecoDust process is the separation of zinc and iron from fine-grained feedstocks via smelting and reduction in the so-called Flash-Reactor. This paper describes two trials, in which a zinc separation degree of over 98% could be reached with a highly stable pneumatic dosing rate being one important requirement for an efficient process. The specific energy demand is significantly lower than before, thanks to previous optimisations. This also resulted in a significant high zinc separation, from approximately 20% in the feedstock to less than 0.3% in the iron-rich RecoDust slag (RDS), one of the two products from RecoDust (crude zinc oxide dust is the second product stream).

1 THE REMFRA PROJECT

The ReMFra process will enable the utilisation of residues from steel production, including filter dust, scale, sludge and slag, to produce pig iron, ferrous oxides, a highly concentrated zinc oxide and an inert slag. ReMFra encompasses two principal processes, the Plasma Reactor and the RecoDust, which will be developed, enhanced and evaluated on an industrial scale. The first process recovers coarse residues (scale, sludge, and slag), while the second focuses on fine-grained dust. The project will enhance iron yield by utilising recovered pig iron instead of new pig iron and replacing iron ore with iron-rich oxides. The recovery of concentrated crude zinc oxide (CZO) and inert slag as by-products will provide a significant revenue stream and contribute to overall carbon neutrality. Furthermore, the process will utilise secondary carbon sources (e.g., plastic waste) as reducing agents to achieve an entirely circular economy. Energy recovery solutions will also be integrated into the metal recovery process, commencing with utilising molten pig iron.

2 DESCRIPTION OF THE REMFRA PROCESS

The ReMFra research project, funded by the European Union within the frame of Horizon Europe (Clean Steel Partnership), aims to develop and validate a highly efficient, industrial scale pyro-metallurgical smelting and reduction process for recovering metal and mineral fractions of various steelmaking residues.
The treatment route is based on two sub-processes: a plasma reactor for processing coarse residues such as scale, sludge and secondary metallurgical slag and the RecoDust process for processing fine-grain residues. See Figure 1 for an illustration of the ReMFra process.

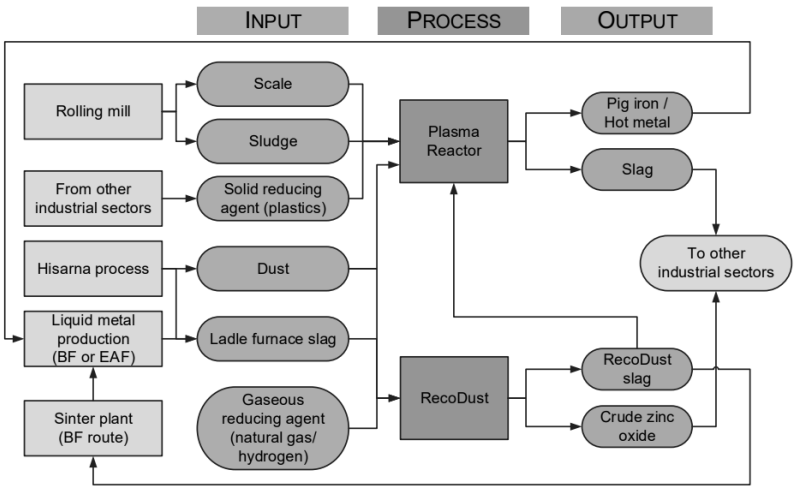


Fig. 1: Flowsheet of the ReMFra process modified from Reiter et al. (2024)

2.1 ReMFra part RecoDust

The ReMFra process allows steel-making companies to recycle many by-products that occur internally during steel production. The flexible system fits into an integrated steel mill based on iron ore and the EAF route based on scrap. The RecoDust pilot plant, established at the Chair of Thermal Processing Technology (Montanuniversität Leoben) with a maximum throughput of 250 kg h^{-1}, is shown in Figure 2. The main parts are the storage tank for the pneumatic conveying, the Flash-Reactor, the converter, the quench and the filter. The dust is pneumatically brought to the burner, where the under-stochiometric combustion occurs. Inside the Flash-Reactor, a slightly reducing atmosphere is created. In this atmosphere, the feedstock is molten, the zinc evaporates after the reduction, and the off gas is thermally stabilised in the converter. After further cooling via quenching, the CZO is collected in the filter. Subsequently, the CZO is cooled via quenching and collected in the filter. RDS as the second product comprises all non-volatile components and can be tapped discontinuously. The transmitting vessel is mounted on a load cell to determine the dosing rate.

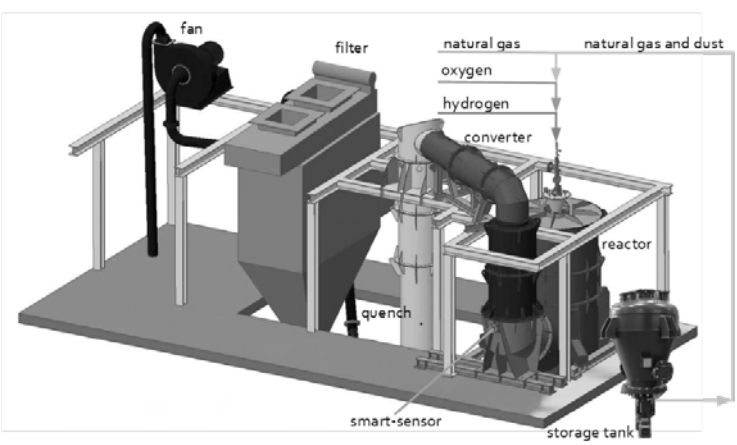


Fig. 2: 3D sketch of the RecoDust pilot plant at the Chair of Thermal Processing Technology modified from Reiter et al. (2023)

3 TEST PROCEDURE AND RESULTS

The trials presented here were conducted twice under identical operational conditions, designated K15-7 and K15-8. The principal operational parameters are presented in Tab. 1 and comprise the Flash-Reactor temperature, the employed air excess ratio, and the target dosing rate. The Flash Reactor temperature is calculated by combining the thermocouple temperature with the heat conduction through the wall and the transition from the wall to the gas phase.

Tab. 1: Test conditions of the trials K15-7 and K15-8

	Feedstock	Temperature [°C]	Air excess ratio	Target dosing rate [kg h^{-1}]
Feedstock K15	100% BOFD	1700	0.8	170

3.1 Feedstock

The feedstock for both trials was 100% BOF (basic oxygen furnace) fine dust. For the currently operated RecoDust pilot plant, there is a single restriction in terms of the grain size limit at 400 µm, which results from the diameter of the conveying pipe. In an industrial setting with a greater capacity than in the pilot plant, the grain size will be increased to a few millimetres using this pneumatic conveying method. The main chemical composition of the used feed is presented in Table 2. The main volatile component is zinc, in this case in its non-volatile oxide form, with about 18 wt.-% zinc. The total iron content is almost 50%, comprising metallic iron, wuestite FeO, and hematite Fe_2O_3. The remaining components are slag formers from the BOF process, but the CaO/SiO_2 ratio of 5.1 is much higher than in the BOF slag.

Tab. 2: Main chemical components of the feedstock in wt.-%

	ZnO	Fe_{MG}	Fe_{tot}	Fe_{Red}	CaO	MgO	Cl
Feedstock K16	23.4	24.2	47.2	32.7	8.5	1.8	0.01

3.2 Dosing rate of the feedstock

The dosing rate of the feedstock is essential for a representative trial, given that the dosing rate and the range of reducing agents must be matched. The maximum achievable cooling capacity of the exhaust line limits the maximum dosing rate. Another factor to be considered is the air excess ratio employed in the Flash-Reactor. A lower ratio results in more energy demand for the post-combustion step after the pyrometallurgical step in the Flash-Reactor. The weight of the storage tank data from the programmable logic controller (PLC) provides a gradual signal data of the weight with a step of more than one kilogram. Smoothing the data with the program Origin 2023 and the method Loess shows promising results for a smoothed weight. The calculated and smoothed data were then employed to calculate the dosing rate each second of trial K15-7, presented in Figure 3.

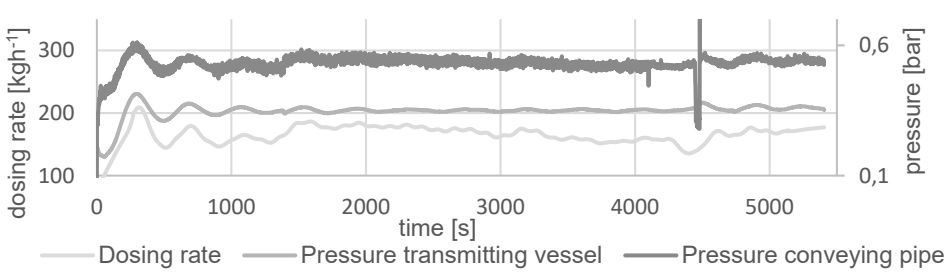


Fig. 3: Dosing rate and the pressure of the transmitting vessel and the conveying pipe of trial K15-7

The feeding time is approximately 5,400 seconds (~ 90 minutes), and the dosing rate and pressure of the conveying pipe and transmitting vessel are illustrated in Fig. 3. At the start of the dosing rate, the pressure of the conveying vessel increases to the target pressure of about 0.35 bar. This figure shows a correlation between the conveying line pressure and the dosing rate. The dosing rate during the feeding time is between 150 and 190 kg h^{-1}, which indicates that the target dosing rate of 170 kg h^{-1} could be achieved. At approximately 4,500 seconds, the pressure of the conveying pipe collapses, which indicates that the feeding has temporarily ceased. After a short backwashing, the feeding resumes without technical problems.

3.3 Results – chemical composition of RDS and CZO of trial K15-7 and K15-8

The trials' results are described in terms of the chemical composition of the two products of the RecoDust process (RDS, CZO). The principal outcome is the separation efficiency of zinc. In these trials, a higher air excess ratio is used than in previous trials. Tab. 3 shows the chemical composition of both products for both trials. The most significant outcome is the highly effective zinc separation, which results in the zinc content of the RDS being below 0.3% in both trials. The zinc is collected in the CZO as ZnO. The non-volatile components in the CZO are brought to the filter via the off-gas (in generally carry over). They can be reduced by an optimised Flash-Reactor geometry in combination with a burner designed for this geometry. With this optimization the zinc content of the CZO could be further enriched to more than 70%.

Tab. 3: Chemical composition of RDS and CZO of trial K15-7 and K15-8

	Zn	Fe_{tot}	CaO	MgO	Cl
K15-7 RDS	0.223	52.39	10.66	2.17	0.001
K15-7 CZO	64.50	10.58	0.76	0.18	0.319
K15-8 RDS	0.216	48.20	9.93	2.07	0.001
K15-8 CZO	68.10	7.91	0.48	0.10	0.370

4 CONCLUSIONS AND OUTLOOK

The project's initial trials have demonstrated a high degree of zinc separation, with the zinc content in the RDS falling below 0.3%. Further optimising the zinc separation while decreasing the specific energy consumption is possible. The following steps involve reducing natural gas demand using a mixture of natural gas and hydrogen. In the first step, up to 10% H_2 is proposed because this range allows the current burner to be employed without significant modifications.

ACKNOWLEDGMENTS

The project ReMFra is funded by the European Union (grant agreement no. 101058362).

REFERENCES

Reiter, W., & Doschek-Held, K. (2024). ReMFra - REcovering Metals and Mineral FRAction from steelmaking residues. Science4Technology Poster Exibition, (S. 1S). 8700 Leoben.

Reiter, W., Rieger, J., Raupenstrauch, H., & Cattini, L. (2023). Recovery of Valuable Materials with the RecoDust Process. Metals 13.7, 1191 - 1200.

Possible ways of utilising metal by-products from thermal phosphorus recovery

Matthias Rapf[1], Eva Gerold[2], Dietmar Zobel[3], Willem Schipper[4], Alexander Maurer[5], Andrea Kotze[6], Sander Arnout[6] & Lukas Pohl[1]
[1)] University of Stuttgart, Institute for Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management, Stuttgart, Germany
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Nonferrous Metallurgy, Leoben, Austria
[3)] Ingenieurbüro für Systemtechnik, Lutherstadt Wittenberg, Germany
[4)] Willem Schipper Consulting, Middelburg, The Netherlands
[5)] Alexander Maurer Consulting, Mannheim, Germany
[6)] InsPyro NV, Leuven, Belgium

ABSTRACT: The EU-funded demonstration project FlashPhos intends to show the feasibility of a thermochemical process to recover white phosphorus (P_4) from sewage sludge. Next to phosphates, sewage sludge contains relatively high amounts of metals, which are separated from the matrix during the process in the form of dusts and an alloy, and could be of economic interest. Thus, we compared the compositions of FlashPhos metal-containing residues with the requirements of established processes to valorise similar materials. We found that the possibility to use these routes may depend on the presence of substances so far unknown to the metal industry. Hence the focus in the choice of FlashPhos input materials and design of process to optimise phosphorus yield and quality should be combined with measures to turn residues into by-products.

1. INTRODUCTION

The FlashPhos process as displayed in figure 1, consists of a drying and grinding step and two high-temperature furnaces, in which the dried sludge is gasified in a Flash reactor (a fast-reacting entrained flow dust firing furnace) and subsequently further reduced in the so-called refiner to extract the gaseous elemental white phosphorus. The remaining slag is separated from the iron alloy, and then granulated to obtain a cement substitute.

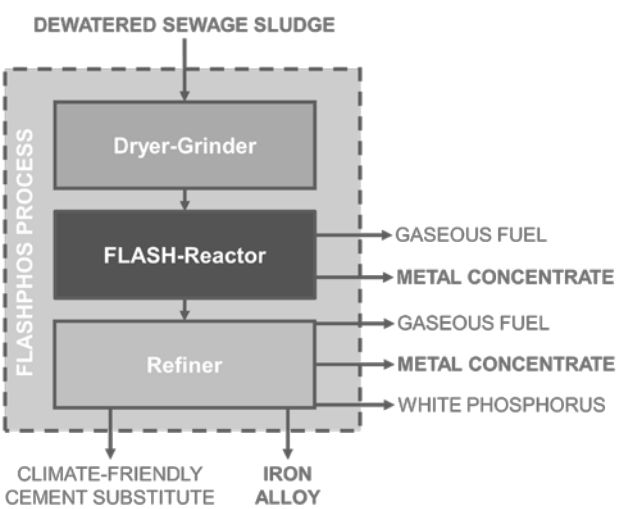


Fig. 1: Process flow sheet FlashPhos process, in bold: metal containing by-products

In both high-temperature steps, flash reactor and refiner, different amounts and types of metal-containing dust are produced. In the refiner, we will obtain, next to the phosphorus itself, a melt of ferrophos.
With respect to a totally circular economy, it is in the scope of FlashPhos to find ways of valorising all output materials of the process. Due to the fluctuating composition of sewage sludge, it is necessary to evaluate if it is possible to treat the dusts and the alloy with known metallurgical processes.
Before the FlashPhos pilot plant will deliver first practical results, we have collected sludge data all over Europe and simulated the behaviour of different input mixes in our “Virtual FlashPhos Plant”. The data collection and simulations were supported by practically testing the compositions, the thermal behaviour and chemical reactivity of various sludge samples.
The resulting expected output compositions we have compared with the requirements of established processes to use similar products.

2. IRON ALLOY

2.1 Iron in sewage sludge

The most common precipitation agents for phosphorus elimination from sewage in Europe are iron salts like $FeCl_3$, $FeCl_2$ and $FeSO_4$. Being available as secondary materials, iron salts are relatively cheap, and due to the high specific weight of iron, they usually form well sedimentable, well dewaterable sludge flocs. Iron chlorides are also added to sewage sludge in order to bind H_2S during sludge digestion.
These beneficial properties lead to the wide-spread use of iron salts in sewage treatment plants and high concentrations of iron in sewage sludge of up to 13 % Fe in the sludge inorganics and more (Pohl, 2024).
Only sewage plants using aluminium salts as precipitation agents or eliminating phosphates biologically (Bio-P) can reach rather low concentrations of 2 % Fe in the minerals. Both techniques are also widely used in Europe, however, often in combination with iron salts. (Saoudi et al. 2023)
When aiming to produce elemental white phosphorus (P_4) from sewage sludge or its ash, as in the FlashPhos process, the iron will be reduced together with the phosphorus and form an alloy known as *ferrophosphorus* or *ferrophos* (Fe_xP, typically a mixture of Fe_2P and Fe_3P) with a much lower commercial value per kg P than the intended product P_4.

2.2 Provenience and typical uses of industrial Ferrophos

Ferrophos is a by-product of the conventional phosphorus production from fossil phosphate rock. Although, with typically less than 1 % Fe, rock contains usually much less iron than sewage sludge minerals (Ryszko et al. 2023; Gilmour, 2024), ferrophos is produced in significant amounts in every phosphorus furnace. Typical phosphorus contents in ferrophos are between 20 and 28 % (Wotschke, 1953).
In order to valorise this undesired substance, the metal industry has found various possible uses over the past decades. Most of the ca. 10,000 t/a consumed in Europe are used in the steel industry. In the production of certain special steels, ferrophos can act as a slagging agent, or be used to adjust the hardness and magnetic properties of the steel product. In some cases, ferrophos serves to liquefy cast iron melts (Wotschke, 1953).
The ferrophos market is used to the above-mentioned range of phosphorus contents. Thus, ferrophos becomes difficult to market with phosphorus contents below 20 %. Alloys with very low P-contents, e.g. below 1 %, may be usable in the steel industry as low-quality scrap iron, however, this will have to be evaluated for each single case. Also elevated contents of heavy metals, as well as silicon (forming a FeSi alloy), can have a negative impact on the ferrophos usability (Diskowski & Hofmann, 2011).

2.3 Ferrophos from FlashPhos

Equilibrium calculations based on several different European sewage sludge compositions show that the alloy produced in the FlashPhos refiner will contain roughly between 60 and 90 % Fe, corresponding to typical values of ferrophos from the conventional Phosphorus production. It is important to note that this is highly dependent on the initial Fe-concentrations and Fe:P ratios of the used sewage sludge, as well as on the operation mode of the process.
P-contents up to 25 % can be reached, but also values far below 20 %. Depending on the fluxing strategy and degree of reduction, Si contents can be significantly higher than usual (up to more than 10 % instead of <5 %). As P and Si are in competition in ferrophos, this may also lead to lower P contents (Diskowski & Hofmann, 2011). Heavy metals reporting to the alloy like chromium, copper and nickel are subject to fluctuations and have to be monitored.
As summary it can be said that ferrophos from thermal phosphorus extraction from sewage sludge can technically serve as a steel additive. However, typical for secondary raw materials, it is subject to fluctuations in main composition and impurities, which can in some cases cause problems in industrial utilisation.
Another challenge is the competition of FlashPhos with the existing ferrophos market. The amounts produced by the primary phosphorus industry are often sufficient to cover the global demand.
The use of ferrophos as raw material for high-tech applications like $LiFePO_4$ batteries is not likely. Compared to the normally used raw materials, highly pure P-acid, iron phosphate or iron oxides, the ferrophos would be way too impure to guarantee failure-free operation of the batteries. Also, the processes necessary to produce the required oxidic substances from metallic ferrophos (grinding, oxidation and dissolving in strong acids, separation of metals impurities from the Fe) would take an extremely big effort and render the process uneconomical.
Knowing about these challenges, FlashPhos partner MITechnology of Austria has started developing a process to oxidise liquid ferrophos adding oxygen and an Al-/Ca-carrier (research project funded by the Austrian FFG under project No. 879289; Austrian patent AT 523447).
The concept is based on the fact that the main products P_2O_5 and the Fe mineral Brownmillerite have no affinity to each other, making it possible to extract and further process the P_2O_5 quantitatively (e. g. to thermal phosphoric acid). The Brownmillerite is a component of cement clinker and may be used as mineral liquefier in the clinker formation process.

3. FLUE DUST RESIDUES

In the FlashPhos process, both, Flash reactor and refiner, emit dust-loaded gas, however each of completely different origin. Like the alloy, their composition is strongly dependent on the quality of the input materials and the operating conditions in the reactors.
The elements of interest in flue dusts from thermal processes are heavy metals, which are volatile under the applied process conditions as (hydr)oxides, chlorides, as phosphides, and as elements after reduction by organics, C or CO. These compounds are condensed to fine particles when cooling down the off-gas.

3.1 Metal contents in sewage sludge

Due to the widely spread use of zinc-galvanised steel in outside applications, zinc is dominating the minor elements in sewage sludge with ca. 2500 mg/kg in the minerals. Also copper (ca. 1000 mg/kg) and lead (ca. 50 to 100 mg/kg) from roof drainages, as well as chromium (ca. 100 mg/kg) and nickel from stainless steel (ca. 70 mg/kg) are present in rather high concentrations (Pohl 2024).

3.2 Flash reactor dust

Under slightly reducing conditions in the Flash reactor (e.g. λ=0.8), thermodynamic calculations show that some heavy metals, mainly Hg, Sb, Sr, and parts of the Cd and Pb will be volatilised and leave the system on the gas path. However, due to the extremely turbulent conditions in the Flash reactor, we expect a substantial dust carry-out, leading to a strong dilution of these metals. This could be confirmed by calculations showing that the dust compositions are very similar to the one of the input mix. This means that, provided that there is no accumulation of certain elements in the system, the dust from the flash reactor can be mixed with the input material and fed back into the process.

3.3 Refiner dust

Like from the classical phosphorus furnace, carry-out from the refiner is expected only to a very low extent. Thus, the refiner dust will mainly consist of the secondary reaction products volatile under the strictly reducing conditions in the refiner. According to our calculations, in the refiner, not only phosphorus and iron will be reduced quantitatively, but also most remaining heavy metals.
Zn, As and the remaining Cd and Pb will mainly be found in the gas phase, leading to zinc contents of up to 25 % in the flue dust. In contrast, most of Co, Cr, Cu, Mo, Ni and V will report to the alloy.
According to (Zobel, 1967), in the classical phosphorus process, also rather big amounts of silicon and carbon form aerosols and very small particles (so-called silica fume and amorphous soot) due to secondary reactions at extremely high temperatures close to the electrode tips. Also, small amounts of phosphorus form P-oxides with the oxygen of the minerals, and in a similar way CaO emerges (Diskowski & Hofmann, 2011). Examples for flue dust compositions from conventional phosphorus furnaces are shown in Table 1.

Tab. 1: Examples of the compositions of different phosphorus furnace dusts. (Hoechst AG, Hürth Knapsack; Tennessee Valley Authority, Muscle Shoals Alabama; FMC Corporation, Pocatello Idaho). From (Diskowski & Hofmann, 2011)

	Mass fraction in dust composition, %		
Component	Hoechst	TVA	FMC
P_2O_5	16.9	28.5	38.4
CaO	12.2	10.7	16.3
F	3.6	5.9	1.1
SiO_2	36.6	18.1	19.6
Al_2O_3	2.4	3.4	1.2
Fe_2O_3	1.4	1.5	0.9
Na_2O	4.5	3.3	10.0
K_2O	11.3	16.2	10.0
C_{fix}	0.8	4.6	1.6

Although our thermodynamic calculations of the refiner process show only elevated concentrations of SiO_2 in the refiner dust, we expect also significant concentrations of C, CaO and P_2O_5 due to the chemical similarity of the processes in the phosphorus furnace and the refiner.
Whereas dusts from phosphorus furnaces contain typically up to 10 % of alkali metals (K+Na), our simulation shows very high possible concentrations of 40 % in the refiner dust or more. Explanations for this may be the rather high concentrations of these metals in sewage sludge and also the matrix generally different to phosphorus rock. Due to the shown uncertainties, this case will be particularly interesting to observe in the refiner pilot trials.

Because of its high zinc content, refiner dust is possibly usable in the same or similar ways as steel mill dusts, which are mainly known as secondary zinc raw materials. The most frequently used process is described in the following section.

3.4 Use of dusty residues in metal industry

Steel mill dusts are solid residues from the off-gas purification in iron and steel-metallurgical plants. Due to the use of galvanised steel as a secondary raw material, the dusts, mainly consisting of FeO, contain also high amounts of zinc with concentrations of up to 30 % ZnO.
The valuable zinc is most frequently recovered with the Waelz process. This process takes place in a slightly inclined, slowly rotating rotary kiln with a controlled air supply. The fuel and reducing agent is a mixture of carbon carriers with petroleum coke as the main component, often added in excess to prevent the charge from melting.
The carbon or carbon monoxide produced reduces zinc oxide (ZnO) and zinc ferrite ($ZnFe_2O_4$). The zinc vapour formed at the prevailing temperatures of about 1200 °C and the CO immediately burn again in the oxidising atmosphere above to form ZnO and CO_2. Zinc oxide leaves the furnace with the exhaust gas and is collected by bag filters. (Graf, 2011)
Lead and significant amounts of chlorides and fluorides are also released with the zinc. The iron oxides are reduced to wüstite or metallic iron and remain in the residue or are specifically reoxidised for heat recovery. (Pawlek, 1983)
The product of the process is a dust with ZnO concentrations of typically 55–60 % and a slag of mostly iron oxides. The dust is further processed in conventional primary metallurgical processes like acidic leaching in order to separate the zinc from its impurities (Ruh & Krause, 2011; EIPPCB, 2008).
In this process, lead can be extracted via precipitation in order to purify the zinc containing solution. The solid residue obtained from primary metallurgy often contains silver as well as lead and can be processed accordingly. Critical impurities are chlorides, cadmium, antimony and mercury. (Pawlek, 1983)

3.5 Perspective to utilise FlashPhos dusts

As stated above, the *Flash reactor dust* consist mainly of slag aerosol carry-out and are expected to have a similar composition to the minerals of the input mix. The resulting low concentrations of valuable metals like zinc are most likely not suitable for metallurgic recovery processes. It can be considered to re-insert the dust into the flash reactor with the feed.
The refiner dust is formed in much lower quantities; however, it will contain most of the zinc fed into the process by the sewage sludge. The high zinc concentrations seem promising for a recovery with the Waelz process. Concentrations of metals critical to the process like Hg, Cd and Sb are only low in sewage sludge.
However, due to constituents unknown to the Waelz process like P_2O_5 or possible impurities critical to the hydro-metallurgic treatment, dusts from FlashPhos refiners need to be thoroughly analysed and tested in order to evaluate their usability.
Besides the Waelz process, other routes, such as feeding to primary zinc industry or recyclers of metallic zinc residues, may still be considered.

4. CONCLUSIONS AND OUTLOOK

The comparison of the expected compositions of FlashPhos metal-containing residues (dust and ferrophos alloy) with the requirements of industrial processes using similar materials shows that a valorisation of these residues can be possible. However, due to fluctuations of the input materials, and because some constituents are not known to the metal industry, success is not guaranteed.

Hence in the further course of the project, we plan to analyse and test the dust and alloy outputs from the FlashPhos pilot plant with established valorisation processes.
Already now it seems clear that it will be necessary to thoroughly compose the input mixes not only to maximise P_4 yield, but also to maintain an acceptable composition and contaminant level in the by-products in order to optimise their usability.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

All co-authors spontaneously contributed to the present article with heaps of knowledge, data, writing and revising. They made it possible to lift this small compendium from 0 to 100 in only a few days, earning them highest recognition and thanks.



This project has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 958267.

REFERENCES

Diskowski, H. and Hofmann, T. (2011). Chapter *Phosphorus* in Ullmann's *Encyclopedia of Industrial Chemistry*. 7th edition (2011), Vol 26; Weinheim, Wiley-VCH.

European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau – EIPPCB (2008). Draft reference document on best available techniques for the non-ferrous metals industries.

Gilmour, R. (2024). Phosphorus. In Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, John Wiley & Sons, Inc (Ed.). https://doi.org/10.1002/0471238961.1608151902182113.a01.pub3

Graf, G. G. (2011). Chapter *Zinc* in in Ullmann's *Encyclopedia of Industrial Chemistry*. 7th edition (2011), Vol 39; Weinheim, Wiley-VCH.

Pawlek, F. (1983). *Metallhüttenkunde*. Walter de Gruyter, Berlin - New York.

Pohl, L. (2024) *EU sludge and waste database* (internal document of EU project FlashPhos).

Ruh, A., Krause, T. (2011). *The Waelz Process in Europe*. 3rd Seminar Networking between Zinc and Steel.

Ryszko U.; Rusek, P. and Kołodyńska, D. (2023). Quality of Phosphate Rocks from Various Deposits Used in Wet Phosphoric Acid and P-Fertilizer Production. Materials (Basel). 2023 Jan; 16(2): 793, DOI: 10.3390/ma16020793.

Saoudi, M. A.; Dabert, P; Ponthieux, A; Vedrenne, F. and Daumer, M. L. (2023). Correlation between phosphorus removal technologies and phosphorus speciation in sewage sludge: focus on iron-based P removal technologies. Environmental Technology, 44:14, 2091-2103, DOI: 10.1080/09593330.2021.2023222.

Wotschke, J. (1953) *F. Ferrophosphor;* chapter in Durrer, R. and Volkert, G. (eds.) *Die Metallurgie der Ferrolegierungen*. Berlin/Göttingen/Heidelberg, Springer.

Zobel, D. and Matthes, F. (1967) *Bildung und Eigenschaften von Phosphorschlamm.* Chem. Techn., 19. Jg. Heft 8, August 1967. Leipzig, Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie.

CONTACT

Matthias Rapf
Matthias.Rapf@iswa.uni-stuttgart.de
University of Stuttgart
Institute for Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management
https://FlashPhos-Project.eu; https://www.iswa.uni-stuttgart.de

De-oiling of grinding sludge: What is the potential of mechanical de-oiling by a centrifuge?

Anna-Caroline Assmann[1], Eric Johach[2], Anna Becker[1], Karoline Raulf[1] & Kathrin Greiff[1]
[1)] RWTH, Chair of Anthropogenic Material Cycles, Aachen, Germany
[2)] RWTH, Aachen, Germany

ABSTRACT: Grinding sludge is a hazardous waste flow emerging from semi-finished products being machined to their near-net-shape. Annually around 280,000 t of grinding sludge is produced in Germany. Tendency rising. Grinding sludge has a high recycling potential due to the known components and the known alloy type as relevant recyclable material. The GENESIS project focusses on grinding sludge which is produced during machining broaching tools for aircraft applications. The goal is to separate the oil and to recover the metallic fraction for a reuse in near-net-shape sintering processes. For this purpose, a centrifuge is used and the effects of machine parametrisation on the de-oiling efficiency is investigated. In this contribution, the effects of machine parametrisation on the residual oil content and de-oiling efficiency are investigated. It was found that independently from other parameters high rotation speed leads to a low residual oil content.

1 INTRODUCTION

Grinding sludge is a waste flow emerging from semi-finished products brought to their near-net-shape dimensions by grinding. In the grinding process, up to 50 wt% of the workpiece can be grinded off (Hagedorn et al. 2022). A lubricant is constantly sprayed onto the contact point between grinding tool and workpiece to reduce heat development, to remove the emerging metal chips and to reduce friction (Klocke 2018). Simplified, this leads to a waste flow consisting of a metallic fraction, a carbon fraction (cooling lubricant) and a mineral fraction (abrasives from grinding tool). In 2015, the annual quantity of grinding sludge in Germany was estimated at 280,000 t, tendency rising (Reschke et al. 2019). Grinding sludge is declared as hazardous waste in the European waste-listing (Bundesamt für Justiz, 2020) making the disposal challenging and expensive.
In contrast to post-consumer scrap, the alloy type of the metal fraction in separately collected grinding sludges is known, because it is equal to that of the machined work piece. A separate collection of grinding sludge per machining station could enable alloy specific recycling.
The GENESIS project focusses on grinding sludge which is produced during machining broaching tools for aircraft applications. The goal is to separate the oil and to recover the metallic fraction for a reuse in near-net-shape sintering processes. Sintering processes require the absence of carbon in the input material (metal powder) to avoid explosion in the die and brittleness of the finished product (Cornelius et al. 1998). Furthermore, the powder should exhibit high bulk density and sufficient flowability to enable a complete and easy filling of the die (Macherauch & Zoch 2019). The main goal for pre-conditioning of the grinding sludge is therefore the removal of cooling lubricant and a comminution step to increase bulk density and flowability.
Centrifugation is a common mechanical de-oiling technology. Previous studies state that centrifuged grinding sludge still exhibits a residual oil content from 5 to 20 wt% (Hugo et al. 1995, Liedtke 1999, Reschke et al. 2019). By the time, no investigations which link the residual oil content and machine parametrisation could be found. For this contribution, the effects of filling level and rotation speed on the residual oil content and de-oiling efficiency were investigated.

2 MATERIAL AND METHODS

2.1 Process of mechanical de-oiling

For recovery of cooling lubricant filter machines can be installed in-line. In case of the grinding sludge considered in this work a belt filter as to be seen in Fig. 1 was used. Two rollers (1) press the sludge against a filter fleece. The lubricant is pressed through the mesh of the fleece and directly fed back to the machining process. A metal plate (2) scrapes pressed grinding sludge off the filter fleece. Samples were taken from the collection tray (3) and from the roller itself (4). The still oil-containing sludge was intermediately store in a box (5). Material for homogenisation and centrifugation trials was taken from top to bottom.

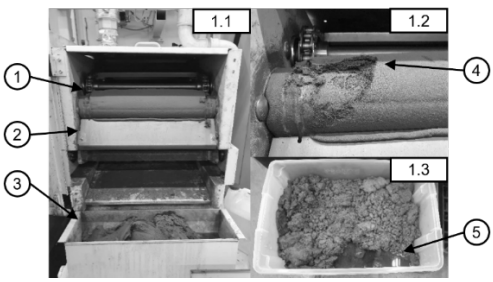


Fig. 1: 1.1 Oil recovery by a belt filter; 1.2 Formation of mat-shaped agglomerates; 1.3 Gathering of oil while resting (Authors visual)

The grinding sludge processed in the GENESIS project was derived from a machining process in which water free cooling lubricant and very wear-resistant grinding disks were used. Hence, the considered grinding sludge consisted mainly of metal chips and cooling lubricant. Filter fleece was not found in visual analysis. The near-net-shape sintering processes in scope of the GENESIS project require oil free powder with high bulk density and good flowability. Comparing waste properties and input requirements the main objectives for mechanical processing can be derived as follows: Complete removal of cooling lubricant, total deagglomeration and formation of spheric particles from the hook-shaped metal chips. To achieve this, a three-stage processing chain consisting of mechanical de-oiling, followed by chemical de-oiling and a final comminution stage was developed. In this contribution, the usage of a centrifuge for mechanical de-oiling of grinding sludge is investigated.

Pretests showed that the agglomerates (see Fig. 1 1.1) cause imbalances in the rotation drum which triggers the vibration monitoring. Therefore, the rotation stops. To avoid unplanned rotation stops the grinding sludge was homogenised in an industrial blender before centrifugation. The blender was filled with up to 2.5 kg kilograms of grinding sludge per batch and ran a minimum of 8 minutes. A centrifuge, which was originally constructed for density separation of plastic flakes, was modified to enable the filtration of the cooling lubricant. Fig. 2 2.1 shows the construction of the centrifuge and how the screen basket (1) was integrated. The screen basket was covered by a filter medium (2) with a mesh size of 0.1 mm. The separated cooling lubricant was collected at the bottom of the rotation drum (3). Fig. 2 2.2 shows the rotating drum equipped with the screen basket and 0.1 mm mesh filled with homogenised grinding sludge, ready to start the trial.

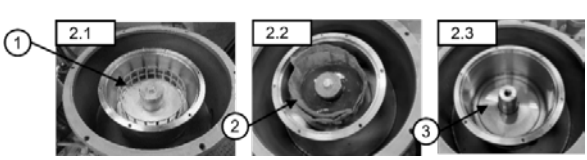


Fig. 2: 2.1 Integrated screen basket; 2.2 Filled screen basket before centrifugation; 2.3 Separated cooling lubricant at the bottom of the rotation drum (Authors visual)

When centrifugation was finished the ejected cooling lubricant (3) was recovered from the bottom of the rotation drum, see Fig. 2 2.3.

2.2 Trial design and analysing methods

General aim of the trial design was to investigate the individual impact of the parameters filling level and rotation speed on the efficiency of de-oiling.
Therefore, a trial design was developed in which only one parameter varied per trial. The resulting variation of parameters is shown in Tab. 1. Each trial was repeated five to six times. Each repetition is referred to as batches in the following.

Tab. 1: Trial design: Overview of variable parameters

Trial series	Filling level [g]	Rotation speed [rpm]	Mesh size [mm]
Trial series 1	350	1,500	0.1
Trial series 2	550		
Trial series 3	350	3,500	0.1
Trial series 4	550		

In order to determine the efficiency of de-oiling, the fractional separation efficiency n was calculated according to VDI 3677 Blatt 2 (VDI 3677 Part 2, 2004) as follows:

$$n = \frac{\Delta X}{X_0} = \frac{X_0 - X_1}{X_0} \quad (1)$$

The variable X_0 represents the initial share of cooling lubricant prior to centrifugation and X_1 represents the amount of cooling lubricant still contained after centrifugation. For determination of X_0 and X_1 thermogravimetric analysis was carried out at 350 °C. The analysis is time and cost intensive. Overall, eight mixed samples, the respective input and output per trial, were measured. The maximum weight per sample was limited to 30 mg. Regarding the limitations in view of the remaining residual oil contents given in literature, see chapter 1, n is expected to be below 90 %. In addition, the relative mass of ejected oil m was calculated by weighing the entire batch before m_0 and after m_1 centrifugation. Equation 2 shows the formula in which the difference between $m_0 - m_1$ presents the absolute mass of ejected oil.

$$m = \frac{m_0 - m_1}{m_0} \quad (2)$$

By dividing the mass of ejected oil by m_0, the relative mass of ejected oil m in wt% is obtained.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Homogenisation of grinding sludge

The belt filter used for in-line recovery of cooling lubricant generates huge agglomerates. By mixing the material in a blender, the agglomerates turn into a homogeneous mass as pictured in Fig. 3 3.1. In addition, a phase separation of the metallic fraction and the oil fraction was observed. The homogenous state lasted only for minutes. After a resting time for about 10 minutes the metallic particles sedimented to the ground and oil gathered on the surface, see Fig. 3 3.2. By pouring off the liquid phase an amount of oil between 8 and 37 wt% could be removed prior to centrifugation. The numbers vary strongly as to be seen in Fig. 3 3.3.

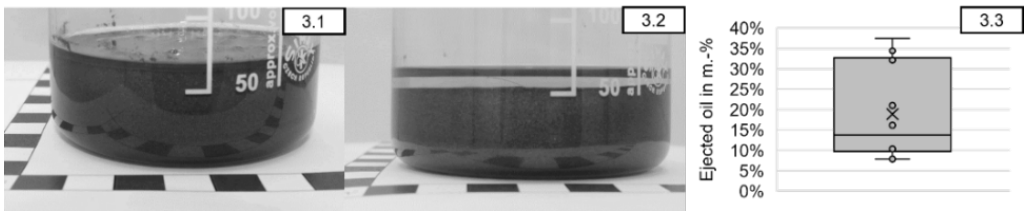


Fig. 3: 3.1 Homogenised, 3.2 Sedimented, 3.3 Removable amount of oil

Sedimentation is basically driven by gravity and the difference in density of fluid and particles (Luckert 2004). The mineral oil has a density of below 1 g / cm³ (Stratiev et al. 2010) and the considered high-speed steel alloy a density of approximately 8.3 g / cm³ (Kugel Pompel 2021). The difference in density is relatively high which explains the observed sedimentation of the metallic phase. In Schubert (2003), a compression zone is described in which the growing layer of sedimented particles causes pressure which again contributes to the gathering of fluid on top. This pressure grows with the depth of the sediment layer which results in a gradual distribution of oil in the metallic phase: decreasing from top to bottom. Sedimentation took also place in not-homogenised temporarily stored material as pictured in Fig. 1 1.3.
The unevenly distributed oil content in the input material (after storage) could be responsible for the severely fluctuating amount of removable oil (see Fig. 3 3.3). Another reason could be a varying load of the blender. A higher load causes a higher sediment layer resulting in a stronger compression which causes more oil to gather at the top. Additionally, a sponge-like and resistant behaviour of the metallic phase was observed. The mat-shaped agglomerates were destroyed during blending but reformed when the material sedimented. Centrifugal force was also found to contribute to the formation of agglomerates, see Fig. 4 4.1.

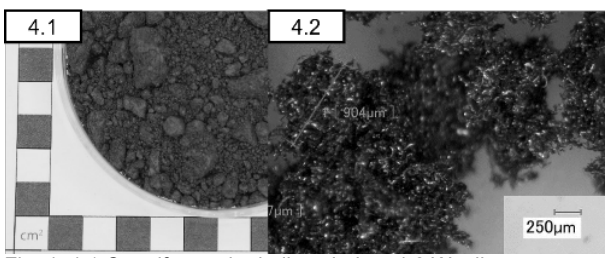


Fig. 4: 4.1 Centrifugated grinding sludge, 4.2 Woollen structure of agglomerates

An examination of mechanically de-oiled grinding sludge under the microscope showed that the woollen structure of the metal chips remains intact during blending and centrifugation, see Fig. 4 4.2. The metal chips get tangled up each other and form a partly loose partly agglomerated powder with low bulk density and poor flowability.

3.2 De-oiling by centrifugation

Assessing fractional separation efficiency by thermographic analysis
On the one hand, blending was meant to impede the release of vibration monitoring, which was totally successful. On the other hand, it should even the oil content of the input material before centrifugation so that the effects of machine parametrisation on the measured weight loss could be evaluated independently from varying initial oil content X_0. The results of thermographic analysis, see Tab. 2, did not confirm this hypothesis as the oil content before centrifugation (= after homogenisation) varied between 39.3 and 50.7 wt%. Nevertheless, the calculation of fractional separation efficiency n relates the removed amount of oil to the oil content before centrifugation and therefore recognised the varying oil content before centrifugation.

Tab. 2: Results of thermographic analysis per trial and fractional separation efficiency of centrifugation

Trial number	1	2	3	4
Rotation speed	1,500 rpm	**3,500 rpm**	1,500 rpm	**3,500 rpm**
Filling level	350 g	350 g	550 g	550 g
X_0 [wt%]	43.8	50.7	39.3	45.3
X_1 [wt%]	26.7	**8.5**	17.3	**8.4**
ΔX [wt%]	17.1	42.2	22.0	37.0
n [%]	39.0	**83.2**	56.0	**81.6**

(*) calculated following equation 1

Tab. 2 shows that for grinding sludge centrifuged at a rotation speed of 3,500 rpm fractional separation efficiency n is with more than 80 % much higher than for 1,500 rpm. Furthermore, the residual oil content for these trials is with around 8 wt% almost equal, although different filling levels were tested. Regarding the results for 1,500 rpm the filling level seems to have a huge impact on fractional separation efficiency n as for 550 g 17 wt% more oil could be removed than for 350 g. No similar impact could be found for an analogous comparison at 3,500 rpm.
It can be concluded that the influence of the filling level decreases to almost non-existent when grinding sludge is centrifuged at 3,500 rpm. Furthermore, the results indicate that despite of a varying oil content in the input, grinding sludge with a low and comparable residual oil content can be produced when it is centrifuged at 3,500 rpm.
Nevertheless, it must be noted that the small amount of material examined by the thermographic analysis is barley representative for the total amount of material processed per trial.

Assessing the mechanically removable amount of oil
Beside performing thermographic analysis, the by centrifugation removable oil content was measured and calculated as described in equation 2. The share of ejected oil was between approximately 27.5 wt% and 44.8 wt%. The evaluation, see Fig. 5 shows the removable oil content depending on rotation speed and filling level.

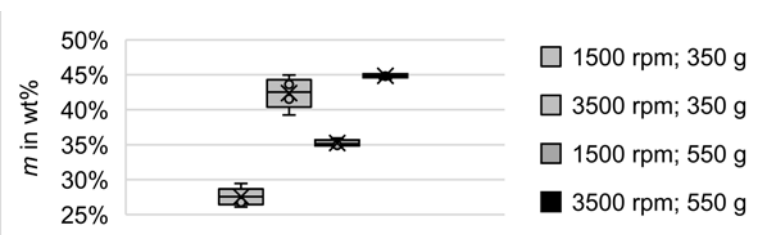


Fig. 5: Ejected oil *m* of the grinding sludge due to centrifugation depending on rotation speed and filling level; calculated following equation 2

For a rotation speed of 3,500 rpm more oil was ejected than for a rotation speed of 1,500 rpm. This effect could be observed for both filling levels. Higher rotation speed leads to a stronger centrifugal force (Schubert 2003) pressing the oil through the grinding sludge itself and the filter mesh. The resistance force of the filter cake is directed oppositely (Schubert 2003) and holds the oil back.
Furthermore, Fig. 5 shows that for 1,500 rpm the ejected amount of oil m is significantly higher for a filling level of 550 g than for a filling level of 350 g. For a rotation speed of 3,500 rpm Δm seems to be less affected by the filling level. That might be explained by the calculation scheme. In contrast to equation 1, in equation 2 the system boundary includes all fractions of grinding sludge. The quantity of oil ejected $(m_0 - m_1)$ is not only divided by the oil content of the batch before centrifugation, but by its total mass (m_0). Consequently, a disproportionate oil content in m_0 could affect the separated mass of oil and thus Δm.

4 CONCLUSION

The assessment of the fractional separation efficiency by thermographic analysis enabled an evaluation without an interference of a disproportionate oil content in the input. The assessment of the mechanically removable amount of oil provided a founder basis of evidence. Taking all results into account, it can be concluded that firstly, more oil is separated at a higher rotation speed and secondly that a higher rotation speed leads to a lower residual oil content.
In the following work, the effect of different mesh sizes on de-oiling efficiency are investigated. Furthermore, the relation of machine parametrisation on metallic losses in the separated oil fraction are examined.

5 ACHKNOWLEGEMENTS

The GENESIS project was funded by German Federal Ministry for Economic Affairs and Climate Action (BMWK) according to a decision of the German Federal Parliament in the framework of the project “GENESIS—EnerGieeffziENtE KreiSlaufwirtschaft krItischer RohStoffe”, funding number 03EI5009C”. Funding is highly acknowledged.

REFERENCES

Bundesamt für Justiz (Ed.) (2020) Verordnung über das Europäische-Abfallverzeichnis. Abfallverzeichnis-Verordnung (AVV).

Cornelius, J., Schmelzer, G., & Schmidt, B. (1998) Aufbereitung von Schleifschlämmen und Wiedernutzbarmachung ihrer Bestandteile. Betriebsforschungsinstitut. Düsseldorf: Verein Deutscher Eisenhüttenleute.

Hagedorn, W., Jäger, S., Wieczorek, L., Kornenberg, P., Greiff, K., & Weber, S. (2022) More than recycling – The potential of the circular economy shown by a case study of the metal working industry. Journal of Cleaner Production. doi:10.1016/j.jclepro.2022.134439

Hugo, F., Melber, A., Wanetzky, E., & Maurer, J. (1995) Recycling von ölhaltigen Schleifschlämmen. Metalloberflächen.

Klocke, F. (2018) Fertigungsverfahren 2 - Zerspanung mit geometrisch unbestimmter Schneide (Bd. 2). Berlin: Springer Vieweg. doi:10.1007/978-3-662-58092-9

Kugel Pompel. (11 2021) Werkzeugstahl Werkstoffe. Von https://www.kugelpompel.at/img/cms/Datenblätter%20Werkzeugstahl/Datenblatt%20Werkzeugstahl%20Werkstoffe%20V1-00.pdf abgerufen

Liedtke, S. (1999) Schleifschlammentölung und Qualitätskontrolle der zurückgewonnenen Kühlschmierstofe. Technische Universität Carolo-Wilhelmina. Braunschweig: Bahadir, M.

Luckert, K. (2004) Handbuch der mechanischen Fest-Flüssig-Trennung. Essen: Vulkan-Verlag.

Macherauch, E., & Zoch, H.-W. (2019) 100 ausführliche Versuche aus wichtigen Gebieten der Werkstofftechnik (13 Ausg.). Springer Vieweg. doi:10.1007/978-3-658-25374-5

Reschke, C., Schubert, D., Biedermann, H., & Deike, R. (2019) Verfahren zur Entölung von kühlschmierstoffbehafteten Metallspänen und -schlämmen. Recycling und Rohstoffe.

Schubert, H. (2003). Handbuch der mechanischen Verfahrenstechnik - Partikeleigenschaften, Mikroprozesse, Makroprozesse, Schüttgut. Weinheim: Wiley-VCH.

Stratiev, D., Dinkov, R., Petkov, K., & Stanulov, K. (2010) Evaluation of crude oil quality. Petroleum and Coal, 9.

VDI 3677 Part 2. (2004) Filternde Abscheider Tiefenfilter aus Fasern. Verein Deutscher Ingenieure e.V (VDI).

CONTACT

M.Sc. Anna-Caroline Assmann
anna.assmann@ants.rwth-aachen.de
RWTH, Chair of Anthropogenic Material Cycles, Aachen, Germany)

Metal recovery over the product life cycle

Josephine Müller[1], Nicos Tsioutsios[2] & Philipp Horner[1]
[1)] voestalpine High Performance Metals GmbH, Sustainability Team inspire, Vienna, Austria
[2)] voestalpine Böhler Edelstahl GmbH & Co KG, Verfahrensentwicklung, Kapfenberg, Austria

ABSTRACT: The voestalpine Group's High Performance Metals Division is globally known for producing high-quality steels using well defined combinations of alloy elements and sophisticated production techniques. What makes these steels special is the set of exceptional properties such as resistance to corrosion and heat, high purity, and extreme durability that makes our products suitable for diverse applications, from aviation to construction of turbine blades and high pressure die casting tools. On average, 81% of our input material stems from recycled resources, but we want to increase this to 90% by 2030. This will also reduce our Scope 3 emissions, which we want to cut down by 25% by 2029. To achieve this, we are already working across the product life cycle of steel to return scraps, chips, and other metal-containing wastes to our plants. This enables us and all our partners in the chain to reduce their Scope 3 emissions and make their processes and products more sustainable. In this article, an exemplary product life cycle of steel products will be explored to show how different types of metal wastes esp. chips and sludge are generated in the product life cycle and some approaches taken for their collection and return.

1 INTRODUCTION

The High Performance Metals Division (HPM) of the voestalpine group is differs from the Steel Division located in Linz with regards to products and production technologies. Instead of blast furnaces, HPM produces its high-performance metals in electric arc furnaces (EAFs), mainly by melting scraps for secondary production of steel.

Some of our EAF based production sites with well-known European brands are voestalpine Böhler Edelstahl in Austria, Uddeholm in Sweden, and Buderus Edelstahl in Germany. Looking beyond the EU, we also have an EAF melting site in Brazil – Villares Metals. Other than these production companies, we also have many subsidiaries located all over the world that are processing and selling our HPM products. Our materials have a high content of alloying elements, including chromium and nickel, as well as vanadium, molybdenum, tungsten, and cobalt. The use of these alloy elements in unique recipes gives our high-quality steels special properties that makes them fit for use in special applications. For example, our steel is used in the manufacturing of aircrafts, food and beverage production machines, and medical tools. These steels can also be used in the manufacture of mechanical engineering products and niche applications like luxury watches.

Despite the many benefits of using alloys in steel production, voestalpine HPM also recognizes the risks associated with alloys since they are non-renewable minerals with an increasing demand in the steel industry as well as by other economic sectors. Fig. 1 shows that the demand of graphite and alloy metals is projected to increase significantly, and in many cases by hundredfold, like Cobalt with a 460% larger demand in 2050 compared to 2018 as the baseline production level. This points out the importance of becoming independent from the reliance on primary resources by increasing recycling to secure our supply chain. Next to that, the substitution of primary elements with secondary materials can also significantly reduce our carbon footprint from Scope 3 emissions.

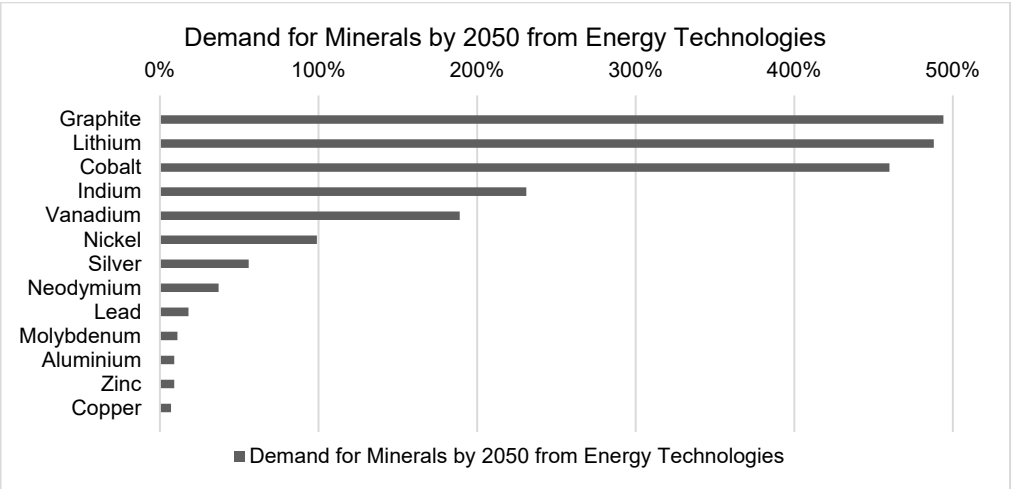


Fig. 1: Increase of demand for Minerals by 2050 from Energy Technologies (Source: Own illustration based on Data from World Bank (2020))

2 SUSTAINABILITY @ HPM

The inSPire team was founded in 2022, including the sub-team of Circular Economy that deals with the issue of supply security as mentioned above. We recognize the importance of implementing a process of continuous improvement in our efficient recycling initiatives to reduce our reliance on primary materials. In line to this, we deal with the following three topics:

- Recycling of scrap and closing of scrap cycles
- Recycling of our own by-products
- Searching for alternative secondary sources to substitute primary material

Another key part of the inSPire Team is the sub-team for Climate Impact, dealing with the topics of energy efficiency, substitution of natural gas, and decreasing Scope 1 + 2 emissions. Besides that, the sub-team of Sustainable Sourcing deals with procurement to track our raw material inputs, especially alloy elements, to their point of origin, to optimize our supply chain in a more sustainable way and to reduce Scope 3 emissions. Finally, the sub-team of Social Impact focuses on the needs of existing and future employees, working on initiatives based on four key areas of action: Family Friendliness, Health, Education and Community, and Diversity.

Together, we have set for ourselves the following set of goals until 2029/2030:

- Increasing the recycling rate up to 90%
- Decreasing Scope 1 + 2 by 50%
- Reducing Scope 3 emissions by 25%

As voestalpine HPM supports having ambitious climate targets that are meaningful and scientifically sound, all our goals are approved by the Science Based Target Initiative (SBTi).

3 METAL RECOVERY OVER THE PRODUCT LIFE CYCLE

In the following sub-sections, an example for Circular Economy is given to illustrate how we recover metals over the product life cycle. Our produced materials typically contain chromium, vanadium, molybdenum, and tungsten in different compositions and depending on the recipe, sometimes also have some amounts of cobalt added.

3.1 Conventional approach of metal returns over the supply chain

The conventional way of recycling at the moment is that we, as a steel producer, are located at the beginning of the value chain. The steel is sold for example to a tool producing company that will utilize the steel as a raw material to produce tools that can cut various materials. The tool production processes generate scraps that are returned by the tool producer to a scrap processor. Metal wastes produced in the steps of the chain in between, like grinding wastes are mainly disposed and are not recycled.

3.2 Performance based approach

One first step in becoming more sustainable is to make the processes in the supply chain more efficient by using materials as long as possible – which can be achieved in the product life cycle through reuse, repair, refurbish, or remanufacture. We discovered that the tool producers and tool users are already implementing some measures for process efficiency by optimizing their cutting parameters and the usage of cutting fluids. They are also already engaged in carrying out repair and reuse, e.g. by sharpening the worn-out tools to make them ready for use again.

The activities of repair, refurbish, or remanufacture produce metal wastes like chips and sludges that are oftentimes not recycled but disposed with high costs. However, these activities increase their one-time costs but reduces some costs for resources. This, in turn, affects our Scope 3 emissions, which is why we support our customers in this kind of performance improvement.

3.3 Reduce/change energy demand

To reduce our emissions, we also look internally within the company for opportunities of potential reduction in our own carbon footprint. One important step that we consider is to reduce and change our energy demand. However, currently, our energy-related efforts are sometimes hindered by demanding framework conditions such as either a complete lack of availability of alternative green energy sources or partial availability that is not sufficient to meet our process demands. In addition, there is a high competition for the electrical energy demand on the market. Within the Climate Impact team we are working on projects regarding green energy supply and on finding more sustainable alternatives to fossil sources like natural gas. With these projects we strive to reach our goal of decreasing our Scope 1 and 2 emissions by 50 % until 2029.

3.4 Return of pre-consumer scrap as grinding wastes

Grinding wastes can be chips, turnings, or sludges that are produced by the grinding processes at the tool producer or tool user. These scraps are much smaller in sizes than your typical scraps, which is why they need proper preparation to be returned for recycling. Such scraps must be pretreated, e.g. by briquetting or pre-melting, to get the transport authorization over borders. Briquetting and pre-melting is also needed to prepare grinding wastes so that they can be introduced to melting furnaces. Also, such preparing techniques keep the rest moisture and oil content levels reduced to a minimum.

Fig. 2 shows the result of a briquetting trial with very fine grinding sludge. Without a developed recipe with a suitable binder, grinding wastes cannot be pressed to stable briquettes. Moreover, the rest oil content is still much too high in this example. The lack of stability and the rest oil content prevent these briquettes from being used in EAF or other steel melting plants.



Fig. 2: Briquettes produced with grinding sludge (Source: own picture)

Some grinding sludges may occasionally contain phosphorous in high amount. Phosphorus is introduced as EP-additive (EP = Extreme Pressure) in the cooling lubricant that is used during the grinding process. Fu & Matthews (1999) showed that phosphorous can be removed by aqueous surfactant washing and supercritical carbon dioxide (SCCO2). However, we discovered in a research project with different approaches that this does not work for higher phosphorus concentrations in the sludge, and it is not possible to scale up the process with similar results. This is due to the fact that de-oiling is not sufficient to remove the phosphorous completely.

We discovered several other processes that can remove the phosphorous content. However, none of these are industrialized yet. For other (P-free) grinding wastes – like for bigger scrap pieces – sorting by grade would be perfect for recycling. Unfortunately, this can be very difficult for the customers without disturbing their running production chain cycles.

4 CONCLUSION AND OUTLOOK

For our sustainability strategy, we proactively collaborate throughout our entire supply chain with partner companies and customers. When it comes to material efficiency, our intent is to scale up our efforts so that all metal wastes that are not recycled at the moment can get back to our melting plants. Although the recycling of grinding wastes can only contribute to a small extend to the reduction of Scope 3 emissions, we strive to recover and return this valuable material before it's going to waste or downcycling. For this, we are rising to the challenge of understanding and adapting our sustainability ideas to the unique specifications and demands of each of our clients.

REFERENCES

Fu, H., & Matthews, M. (1999, May 02). Separation Processes for Recovering Alloy Steels from Grinding Slude: Supercritical Carbon Dioxide Extraction and Aqueous Cleaning. *Separation Science and Technology*, 34:6-7, 1411-1427. doi:https://doi.org/10.1080/01496399908951100

World Bank Group (2020) Minerals for Climate Action: The Mineral Intensity of the Clean Energy Transition, World Bank Publications, USA

CONTACT

Dr.-Ing. Josephine Müller
Josephine.mueller@voestalpine.com
Circular Economy Lead
voestalpine High Performance Metals GmbH

www.voestalpine.com/inspire

Inwertsetzung von metallurgischen Schlacken: Wertmetall/(Phosphor) rückgewinnung und Herstellung einer Bindemittelkomponente

Christoph Gatschlhofer[1], Anna Krammer[1], Klaus Doschek-Held[1] & Florian Steindl[2,3]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich
[2)] Technische Universität Graz, Institut für Materialprüfung und Baustofftechnologie, Graz, Österreich
[3)] Technische Universität Graz, Institut für Angewandte Geowissenschaften, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Schlacken sind der Hauptnebenstrom des Stahlherstellungsprozesses. Obwohl sie als Rückstände oder Nebenprodukte betrachtet werden, enthalten sie oft noch große Mengen an wertvollen Elementen wie Fe, Mn, Cr und P, meist in oxidischem Zustand, zusammen mit einer Ca-Mg-Al-Si-Matrix. Viele Schlackenstoffströme müssen jedoch aufgrund fehlender Verwertungsmöglichkeiten zwischengelagert oder deponiert werden. Daher ist es notwendig, grundlegend an sinnvollen Verwertungs- und Upcyclingstrategien zu forschen, um auch zukünftige Schlacken mit noch unbekannter Zusammensetzung kreislauffähig zu machen. In mehreren entwickelten Versuchsaufbauten werden am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik verschiedene metallurgische Schlacken und deren Mischungen mit geeigneten industriellen Reststoffen karbothermisch behandelt und rasch abgekühlt. Dies ermöglicht die Rückgewinnung der abgetrennten Stoffströme (Wertmetalle, hüttensand-artige Bindemittelkomponenten, Gasfraktion) und deren Verwertung innerhalb der vorgesehenen Industriesektoren und demonstriert damit eine sektorübergreifende Kreislaufwirtschaft.

1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Die Eisen- und Stahlindustrie sowie die Zementindustrie sind mit jeweils etwa 8 % der weltweiten CO_2-Emissionen bedeutende Treibhausgasemittenten und stehen vor erheblichen Transformationen, um die gesetzten Klimaziele zu erreichen. In der Zementindustrie wird angestrebt, den Klinkeranteil von 77 % im Jahr 2017 auf 65 % bis 2050 in Europa zu reduzieren, was zu einem Bedarf an Sekundärzementstoffen (SZS) von ungefähr 96 Millionen Tonnen pro Jahr führen wird. Hüttensand, nassgranulierte Hochofenschlacke, wird derzeit weitverbreitet als SZS eingesetzt. Der Anteil dieses Materials wird jedoch in Europa stark sinken, da Hochöfen zunehmend ersetzt werden, um schrittweise die CO_2-Emissionen der Stahlindustrie zu senken. Dies wird zu einem Rückgang von 150.000 bis 800.000 Tonnen Hüttensand pro Jahr und Hochofen resultieren. Derzeit werden in Europa 56 % der Stahlerzeugung über die Hochofen-Konverter-Route (integriertes Hüttenwerk) und 44 % in Elektrostahlwerken produziert. Mit dem Einsatz neuer Elektrolichtbogenöfen in Kombination mit wasserstoffbasierten Reduktionstechnologien sollen in Europa zukünftig Reststoffe und Schlacken entstehen, deren Zusammensetzung derzeit noch nicht genau bekannt sind. Es kann aber auch für die zukünftig anfallenden Nebenprodukte aus grünen Stahlproduktionsprozessen von einem hohen Wertstoffpotenzial ausgegangen werden. Dies eröffnet neue Möglichkeiten zur Rückgewinnung von Wertmetallen, wobei jedoch auch durch gezielte Konditionierung eine Bindemittelkomponente als Ersatz für Hüttensand produziert werden soll. (Ehrenberg, 2023)

Eine Besonderheit stellen Stahlwerksschlacken aus dem Behandlungsschritt der Entphosphorung dar, da diese neben prozessbedingt hohen Eisenoxid-Gehalten auch Phosphor aufweisen. Europa ist stark von Phosphatimporten aus teils politisch instabilen Regionen angewiesen, weshalb Phosphatgestein und Phosphor von der europäischen Kommission als kritische Rohstoffe gelistet sind. Zwar ist der P_2O_5-Gehalt in LD-Schlacke mit ungefähr 2 % im Vergleich zu phosphorreichen Abfallströmen wie Klärschlammasche gering, dafür fallen mit ungefähr 125 kg/t Rohstahl erhebliche Mengen an. Für Österreich ergibt sich allein aus LD-Schlacke für das Jahr 2022 ein theoretisches P_2O_5-Rückgewinnungspotenzial von ca. 34.000 t. Die durch den Phosphor hervorgerufenen prozessbedingten Herausforderungen entstehen im Wesentlichen durch dessen

hohe Affinität zu Wertmetallen. Der während des Prozesses entstehende gasförmig hochreaktive Phosphor reichert sich bis zur Sättigung in der Metallschmelze an. Diese setzt die Metallqualität für eine Rückführung in die Stahlindustrie herab und verringert gleichzeitig die Rate an rückgewonnenem Phosphor. Optimale Prozessbedingungen schafft ein induktiv beheizter Schüttschichtreaktor aus Graphitstücken als Suszeptormaterial. Dieser als Kernstück des RecoPhos-Prozesses wurde am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik anfänglich für die Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammasche entwickelt. (Windisch et al., 2020)

2 MATERIAL UND METHODE

Je nach Stahlproduktionsroute entstehen unterschiedliche Mengen an Schlacken, die in ihrer Zusammensetzung auch variieren. Trotz der potenziellen Nutzbarkeit verschiedener enthaltenen Wertstoffe werden viele dieser Schlacken aufgrund fehlender Verwertungsmöglichkeiten weiterhin deponiert. Insbesondere der Gehalt an Wertmetallen wie Eisen, Chrom und Mangan geht größtenteils verloren, beispielsweise durch die Verwendung im Straßenbau. Um das mengenmäßige Potential des rückgewinnbaren Wertmetalls sowie der wirksamen Bindemitteloxide zu erheben, wurde mithilfe der in Österreich produzierten Rohstahlmengen auf die anfallenden Schlacken geschlossen. Mit repräsentativen chemischen Analysen dieser Schlacken konnte dann eine semi-quantitative Aufstellung der enthaltenen Stoffströme erstellt werden. Aufgrund ihrer chemischen Zusammensetzung sind diese Schlacken auch nicht direkt in der Bindemittelindustrie einsetzbar. Die vorliegende Arbeit bietet einen Überblick über diese Materialien, wie in Abb. 1 durch ein Ternärdiagramm [Al_2O_3+FeO+Fe_2O_3] - [SiO_2] - [CaO+MgO] dargestellt wird.

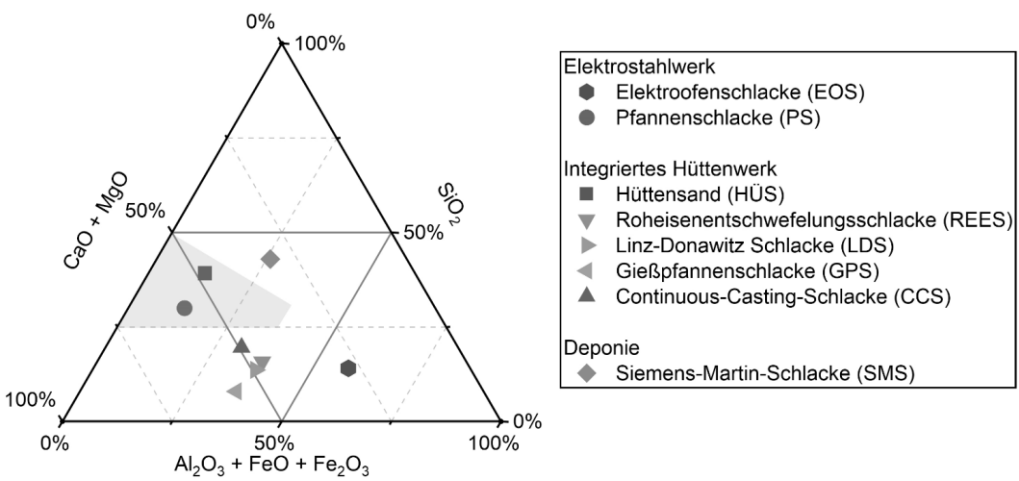


Abb. 1: Chemische Zusammensetzung im ternären System [Al_2O_3+FeO+Fe_2O_3] - [SiO_2] - [CaO+MgO] der betrachteten Schlacken aus Österreich im Vergleich zu Hüttensand. Der hinterlegte Bereich stellt die Grenzwerte für den Einsatz von Hüttensand laut EN 15167-1 dar

In Bezug auf die Bindemittelkomponente ist eine passende chemische Zusammensetzung, insbesondere die Basizität, welche das Verhältnis zwischen basischen und sauren Schlackenkomponenten angibt, sehr wichtig. Daher werden am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik mit einem entwickelten Mischungsrechner Reststoffkombinationen ermittelt und diese karbothermisch in verschiedenen Öfen unter Zugabe von Kohlenstoff als Reduktionsmittel behandelt. Das Ziel dabei ist es, eine ähnliche Hauptoxidzusammensetzung der Mineralfraktion wie Hüttensand zu generieren und zusätzlich den Wertmetallanteil rückzugewinnen. Um die benötigten latent hydraulischen Eigenschaften für die Bindemittelindustrie zu realisieren, wird die Schmelze durch Nass-

oder Trockengranulation schnell abgekühlt. (Doschek-Held et al., 2024; Krammer et al., 2024; Steindl et al., 2023)
Bei der karbothermischen Behandlung phosphorreicher Schlackensysteme wird mit der Phosphorrückgewinnung über die Gasphase ein zusätzlicher Forschungsschwerpunkt gelegt. Hierbei wird durch Variation prozessrelevanter Betriebsparameter dessen Einfluss auf die Thermodynamik und Kinetik ablaufender chemischer Reaktionen untersucht, die die Entfernung von Phosphor über die Gasphase begünstigen. Zu diesen Parametern zählen zum einen die chemische Zusammensetzung der Ausgangsmischung. Diese steht im direkten Zusammenhang mit physikalischen und thermischen Eigenschaften wie Viskosität, Dichte, Oberflächenspannung, Wärmeleitfähigkeit, spezifische Wärmekapazität und Schmelzintervall der während der karbothermischen Schlackenbehandlung entstehenden metallischen und mineralischen Phase. Außerdem beeinflussen diese Größen das Ausgasungsverhalten des Phosphors. Zum anderen wird der Einfluss von Temperatur, Druck und Verweilzeit auf die Phosphorausbeute erprobt. Die Generierung der Daten erfolgt hierbei über die Bestimmung des Schmelzverhaltens mittels thermo-optischer Analyse in einem Dilatometer. Durch eine Kombination aus Thermogravimetrie und Differenzkalorimetrie lassen sich kritische Temperaturen von Phasenänderungen und -umwandlungen und chemische Reaktionen feststellen. In unterschiedlichen Laboröfen lassen sich dann auf Basis der ermittelten Daten die Schlacken karbothermisch behandeln (siehe Abb. 2).

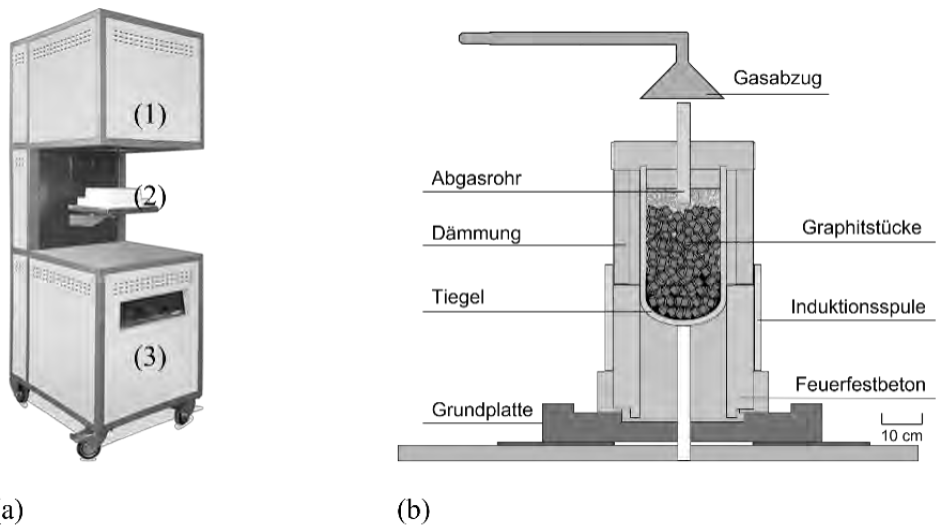


Abb. 2: Öfen am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik (a) Elevatorofen (THERMCONCEPT GmbH, 2024) Typ ELHT 16-18 mit (1) Ofenkammer (b) bewegliche Bodenplatte mit integrierter Inertgasspülung (3) Bedienfeld (b) Induktiv beheizter Schüttschichtreaktor mit Graphitwürfeln als Suszeptor

Im Elevatorofen können Materialien bis ca. 1700 °C eingesetzt werden, wobei sich der Ofenraum unter Volllast öffnen lässt und damit die Möglichkeit besteht bei der jeweiligen Temperatur Proben zu entnehmen oder zuzugeben. Einsatzmengen von bis zu 1500 g können induktiv entweder über eine Graphitschüttung oder einem Graphittiegel bis 1600 °C behandelt werden. Eine rasche Abkühlung des schmelzflüssigen Materials ist entweder über Inertgase wie Argon oder Nassgranulation mittels dynamischen Wasserbads gegeben. Eine Schemaskizze der Methodik ist in Abb. 3 gezeigt.

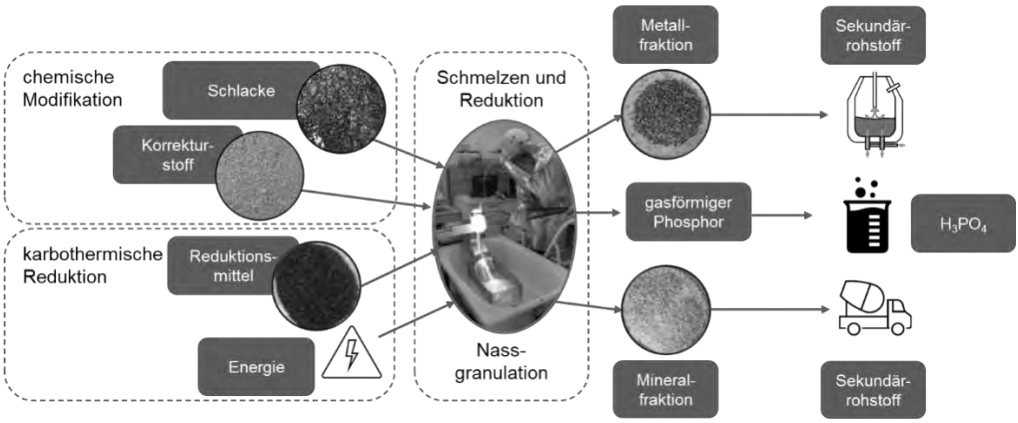


Abb. 3: Schema der karbothermischen Behandlung von Schlacke am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Abb. 4 veranschaulicht eine semi-quantitative Stoffflussanalyse für die karbothermische Behandlung österreichischer Schlacken aus der Eisen- und Stahlindustrie, wobei jeweils eine vollständige Reduktion von Fe-, Mn- und Cr-Oxid angenommen wurde. Anhand des Aufkommens und der Zusammensetzung infolge repräsentativer chemischer Analysen lässt sich der Transfer der Schlackenelemente in die jeweilig entstehende Fraktion, ein metallischer Wertstoff, Phosphor in Form von P_2O_5 und eine Bindemittelkomponente darstellen. Der über die Reduktion in Form von CO oder CO_2 überführte Sauerstoff aus den oxidischen Eisen-, Mangan- und Chromverbindungen ist nicht dargestellt.

Ergebnisse aus karbothermischen Versuchen zeigen, dass sich 98 %, 50 % und 90 % des Eisen-, Mangan- und Chromgehalts der Ausgangsmischung in der Legierung wiederfindet. Die geringen Wiederfindungsraten für Mangan lassen sich auf dessen komplexes Reduktionsverhalten und dem hohen Verdampfungsdruck zurückführen. (Krammer et al., 2024)

Die unter diesen Bedingungen nicht reduzierbaren Oxide CaO, SiO_2, MgO und Al_2O_3 sollen Teil einer neuen alternativen Bindemittelkomponente werden. Verschiedenen Mischungen von Schlacken und anderen mineralischen Reststoffe wurden chemisch analysiert und anschließend auch die Bindemittelwirksamkeit mittels Aktivitätsindex sowie dem R^3 Testverfahren (Li et al., 2018) bestimmt. Die Resultate weisen auf eine prinzipielle Eignung als Bindemittel in Bezug auf Druckfestigkeit und Reaktivität hin. (Krammer et al., 2024; Steindl et al., 2022)

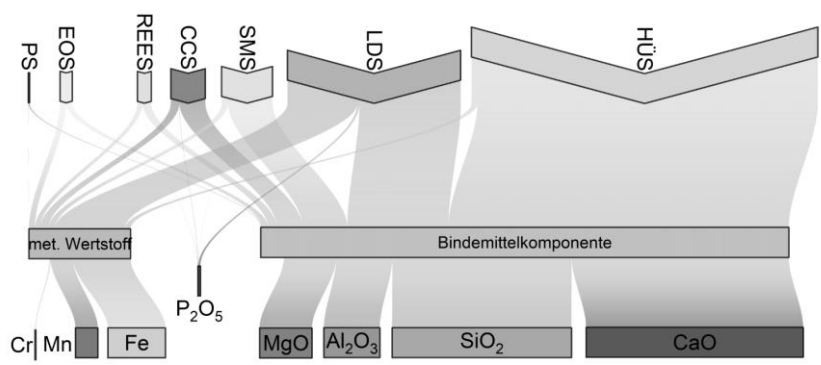


Abb. 4: Stoffflussanalyse anhand des theoretischen Potenzials der nach karbothermischer Behandlung rückgewinnbarer Komponenten aus österreichischen Eisen- und Stahlwerksschlacken; Daten aus (voestalpine Stahl GmbH, 2023; voestalpine Stahl Donawitz GmbH, 2023)

Ergebnisse aus karbothermischen Versuchen zeigen, dass sich 98 %, 50 % und 90 % des Eisen-, Mangan- und Chromgehalts der Ausgangsmischung in der Legierung wiederfindet. Die geringen Wiederfindungsraten für Mangan lassen sich auf dessen komplexes Reduktionsverhalten und dem hohen Verdampfungsdruck zurückführen. (Krammer et al., 2024)
Die unter diesen Bedingungen nicht reduzierbaren Oxide CaO, SiO_2, MgO und Al_2O_3 sollen Teil einer neuen alternativen Bindemittelkomponente werden. Verschiedenen Mischungen von Schlacken und anderen mineralischen Reststoffe wurden chemisch analysiert und anschließend auch die Bindemittelwirksamkeit mittels Aktivitätsindex sowie dem R^3 Testverfahren (Li, et al., 2018) bestimmt. Die Resultate weisen auf eine prinzipielle Eignung als Bindemittel in Bezug auf Druckfestigkeit und Reaktivität hin. (Krammer et al., 2024; Steindl et al., 2022)
Für Phosphor konnten durch Konzeptionierung eines induktiv beheizten Schüttschichtreaktors im Labormaßstab ideale Bedingungen für hohe Phosphor-Entfernungsraten aus der Behandlung von chemisch modifizierter LD-Schlacke geschaffen werden. Nach Versuchen ließen sich 80 % des in der Schlacke gebundenen Phosphors weder in der metallischen noch in der mineralischen Fraktion nachweisen. Die Bedeutung und Einfluss der chemischen Manipulation der LD-Schlacke durch Zumischung von Materialien geeigneter chemischer Zusammensetzung gilt als verstanden und soll zukünftig quantifiziert werden. (Ponak, 2019)
Neben Eisen wurde auch die Affinität von gasförmigem Phosphor zu Mangan und Chrom in Form praktischer Versuche bestätigt. In Anbetracht des thermodynamischen Potentials zeigen Mangan und Chrom sogar eine teils höhere Triebkraft zur Bildung unerwünschter Phosphide im Vergleich zu Eisen. (Gatschlhofer et al., 2024)

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Die karbothermische Behandlung von chemisch modifizierter Schlacke oder Mischungen aus diesen stellt eine effiziente Recyclingmöglichkeit für deren Inwertsetzung dar, zumal diese bereits bei hohen Temperaturen am Industriestandort anfallen. Die Herstellung von Sekundärrohstoffen für die Stahl- und Zementindustrie, eine eisenreiche Legierung und ein hüttensand-ähnliches latent hydraulisches Material, ist gegeben. Daneben lässt sich der in phosphorreicher Schlacke gebundene Phosphor über die Gasphase rückgewinnen. Dadurch können Primärrohstoffe geschont und der CO_2-Fußabdruck reduziert werden. Zukünftige Untersuchungen zielen auf das Verhalten von Mangan während der karbothermischen Behandlung ab. Im Bereich der Bindemittelkomponente sollen zukünftig zu erwartende Schlackensysteme aus dem Elektrolichtbogenofen auf deren Potenzial als Sekundärzementstoff erprobt sowie neben der hydraulischen Aktivierung auch die alkalische Aktivierung untersucht werden. Angesichts der enormen Relevanz von SiO_2 im Ablauf der Reduktion oxidischen Phosphors wird dessen Einflussnahme in zukünftigen Versuchen genauer betrachtet. Mit diesem Ansatz soll ein wesentlicher Beitrag zu einer kreislauffähigen Wirtschaft in der Stahlindustrie geleistet werden.

LITERATURVERZEICHNIS

Doschek-Held, K., Krammer, A., Steindl, F., Sattler, T., & Juhart, J. (2024). Recycling of mineral wool waste as supplementary cementitious material through thermochemical treatment. Waste Management & Research.

Ehrenberg, A. (2023). The steel production transformation process in Europe: New slag types will substitute granulated blast furnace slag. ZKG Cement Lime Gypsum, Issue 6.

Gatschlhofer, C., Raonic, Z., Marschall, I., Krammer, A., Doschek-Held, K., & Raupenstrauch, H. (2024). Investigation of the phosphide formation for transition metals during carbothermal reduction of industrial and synthetic slags (unveröffentlicht). In Circular Economy and Sustainability (S. 19). Springer Verlag.

Krammer, A., Doschek-Held, K., Steindl, F., Weisser, K., Gatschlhofer, C., Juhart, J., . . . Sorger, C. (2024). Valorisation of metallurgical residues via carbothermal reduction: A circular economy approach in the cement and iron and steel industry. Waste Management & Research.

Li, X., Snellings, R., Antoni, M., & al., e. (2018). Reactivity tests for supplementary cementitious materials. RILEM TC 267-TRM phase 1. Materials and Structures.

Ponak, C. (2019). Carbo-thermal reduction of basic oxygen furnace slags with simultaneous removal of phosphorus via the gas phase. Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik.
Steindl, F., Doschek-Held, K., Juhart, J., Wohlmuth, D., & Mittermayr, F. (2022). Mineralische Reststoffe und Nebenprodukte als Bestandteile reaktiver Bindemittelkomponenten. Recy&DepoTech. Leoben.
Steindl, F., Doschek-Held, K., Weisser, K., Juhart, J., Grengg, C., Wohlmuth, D., & Mittermayr, F. (2023). Mineral Residues and By-Products Upcycled into Reactive Binder Components for Cementitious Materials. In A. K. Jędrzejewska, International RILEM Conference on Synergising Expertise towards Sustainability and Robustness of Cement-based Materials and Concrete Structures. Springer.
THERMCONCEPT GmbH. (2024). Von www.thermconcept.com: https://www.thermconcept.com/virthos.php?//Produkte/Forschung%20%26%20Labor/Elevator%C3%B6fen/Elevator%C3%B6fen abgerufen
voestalpine Stahl Donawitz GmbH. (2023). Umwelterklärung. Von https://www.voestalpine.com/stahldonawitz/static/sites/stahldonawitz/.downloads/de/Umwelterklaerung-voestalpine-Stahl-Donawitz-2023.pdf abgerufen
voestalpine Stahl GmbH. (2023). Umwelterklärung. Von https://www.voestalpine.com/stahl/content/download/59979/file/Umwelterklaerung_2023_DE_20231128.pdf abgerufen
Windisch, S., Ponak, C., Mally, V., & Raupenstrauch, H. (2020). Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche mit dem RecoPhos-Prozess. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaft, S. 421 - 428.

Rückgewinnung von Wertmetallen aus feinen Deponiefraktionen

Paul Demschar[1], Thomas Kremlicka[1] & Klaus Philipp Sedlazeck[1]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Pro Jahr fallen in Österreich ca. 658.000 t Rückstände aus Müllverbrennungsanlagen an. Rostaschen von einer Deponie in Kärnten wurden nach vor Ort stattfindender Aufbereitung, aber vor der Deponierung beprobt. Die Proben wurden im Labormaßstab mittels Backenbrecher zerkleinert und anschließend gesiebt. Aufgrund unterschiedlicher Bruchcharakteristik der metallischen (duktil) und der mineralischen (spröde) Fraktion können diese durch eine Siebung getrennt werden. Der Anteil an rückgewinnbarer magnetischer Fraktion kann durch Zerkleinerung deutlich erhöht werden. Die mineralische Fraktion kann zusätzlich noch in einen magnetischen und einen nichtmagnetischen Teil unterschieden werden. Der magnetische, mineralische Teil gewinnt diese Eigenschaft durch einen hohen Anteil an Magnetit Kristallen. Aktuell wird versucht die metallische und die mineralische magnetische Fraktion anhand unterschiedlicher Suszeptibilitäten zu trennen.

1 EINLEITUNG

Die Einführung des Deponierungsverbotes für unbehandelte Abfälle in Österreich 2004 hat zur Etablierung zweier Verfahren für die Behandlung von gemischten Siedlungsabfällen (SN 91101) geführt. Die thermische Verwertung in Müllverbrennungsanlagen (MVA) stellt dabei den dominierenden Prozess dar. Im Jahr 2021 wurden 89 % des gesamten Siedlungsabfallaufkommens thermisch verwertet (BMK 2023). Dabei erfolgt neben einer Reduktion des Volumens von 90 % und einer Massenabnahme von 70 % auch eine Inkorporation von Schadstoffen in kristalline und glasige Phasen (Eggenberger et al. 2004). Mit der Rostfeuerung und der Wirbelschichtfeuerung gibt es zwei Prozessrouten für die thermische Abfallbehandlung. Beide Verfahrensweisen erzeugen in Form von Rost- bzw. Bettaschen jährlich Verbrennungsrückstände im Umfang von ca. 658.000 t (BMK 2023). Rostaschen aus MVA mit Rostfeuerung sind heterogene Materialgemenge, die metallische und mineralische Wertstoffe enthalten und je nach Prozessführung stark oder weniger stark verschlackt sind (Wiles 1996). Die Rückgewinnung der metallischen Wertstoffe in entsprechenden Schlackenaufbereitungsanlagen ist in Österreich bereits Stand der Technik, dennoch wird ein nicht unerheblicher Teil an Wertstoffen in Form feiner Sortierreste deponiert und geht dem Wertstoffkreislauf somit verloren. Im FFG-geförderten Forschungsprojekt MeteoR wird versucht, die Metallausbeute durch Nachaufbereitung der bis dato deponierten Feinfraktionen aus MVA-Schlackenaufbereitungsanlagen zu erhöhen. Dafür werden trockene Verfahren der mechanischen Aufbereitung herangezogen.

2 METHODISCHES VORGEHEN

2.1 Probenahme

Bei dem Versuchsmaterial handelt es sich um Rostaschen aus der kommunalen Müllverbrennungsanlage Arnoldstein in Kärnten. Nach dem Nassaustrag wird das Material auf die ca. 80 km entfernte Deponie nach Tainach verbracht, wo eine chargenweise Aufbereitung mit mobilen Anlagen erfolgt. Das Material erfährt eine Zerkleinerung mittels Brecher und wird anschließend in die drei Kornklassen 0|4 mm, 4|16 mm und 16|35 mm klassiert. Diese drei erzeugten Kornklassen werden vor Ort jeweils Magnet- und Wirbelstromgeschieden, um FE- und NE-Metalle rückzugewinnen und anschließend auf der Deponie Tainach abgelagert. Für gegenständliche

Untersuchungen erfolgte die Probenahme, in Anlehnung an ÖNORM S 2127 (Österreichisches Normungsinstitut 2011), aus den drei für die Deponierung bestimmten Materialströmen.

2.2 Chemisch-mineralogische Charakterisierung

Die chemische Charakterisierung der Rostaschen wurde mittels Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS) gemäß ÖNORM 17294-2 (Österreichisches Normungsinstitut 2017) durchgeführt. Für die ICP-MS-Analysen wurden die Proben gebrochen, gemahlen und in einer Mischung aus Königswasser und Flusssäure vollaufgeschlossen.
Röntgendiffraktometrie (XRD) inkl. Rietveld Verfeinerung wurde angewendet um die kristallinen Hauptbestandteile zu charakterisieren. Optische Mikroskopie kam in unterstützender Funktion zum Einsatz. Zusätzlich wurden Analysen mit der Elektronenstrahlmikrosonde (EPMA) mitsamt wellenlängendispersiver Röntgenspektroskopie (WDX) durchgeführt.

2.3 Aufbereitungstechnische Methoden

Die Laborproben wurden in einem ersten Schritt klassiert und eine massenbasierte Korngrößenverteilung erstellt. Aus den verschiedenen Kornklassen wurden durch Vierteln und Vereinigen Sortierproben entnommen. Eine Handsortierung diente jeweils der Bestimmung des Aufschlussgrades in den Fraktionen.

Durch Magnet- und Wirbelstromscheidung wurden magnetisches Eisen sowie Nichteisenmetalle abgetrennt.

Für die Bestimmung des aus den jeweiligen Korngrößenklassen rückgewinnbaren Metallgehaltes erfolgte ein Aufschluss mittels Backenbrecher unter Ausnutzung der selektiven Zerkleinerung. Diese fußt auf der unterschiedlichen Bruchcharakteristik duktiler (metallischer) und spröder (oxidischer und mineralischer) Partikel. Während spröde Körner im Backenbrecher durch Zerkleinerung in einen feineren Korngrößenbereich überführt werden können, kommt es bei duktilen Körnern lediglich zu einer Verformung. Die Geometrie duktiler Partikel verschiebt sich bei Durchdringen des Brechspaltes hin zu einem kleineren Dicken zu Längenverhältnis. Die Partikelgröße (definiert als Maschenweite quadratischer Siebmaschen) kann dadurch nicht verringert werden.

An allen erstellten Fraktionen wurden Klassier- und Sortieranalysen durchgeführt, um Massen- und Inhaltsbilanzen erstellen zu können.

3 ERGEBNISSE

3.1 Chemisch-mineralogische Charakterisierung

Die chemischen Analysen zeigen eine Erdkrustenähnliche Zusammensetzung aus Sauerstoff, Silicium, Aluminium, Eisen, Magnesium und Calcium (Wedepohl 1995).

Als kristalline Hauptkomponenten der Rostaschen wurden Quarz (SiO_2) und Calcit ($CaCO_3$) nachgewiesen. In geringeren Mengen kommen Magnetit (Fe_3O_4), Melilithe ($Ca_2MgSi_2O_7$ – $Ca_2Al[AlSiO_7]$ und Plagioklase ($NaAlSi_3O_8$ – $CaAl_2Si_2O_8$) vor. Hämatit (Fe_2O_3), Ettringit ($Ca_6Al_2(SO_4)_3(OH)_{12}\cdot 26H2O$) und Cristobalit ($SiO_2$) sind nur in geringsten Mengen nahe der Nachweisgrenze von etwa 1% vorhanden.

Mit den mikroskopischen Methoden sind idiomorphe Spinelle (Abb. 1) häufig sichtbar. Aufgrund der chemischen Zusammensetzung und der Ergebnisse aus XRD und EPMA ist anzunehmen,

dass es sich hierbei vorrangig um Magnetit Kristalle handelt. Diese Annahme wird auch durch die durchgeführten Aufbereitungsversuche gestützt (Siehe Punkt 3.2). Die WDX Analysen an den Magnetiten zeigen deutlich erhöhte Chromgehalte. Dies wirft die Frage auf, ob eine für weitere Verwertungswege relevante Chrom Entfrachtung durch die Abtrennung der Magnetite erreicht werden kann. Die Beantwortung dieser Frage ist zum aktuellen Zeitpunkt noch nicht möglich, da hierfür noch weitere Analysen durchgeführt werden müssen.

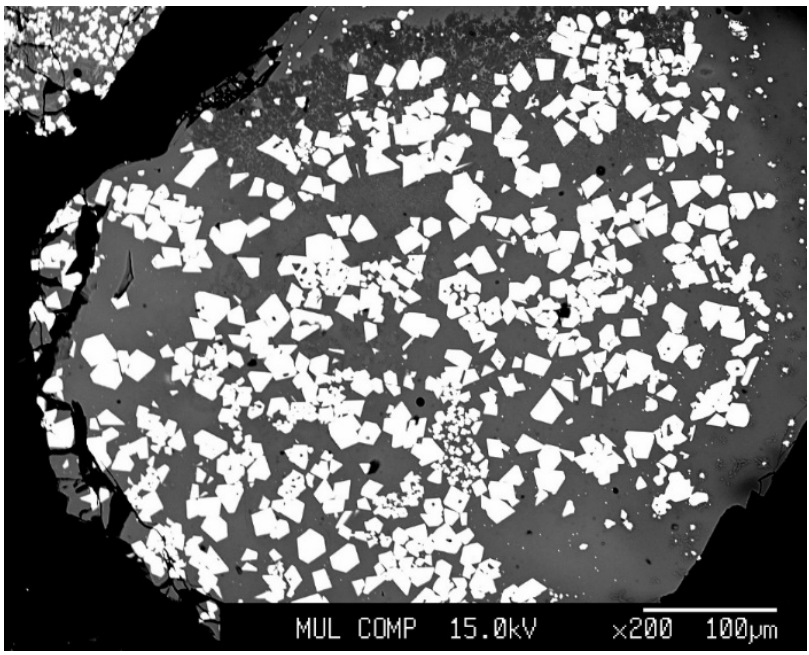


Abb. 1: BSE Aufnahme von Spinell Kristallen (weiß) in Matrix (grau)

3.2 Aufbereitungsversuche

Sortieranalysen mit dem Ausgangsmaterial zeigten, dass der Aufschlussgrad der in der Verbrennungsschlacke enthaltenen Phasen direkt nach dem Nassaustrag sehr gering ist. In den Kornklassen 4|16 mm und 16|35 mm liegen jeweils etwa 10 % (Massen% in Bezug auf OS) in Form freier Glas-, Keramik-, Stein- oder Porzellanpartikel vor. Demnach führt das Verbrennungsverfahren zu einer starken Verschlackung der Wertstoffe (90 % liegen verschlackt vor). Dies ist auf die Prozessführung der Anlage in Arnoldstein zurückzuführen. Im MARTIN SYNCOM Prozess wird die für den Verbrennungsprozess eingeblasene Luft zusätzlich mit bis zu 32 % Sauerstoff (O_2) angereichert. Dadurch wird die Verbrennungstemperatur von 1065°C auf 1200°C erhöht. Zusätzlich wird entstehendes Rauchgas nach einer Filterung ebenfalls wieder in die Verbrennungskammer geführt. Durch die höhere Temperatur findet eine gleichmäßigere und vollständigere Verbrennung statt. Außerdem kommt es vermehrt zur Sinterung des Materials, wodurch die Mobilität von Schwermetallen stark eingeschränkt wird. Zusätzlich kann eine Reduktion von CO Emissionen, der produzierten Flugasche und organischer Schadstoffe festgestellt werden (Gohlke & Busch 2001).

Um einen Vergleich anstellen zu können, welche Steigerung der Metallausbeute durch einen weiteren Zerkleinerungsschritt erzielt werden kann, wurden vor der Zerkleinerung in den Kornklassen 4|16 mm und 16|35 mm bereits Magnet- (FE) und Wirbelstromscheidung (NE) durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tab. 1 dargestellt.

Es ist erkennbar, dass die rückgewinnbare Menge an NE-Metallen stark unter jener an magnetischer Fraktion liegt. Grund dafür sind die unterschiedlichen apparativen Anordnungen im industriell umgesetzten Aufbereitungsprozess in Tainach. Im gegenständlichen Versuch wurden sowohl für die FE- als auch für die NE-Abscheidung Trommel- bzw. Bandscheider eingesetzt, die eine abstoßende Kraft an auszutragende Partikel ausüben. Bei der großtechnischen Verarbeitung des Ausgangsmaterials mit der Anlage in Tainach, wird für die FE-Abscheidung ein Überbandmagnet eingesetzt und für die NE-Abscheidung ein Bandscheider, der auf magnetisierbare Partikel eine aushebende Kraft nach oben ausübt. Demzufolge unterscheiden sich die apparativen Anordnungen zur NE-Abtrennung zwischen Laborversuch und Anlage nicht und der rückgewinnbare Restgehalt ist mit 1 % durchwegs sehr gering. Bei der FE-Abscheidung erwies sich der Trommelscheider gegenüber dem Überbandmagneten als deutlich trennschärfer, was Restgehalte von über 15 % nach der Magnetscheidung in der Anlage in Tainach bestätigen.

Tab. 1: Metallausbeute nach Magnet- und Wirbelstromscheidung ohne vorhergehende Zerkleinerung

Korngrößenklasse [mm]	FE-Fraktion [%OS]	NE-Fraktion [%OS]
4|16	15	0,6
16|35	15	0,7

Um magnetische Wertstoffe rückzugewinnen, ist ein weiterer Aufschluss in Form eines Zerkleinerungsschrittes erforderlich. In den Versuchen erfolgte dies mittels Backenbrecher bei einer Spaltweite von 4 mm. Das Material wurde separat in den Fraktionen 4|16 mm und 16|35 mm dem Brecher aufgegeben und über eine Kontrollsiebung bei 10 mm dreimal im Kreis geführt. Im Anschluss wurden sowohl der Siebüberlauf als auch der Siebunterlauf des Kontrollsiebes vereinigt und mittels Magnetscheider in einen magnetischen und einen nichtmagnetischen Teilstrom aufgeteilt. Während die unmagnetische Fraktion ausschließlich aus mineralischen, verschlackten Bestandteilen besteht, finden sich in der magnetischen Fraktion metallische und oxidische Bestandteile. Diese können aufgrund der unterschiedlichen Bruchcharakteristik anhand gezielter Siebschnitte getrennt werden. Die metallischen Bestandteile weisen duktiles Verhalten auf und können durch die Belastung des Backenbrechers nicht zerkleinert, sondern lediglich verformt werden. Diese gelangen bei der Siebung in den Siebüberlauf. Die oxidischen Bestandteile hingegen sind spröde, werden zerkleinert und gelangen ins Unterkorn. Der im Versuch abgebildete Prozess ist in Abb. 2 visualisiert.

Die Ergebnisse aus den gegenständlichen Versuchen sind in Tab. 2 angeführt. Der Anteil an rückgewinnbarer Magnetfraktion aus den deponierten Rostaschenrückständen kann im Korngrößenbereich 4|16 mm auf 49 % und im Korngrößenbereich 16|35 mm auf 34 % erhöht werden. Dabei liegt diese Fraktion überwiegend oxidisch vor. Umso gröber die Partikel werden, umso mehr kommt es zu einem Ausgleich der Massen an oxidischen und metallischen Anteilen. Dies liegt an der deutlich höheren Dichte und größeren Korngröße der metallischen Partikel. In Bezug auf das Volumen überwiegt jedoch auch in den groben Kornspangen der oxidische Anteil.

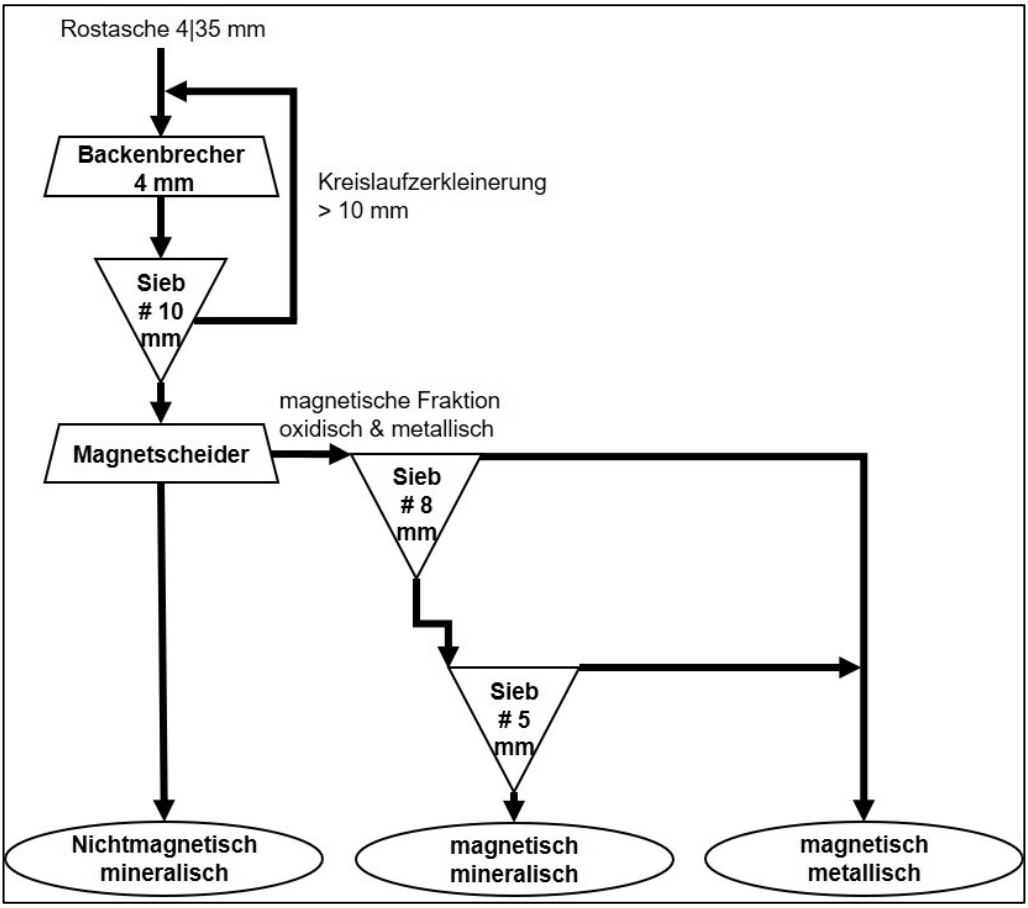


Abb. 2: Schematische Darstellung des Aufbereitungsprozesses

Bei der magnetischen, metallischen Fraktion handelt es sich um Eisenschrott. Die oxidische magnetische Fraktion besteht vorrangig aus Magnetit, welcher in der vorhergehenden Rostaschencharakterisierung ebenfalls nachgewiesen wurde. Durch Verschlackungen und Verwachsungen sind jedoch in dieser Fraktion auch andere metallische und mineralische Bestandteile nicht auszuschließen.

Tab. 2: Anteil der rückgewinnbaren Magnetfraktion [%OS]

	Ohne Zerkleinerung	mit Zerkleinerung		
Kornklasse [mm]	Gesamt	Gesamt	Oxidisch	Metallisch
4|16	16	49	44	5
16|35	15	34	18	16

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Versuche haben gezeigt, dass in den Rückständen aus der Rostaschen-Aufbereitungsanlage Tainach noch erhebliche metallische und oxidische Anteile enthalten sind. Durch erneute Zerkleinerung, Magnetscheidung und gezielte Klassierung können diese Komponenten in einem trockenen, mechanischen Aufbereitungsverfahren getrennt werden.

Aktuell wird im Projekt MeteoR daran gearbeitet, geeignete Verwertungswege für die aus den Rostaschenrückständen erzeugten Fraktionen aufzuzeigen und diese versuchstechnisch zu erproben. Dabei steht der Einsatz als alternatives Bindemittel oder als Schlackenzuschlagstoff in pyrometallurgischen Verfahren im Fokus. Außerdem wird versucht, die Magnetfraktion anhand der unterschiedlichen Suszeptibilitäten in oxidische und metallische Bestandteile aufzutrennen. Damit können durch eine höhere Trennschärfe entsprechend reinere Wertfraktionen hergestellt werden.

5 DANKSAGUNG

Die Autoren bedanken sich bei den Projektpartnern (Bernegger GmbH, FCC Austria Abfall Service AG, Holcim (Österreich) GmbH, IFE Aufbereitungstechnik GmbH, RWTH Aachen, TU Graz, Universität Innsbruck), der Förderagentur FFG (www.ffg.at, Fördernummer FO999897764) und dem Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie für ihre Beiträge.

LITERATURVERZEICHNIS

BMK. (2023). *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2023 für das Referenzjahr 2021.* Wien: Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

Eggenberger, U., Schenk, K., & Mäder, U. (2004). Chemistry and mineralogy of municipal solid waste incinerator bottom ash. *Energy, Waste and the Environment: a Geochemical Perspective*, S. 411-422.

Gohlke, O., & Busch, M. (2001). Reduction of combustion by-products in WTE plants: O2 enrichtment of underfire air in the MARTIN SYNCOM process. *CHEMOSPHERE*, S. 545-550.

Österreichisches Normungsinstitut. (2011). ÖNORM S 2127 Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen. Wien: Österreichisches Normungsinstitut.

Österreichisches Normungsinstitut. (2017). ÖNORM EN ISO 17294-2 Wasserbeschaffenheit - Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS). Teil 2: Bestimmung von ausgewählten Elementen einschließlich Uran-Isotope. Wien: Österreichisches Normungsinstitut.

Wedepohl, H. K. (1995). The composition of the continental crust*. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, S. 1217-1232.

Wiles, C. C. (1996). Municipal solid waste combustion ash: State-of-the-knowledge. *Journal of Hazardous Materials*, S. 325-344.

KONTAKT

Dipl.-Ing. Paul Demschar
paul.demschar@unileoben.ac.at
+43 3842 / 402 - 5017
Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft/Wissenschaftlicher Mitarbeiter
Montanuniversität Leoben
https://www.avaw-unileoben.at

Zementhaltige Suspensionen: Recyclen statt deponieren – aber wie?

Peter Freitag[1], Thomas Kirchmaier[1] & Alexander Zöhrer[2]
[1)] Keller Grundbau Ges.mbH, Engineering, Wien, Österreich
[2)] Keller Grundbau Ges.mbH, Engineering, Söding, Österreich

KURZFASSUNG: Bei vielen geotechnischen Verfahren werden Zementsuspensionen eingesetzt, die auch systembedingt als Abfall anfallen. Diese werden üblicherweise deponiert, wenn eine direkte Verwendung als Nebenprodukt wie zum Beispiel als Verfüllmaterial nicht möglich ist. Neue Herangehensweisen mit Zentrifugen und Kammerfilterpressen ermöglichen es durch Konditionierung des flüssigen Materials die Mengen deutlich zu reduzieren. Dieser verbleibende Rest kann dann als Schütt- bzw. Straßenbaumaterial oder Ersatzrohstoff in der Zementerzeugung eingesetzt werden. Die Herausforderungen, die sich dabei ergeben, liegen im Material selbst, das vorerst flüssig vorliegt. Dadurch wird die Logistik erschwert. Technisch stünde einer solchen Vorgehensweise nichts im Wege und positive Effekte könnten sowohl aus wirtschaftlicher als auch nachhaltiger Sicht erzielt werden. Die Umsetzung wird jedoch eine gemeinsame Anstrengung aller an einem Bauprojekt beteiligter Stakeholder - Bauherr, Planer, Zulieferfirmen, ausführende Firma und Abfallentsorger - erfordern.

1 SUSPENSIONANFALL

Einige geotechnische Verfahren verwenden Wasser-Zement-Suspensionen, um den Verbund zwischen Boden und einem tragenden Element herzustellen oder um den Boden selbst zu verfestigen. Zur ersten o.a. Gruppe zählen Mikropfähle und Anker, in die zweite Gruppe fallen Bodenmischverfahren und Injektionen. Das Düsenstrahlverfahren (Zöhrer et al. 2020) stellt dabei sicherlich einen Sonderfall dar, da hier nennenswerte Mengen dieser Suspension als sogenannter Rücklauf (RL) wieder zu Tage treten. Dieser Effekt ist systemimmanent und abhängig von Verfahrensart und Boden. In feinsten bindigen Böden müssen Bodenaustauschgrade von bis zu 100% erwartet werden, wohingegen in grobkörnigen Böden deutlich geringere Mengen anfallen, im Grobkies zum Beispiel 0 - 30% (Lesnik 2003).

2 KONDITIONIERUNG

Grundsätzlich sind diese Rücklaufmengen als Abfall zu betrachten. Daraus ergibt sich die Verpflichtung, die im Abfallwirtschaftsgesetz festgeschriebenen Grundsätze einzuhalten. Inwieweit dabei reduziert, weiter- oder wiederverwendet werden kann oder ob deponiert werden muss, hängt dabei von verschiedenen Randbedingungen ab. Grundlegende Untersuchungen zur Einsetzbarkeit verschiedener Verfahren wurden unter anderem im Zuge der Voruntersuchungen zur Errichtung der Koralmbahn angestellt (Schachinger et al. 2019).

2.1 Entwässerungsanlage (EWA)

Auf Baustellen in nichtbindigen Böden ist eine Wiederverwendung der Suspension direkt auf der Baustelle möglich. Über Entwässerungsanlagen, die im Wesentlichen aus Zyklonen und Sieben bestehen, werden dazu Teilchen ab Größe der Sandfraktion abgeschieden. Die zurückgehaltene, zementhaltige Suspension wird wieder im Mischwerk eingesetzt und ersetzt dabei teilweise den frischen Zement. Auf diese Weise können signifikante Einsparungen erzielt werden. Wirtschaftlich rentabel wird ein Einsatz aber erst bei größeren Baustellen.

2.2 Kammerfilterpresse

Kammerfilterpressen (KFP) arbeiten diskontinuierlich und stellen bei ausreichender Baustelleneinrichtungsfläche das beste Verfahren zur Konditionierung dar. Dies ist unter anderem im geringen Energiebedarf im Vergleich zu Zentrifugen, die vergleichbare Entwässerungsergebnisse liefern, begründet. Das System Kammerfilterpresse besteht aus weniger Komponenten, hat allerdings einen größeren Platzbedarf und kann daher im innerstädtischen Bereich oft nur erschwert eingesetzt werden.

2.3 Dekanter

Kontinuierlich arbeitende Vollmantelzentrifugen sind, bei vergleichsweise geringem Platzbedarf, in der Lage das RL-Aufkommen einer Baustelle innerhalb einer Schicht abzuarbeiten (bis zu ca. 190m³). Die gesamte Anlage kann dabei auf der Fläche von zwei 20‘ Containern untergebracht werden. Die Firma Keller hat 2021 eine speziell für diese Anwendung entwickelte Anlage in Betrieb genommen. Dabei haben neben wirtschaftlichen Fragen auch Nachhaltigkeitsthemen eine Rolle gespielt. Abbildung 1 zeigt die Ergebnisse der Auswertung von drei bereits abgewickelten, österreichischen Baustellen. Für eine Baustelle („Zirkus“) ist ein direkter Vergleich mit konventioneller Deponierung dargestellt. Dort war eine Woche konventionelle Entsorgung notwendig. Dargestellt sind die Baustellenemissionen bezogen auf einen m³ anfallende RL-Suspension sowie ein wirtschaftlicher Vergleich, normiert auf die kostenintensivste Entsorgung („Zirkus.Konv“). Als internationaler Vergleich ist die schwedische Baustelle „FOLLOline“ angeführt.

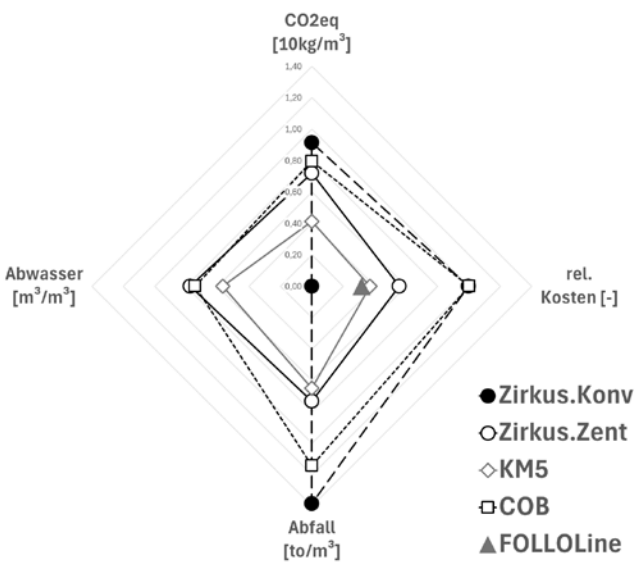


Abb. 1: Maßgebliche Kenngrößen, FOLLOline nur Kosten

Die Ergebnisse zeigen, dass im Vergleich zur konventionellen Entsorgung des flüssigen Rücklaufes, aus wirtschaftlicher Sicht der Zentrifuge der Vorzug zu geben ist. Die Abbildung 1 zeigt aber auch wie sehr Aspekte der Nachhaltigkeit von Transportdistanzen abhängig sind und sich in Kosten und CO_2-Ausstoss niederschlagen. Unterschiede in Abwasser- und Abfallmenge sind auf den Boden und die damit verbundenen Verfahrensauswahl zurückzuführen.

3 RECYCLING / UPCYCLING

3.1 Hinterfüllmaterial

Grundsätzlich kann frische Rücklaufsuspension als stabilisiertes Verfüllmaterial (SVM, SSM) angesehen werden. Die Festigkeiten, die nach dem Aushärten des Materials vorliegen darf - das sind üblicherweise 1,0 – 5,0N/mm² - kann dabei eingehalten werden. Als eigentliche Herausforderung stellt sich dabei die Zeitkomponente dar, wenn der RL nicht am eigenen Baufeld verwendet werden kann, denn anders als inerte Baustoff-Abfälle erhärtet die Suspension und ist ab einigen wenigen Stunden nicht mehr sinnvoll einsetzbar. Webbasierte Tauschbörsen wie die „Recycling Börse Bau“ (RBB, www.recycling.co.at) könnten hier, im Sinne von Just-In-Time Lösungen, Abhilfe schaffen. Als weiteres Beispiel kann die Verwendung der Rücklaufsuspension als Fugenmaterial zur Verbesserung von Steinschlichtungen genannt werden.

3.2 Schüttmaterial / Straßenbaumaterial

Erhärtetes Material kann auch als Baumaterial eingesetzt werden. In Österreich wurde z.B. beim Bau der neuen Unterinntaltrasse der Hochleistungsstrecke der österreichischen Bundesbahnen bereits verfestigtes Rücklaufmaterial der DSV-Arbeiten nach entsprechenden Eignungsuntersuchungen als Dammschüttmaterial freigegeben und auch verwendet. Dabei standen Überlegungen zur (Deponie-)Kostensenkung an erster Stelle. Neuere Untersuchungen dazu kommen auch aus Regionen in denen Kiese und Sande nicht überall oder ausreichend verfügbar sind (Li, Sierens, & Li, 2021). Vorrausetzung sind Lagerflächen, auf denen das Material aushärten und gebrochen werden kann. Auch hier könnten Materialbörsen ein gutes Mittel dieses hochwertige Material im Zuge der Kreislaufwirtschaft wiederzuverwenden darstellen.

3.3 Versatzmaterial

Einen völlig anderen Ansatz stellt die Verwendung als Versatzmaterial im Bergbau dar (Sattler et al. 2022). Im ehemaligen Gipsbergwerk Preinsfeld wird Rücklaufsuspension ein zweites Mal verwendet, um die Firstbereiche der Stollen zu füllen die nur mehr schwer zugänglich sind. Das Material wird flüssig angeliefert, vor Ort homogenisiert und über Pumpleitung eingebaut (Abb. 2). Da Verwendung, nicht Entledigung, im Vordergrund steht liegt kein Abfall vor. Zudem wird eine Qualitätssicherung betrieben.



Abb. 2: Der unscheinbare, obertage befindliche Bereich der Verfüllung Preinsfeld

3.4 Ersatzrohstoff

Ein Einsatz als Ersatzrohstoff in der Zementindustrie ist ebenfalls denkbar. Dazu muss der Rücklauf unbedingt konditioniert bzw. bis zur Erstarrung zwischengelagert werden. Eine flüssige Übernahme im Werk ist meist nicht möglich. Die Tatsache, dass der Rücklauf von Baustelle zu Baustelle stark in seiner Zusammensetzung und Menge variieren kann und damit die längerfristige Produktionsplanung im Zementwerk erschwert, spricht allerdings gegen diese Vorgangsweise. Eine Zwischenlagerung in Kombination mit Maßnahmen zur Homogenisierung könnten hier Abhilfe schaffen. Ebenfalls ist der Einsatz von gemahlenem Material als Zusatzstoff in der Betonproduktion denkbar. In der Regel fehlt es Betonen, die im Spezialtiefbau eingesetzt werden, immer an Feinstzugabematerialien, die das „Bluten“ des Betons minimieren.

4 MASSNAHMEN IM ZUGE DER NACHHALTIGKEITSSTRATEGIE VON KELLER GRUNDBAU

Zurzeit laufen Verhandlungen mit Partnern aus der Entsorgungs- bzw. Verwertungsindustrie, die es ermöglichen sollen, auf Lagerflächen konditioniertes Material zwischenzulagern. Bei Bedarf kann es dann gebrochen oder vermahlen und in die Kreislaufwirtschaft rückgeführt werden. Wir haben uns auch dazu entschlossen in Arbeitsgruppen mitzuarbeiten, die sich mit der Nachhaltigkeit im Bauwesen beschäftigen. Die Abdeckung aller Fachgebiete des Bauwesens ist für eine fundierte Willensbildung der Politik und der Infrastrukturunternehmen wichtig. So kann gemeinsam in Österreich den gesetzlichen Regelungen hinsichtlich der Kreislaufwirtschaft und Ökologisierung in Zukunft Folge geleistet werden.
Eine wichtige Aufgabe sehen wir weiters in der Beratung von Bauherren und Planern um Erfahrungen mit (Abfall-)Materialien, die bei Spezialtiefbauarbeiten anfallen, zu teilen. So kann gemeinsam das Potential von Recycling/Upcycling genutzt werden.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Absicht dieses Beitrags ist es Möglichkeiten aufzuzeigen wie der bei Tiefbau-Arbeiten anfallende Zementsuspension einer besseren Verwertung als der Deponierung zugeführt werden kann. Technisch ist dies bereits möglich. Zur Erreichung dieses Ziels – mehr Verwertung als Deponierung – ist aber eine gemeinschaftliche Anstrengung aller Stakeholder erforderlich. So können damit einhergehende höhere Kosten durch positive, nachhaltige Effekte mehr als ausgeglichen werden.

LITERATURVERZEICHNIS

Lesnik, M. (2003). Ermittlung der Reichweite beim Düsenstrahlverfahren unter Berücksichtigung der Herstellparameter und der Bodeneigenschaften mittels Rückflussanalyse. Graz: Technische Universität Graz.

Li, Y., Sierens, Z., & Li, J. (2021). Feasability of using grout residues as a construction material. Deep Soil Mixing (S. 476-482). ONLINE: Deep Foundation Institute.

Sattler, T., Daul, J., Galler, R., & Vollprecht, D. (2022). Die Versatzentwicklung des Bergwerks Preinsfeld - Auch eine Abfallgeschichte. Vorträge-Konferenzband zur 16. Recy & DepoTech-Konferenz (S. 705-710). Leoben: Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW).

Schachinger, T., Böhm, A., Reim, P., Palla, R., & Herzeg, T. (2019). Entwässerung von teilweise zementhältigen Suspensionen - von der Rohgutcharakterisierung bis zur Anlagenumsetzung auf der Baustelle. Berg- und Hüttenmännische Monatshefte, 316-326.

Zöhrer, A., Freitag, P., & Deporta, C. (2020). Das Düsenstrahlverfahren und seine Anwendungsmöglicheiten. Konferenzband zur 15. Recy & DepoTech-Konferenz (S. 501). Leoben: Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW).

Metallrecycling bei EoL-LED-Stableuchten mithilfe von chlorhaltigen Abfällen

Michael Peer[1,2], Burkhard Berninger[1], Thomas Fehn[2] & Alexander Hofmann[2]
[1)] Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden, Fakultät Maschinenbau / Umwelttechnik, Amberg, Deutschland
[2)] Fraunhofer UMSICHT, Advanced Carbon Conversion Technology, Sulzbach-Rosenberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Durch die thermochemische Verwertung von chlorhaltigen Kunststoffabfällen wird nicht nur eine Schadstoffentfrachtung, sondern auch die zusätzliche Rückgewinnung von kritischen Metallen ermöglicht. Ein Großteil des in den Abfällen enthaltenen Chlors wird als HCl-Gas freigesetzt und zur Chlorierung von Indium in End-of-Life (EoL)-LED (engl. light-emitting diode)-Stableuchten verwendet. Dieses reicherte sich nahezu vollständig im flüssigen Metallkonzentrat an. Aus dem festen Rückstand der EoL-LED-Stableuchten wurden die optimalen Laugungsparameter eruiert. Hierbei konnten 99 Gew.-% Kupfer, 46 Gew.-% Nickel, 85 Gew.-% Kobalt und 71 Gew.-% Lutetium gelöst werden. Durch Gewinnungselektrolysen, Flüssig-Flüssig-Extraktion und Fällung könnten diese Metalle aus der Laugungslösung separiert und so wieder in den Wirtschaftskreislauf zurückgeführt werden.

1 EINLEITUNG

Die Europäische Kommission veröffentlichte 2023 eine Liste mit 34 Rohstoffen wie Kupfer, Germanium oder Metalle der seltenen Erden, die als versorgungskritisch eingestuft wurden. Bei diesen Rohstoffen existiert ein höheres Risiko gegenüber anderen Rohstoffen hinsichtlich eines Versorgungsengpasses und dessen Folgen für die Wirtschaft (European Commission, 2023). Um diese kritischen Metalle aus Abfallströmen zurückzugewinnen, wurden bisher verschiedene Prozesse, meist hydrometallurgische Verfahren, angewendet. Mangels wirtschaftlichen Interesses werden daher viele High-Tech-Metalle wie Kobalt in LEDs in gängigen Recyclingprozessen nicht wiedergewonnen, sodass sie dem Wirtschaftskreislauf irreversibel verloren gehen.

Die Verwertung chlorhaltiger Kunststoffabfälle stellt das produzierende und verarbeitende Gewerbe ebenso wie die Entsorgungswirtschaft zunehmend vor Probleme. Chlorhaltige Kunststoffabfälle fallen bspw. in Form von Baumaterialen (Fenster, Bodenbeläge, Rohre), Elektronik-Altgeräten, kurz EAG, oder Altfahrzeug-Bestandteilen (Interieur) an. Selbst für Abfälle mit geringen Chloranteilen (≥1 Gew.-%) werden infolge der aufwändigen Abgasreinigung und der Gefahr von Korrosionsschäden hohe Entsorgungskosten fällig. Diese belaufen sich derzeit auf ca. 285 €/t Abfall (Hofmann, 2022). In Deutschland sind im Jahr 2017 insgesamt 695.000 t PVC-haltige Abfälle angefallen (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018). Im Jahre 2021 ist diese Menge auf 861.000 t angestiegen (Conversio Market & Strategy GmbH, 2022). Davon wurden 324.000 t bzw. 38 % der Gesamtmenge werkstofflich oder rohstofflich verwertet. Der überwiegende Rest mit 537.000 t bzw. 62 % wurde energetisch verwertet oder beseitigt. Für eine entsprechende Entsorgung dieses Anteils ergeben sich Kosten in Höhe von geschätzten 153 Mio. €.

Erste Investitionen der Industrie zeigen den dadurch entstehenden Handlungsbedarf. So errichtete die Firma Ecoloop in Zusammenarbeit mit dem Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) eine Pilotanlage, in der chlorhaltige Kunststoffabfallströme in Synthesegas umgewandelt werden. Das enthaltene Chlor wird hierbei in der Asche gebunden und zusammen mit dieser entsorgt. Es steht somit keiner weiteren stofflichen Verwertung zur Verfügung (Hüser, 2016).

Eine neuartige Alternative der Verwertung chlorhaltiger Kunststoffabfälle stellt die thermochemische Konversion (Pyrolyse) dar. Mit diesem Verfahren kann eine Schadstoffentfrachtung bei

gleichzeitiger Bereitstellung von werthaltigen Produkten erfolgen. Im Projekt „Chlor-Plattform“ konnten neben der Erzeugung hochwertiger Produkte wie Pyrolysegas, Pyrolyseöl und einem koksähnlichen Ersatzbrennstoff durch Chlorierung zusätzlich kritische Metalle aus weiteren Abfallströmen zurückgewonnen werden (Berninger & Peer, 2022).
Dieses vielversprechende Verfahren wird im laufenden Projekt "CHM-Technologie" im Demonstrationsmaßstab weiterentwickelt und untersucht.

2 METHODIK

2.1 Rückgewinnung von Indium aus LED-Stableuchten mithilfe von PVC

Als Vorbehandlung wurden von den LED-Leuchten die Endkappen und Glasröhren bestmöglich entfernt, sodass hauptsächlich der Leuchtstreifen für die Versuche verwendet wurde.

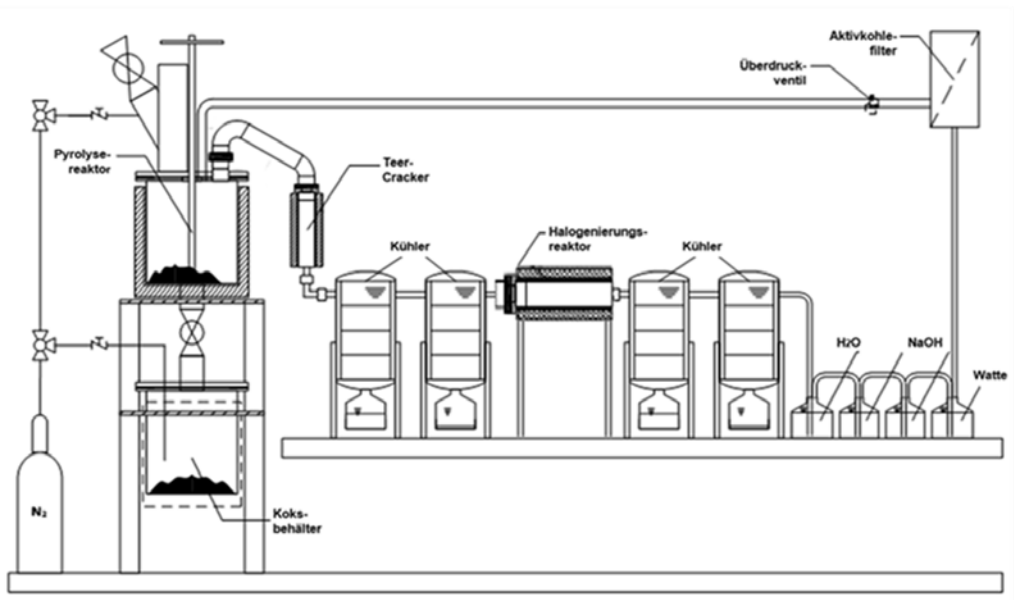


Abb. 1: Schematischer Aufbau der Technikumsanlage

In einem Halogenierungsreaktor im Technikumsmaßstab werden ca. 400 g LED-Leuchten vorgelegt. Unter Sauerstoffausschluss wird der Halogenierungsreaktor auf über 600°C erhitzt. Hierbei zersetzen sich alle restlichen organischen Bestandteile, werden verflüchtigt, ausgetragen und in einer Kondensationseinheit als Öl abgeschieden. Die gasförmigen Komponenten werden durch ein mobiles Gasmessgerät der Fa. Pollutek detektiert. Nachdem die Öl- und die Gasbildung abgeschlossen sind, kann mit der Zugabe des PVC im vorgeschalteten Pyrolysereaktor begonnen werden. Der Betrieb des Pyrolysereaktors erfolgt bei Temperaturen von 300°C bis 360°C. Das reine PVC bzw. Fensterprofile werden dem Reaktor in 6 Chargen zu je 150 g zugeführt. Als Produkt bildet sich ein koksähnlicher, fester Rückstand, der nach 30 Minuten Verweildauer in den Koksbehälter entleert und gesammelt wird. Eine Wasserkühlung verhindert dabei Nachreaktionen. Zum anderen entsteht ein HCl-haltiges Pyrolysegas. Dieses wird zunächst zur Reaktion durch den Halogenierungsreaktor geleitet. In der mit Wasser gefüllten Wäschereinheit wird das enthaltene HCl weitestgehend als Salzsäure aus dem Pyrolysegas abgeschieden. Weitere saure Bestandteile des Pyrolysegases werden in den beiden Waschflaschen mit Natronlauge

abgetrennt. Abb. 1 zeigt schematisch den Versuchsaufbau im Technikumsmaßstab. Insgesamt werden drei Versuche mit reinem PVC und ein Versuch mit PVC-Profilen durchgeführt.
Die erzeugten Produkte Koks aus der Pyrolyse von PVC, Koks aus den LED-Leuchten (festes Metallkonzentrat) und flüssiges Metallkonzentrat werden mittels energiedispersiver Röntgenfluoreszenzanalyse (edRFA) analysiert. Das flüssige Metallkonzentrat bildet eine wässrige und ölige Phase aus. Diese werden gravimetrisch getrennt und separat auf den Indiumgehalt analysiert (Tab. 1). Dieser beträgt in den wässrigen Phasen bei den drei Versuchen mit reinem PVC 42 ppm, n.d. (nicht detektiert) und 10 ppm sowie mit PVC-Profilen 70 ppm. Beim ersten Versuch mit reinem PVC wird in der öligen Phase 3 ppm Indium detektiert. Bei den anderen Produkten Koks aus der Pyrolyse von PVC und den festen Metallkonzentraten wird kein Indium detektiert.

Tab. 1: Indiumgehalt von den Pyrolyseprodukten [ppm]

Einsatzmaterial	Koks aus Pyrolyse von PVC	Festes Metallkonzentrat	Wasser-Phase	Öl-Phase
reines PVC	n.d.	n.d.	42	3
reines PVC	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
reines PVC	n.d.	n.d.	10	n.d.
PVC-Profile	n.d.	3	70	n.d.

Bei diesem Verfahren konnte Indium vollständig im flüssigen Metallkonzentrat angereichert werden.

2.2 Laugung des festen Metallkonzentrates

Im festen Metallkonzentrat lagen weitere Metalle wie Kupfer, Nickel, Kobalt und Lutetium aufkonzentriert vor. Durch Laugungsversuche mit den festen Parametern 32%ige Schwefelsäure und 10 ml 50%iges Wasserstoffperoxid wurde möglichst viel Kupfer aus dem festen Metallkonzentrat herausgelöst, um die Laugungseffektivität der anderen genannten Metalle zu untersuchen. Hierbei werden die Parameter Laugungsdauer (120 min und 360 min), Fest-Flüssig-Verhältnis (1:5 und 1:10) und die Temperatur (Raumtemperatur und 70°C) variiert, um den Einfluss auf die Laugungseffektivität der Metalle zu untersuchen.
Hierbei stellt sich bei einer Laugungsdauer von 120 min, einem Fest-Flüssig-Verhältnis von 1:10 und bei Raumtemperatur die Laugungseffektivität als am höchsten heraus. Diese sind für Kupfer 99 Gew.-%, für Nickel 46 Gew.-%, für Kobalt 85 Gew.-% und für Lutetium 71 Gew.-%.
Aus der Laugungslösung kann qualitativ mithilfe einer Gewinnungselektrolyse Kupfer und Nickel gewonnen werden. Anschließend wurde mit fünf Volumenprozent Tributylphosphat in 1-Octanol Lutetium aus der restlichen Laugungslösung extrahiert. Durch Fällung mit Natronlauge nach dem Stand der Technik kann Lutetium als Hydroxid gefällt werden. Cobalt verbleibt in der Lösung und kann durch Fällung mit Natronlauge ebenfalls als Hydroxid gefällt werden. Allerdings wird hierbei ein Teil der Schwefelsäure als Natriumsulfat gefällt und die Säure verbraucht.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Indium wurde aus EoL-LED-Stableuchten in einem flüssigen Produkt unter Verwendung von PVC als billiges Chlorierungsmittel angereichert. Das Verfahren ist geeignet, um flüchtige Metallchloride aus stark verdünnten Materialströmen in einer flüssigen Phase aufzukonzentrieren. Durch Verdampfen von Wasser könnte das konzentrierte Indium dann durch elektrolytische Gewinnung zurückgewonnen werden.
Nicht flüchtige Metalle oder Metallchloride verbleiben im festen Produkt und können mit 32%iger Schwefelsäure und Wasserstoffperoxid ausgelaugt werden. Durch Gewinnungselektrolysen, Flüssig-Flüssig-Extraktion und Fällung könnten Lutetium, Nickel, Kupfer und Kobalt aus der Laugungslösung separiert und so dem Wirtschaftskreislauf wieder zugeführt werden.

Dieser Ansatz bietet die Möglichkeit, zwei abfallwirtschaftliche Probleme gemeinsam zu lösen: Das Chlorproblem bei der Müllverbrennung und die Rückgewinnung von High-Tech-Metallen wie Indium und Lutetium.

4 DANKSAGUNG

Das Projekt „CHM-Technologie“ wird im Rahmen des Projektverbundes „ForCYCLE TECHNIKUM“ vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanziert und vom Ressourceneffizienz-Zentrum Bayern (REZ) am Bayerischen Landesamt für Umwelt koordiniert.



LITERATURVERZEICHNIS

Berninger, B., & Peer, M. (2022). *Plattformtechnologie zur Verwertung chlorhaltiger Abfälle und Rückgewinnung kritischer Metalle - Chlor-Plattform.* . Von https://www.stmuv.bayern.de/themen/ressourcenschutz/forcycle/forcycle2/doc/07_abschlussbericht.pdf abgerufen

Conversio Market & Strategy GmbH. (2018). *Analyse der PVC-Produktion, Verarbeitungs-, Abfall- und Verwertungsströme in Deutschland 2017.* Von https://newsroom.kunststoffverpackungen.de/wpcontent/uploads/2018/10/PVC_Analyse_D_2017_Kurzfassung.pdf abgerufen

Conversio Market & Strategy GmbH. (2022). *Stoffstrombild PVC in Deutschland 2021 Zahlen und Fakten zum Lebensweg von PVC.* Von https://plasticker.de/docs/news/PVC_Analyse_DE_2021_Kurzversion_final.pdf abgerufen

European Commission. (2023). *Study on the critical raw materials for the EU 2023 - final report.* Von https://data.europa.eu/doi/10.2873/725585 abgerufen

Hofmann. (2022). *Preisliste Abfälle.* Von https://hofmann-entsorgung.de/wp-content/uploads/2021/12/Preisliste-2022-Homepage-Design.pdf abgerufen

Hüser, T. (2016). *Synthesegas aus Kunststoffabfall.* Von https://www.process.vogel. de/synthesegas-aus-kunststoffabfaellen-a-533433/ abgerufen

KONTAKT

M. Sc. Michael Peer
m.peer@oth-aw.de / michael.peer@umsicht.fraunhofer.de
09621/482-3337 / 09661/8155-425
Fakultät Maschinenbau / Umwelttechnik / Abteilung Advanced Carbon Conversion Technology
Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden / Fraunhofer UMSICHT

Electronic Waste – ein Abfall der übersehen wird!

Pauline Schleenbecker & Stefan Gäth
Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Justus-Liebig Universität Gießen, Deutschland

KURZFASSUNG: Einmal Einweg-E-Zigaretten werden mit Lithium-Ionen-Batterien betrieben. Dies stellt eine hohe Verschwendung von Energie und Material dar. Daneben verursachen die steigenden Mengen an diesen kurzlebigen Elektroprodukten das Aufkommen von Elektro- und Elektronik-Altgeräten. Diese werden oft nicht ordnungsgemäß entsorgt und können zu großen Gefahren entlang der gesamten Entsorgungskette führen. Anhand von diesem Produkt wurde die restliche elektrische Spannung der Lithium-Ionen-Batterien nach deren Nutzung von 600-800 „Zügen“ gemessen.
Die Analyse der Daten zeigt eine durchschnittliche Restspannung von 3,02 Volt. Zudem wurde ein Restenergiegehalt von größer 70 % über alle vorkommenden Batteriegrößen hinweg berechnet. Dies weist daraufhin, dass ein Großteil der verwendeten Lithium-Ionen-Batterien noch nutzbare Energie enthält. Zudem machen die Ergebnisse deutlich, dass Verbraucher hinsichtlich der ordnungsgemäßen Entsorgung sensibilisiert werden müssen und politische Regelungen zum Thema diskutiert werden sollte.

1 EINLEITUNG

Mit der Entsorgung von E-Geräten, die mit Batterien und/oder Akkus ausgestattet sind bzw. betrieben werden, werden mit den Lithium-Ionen-Batterien und Akkus neben knappen Rohstoffen - wie Lithium - gespeicherte Energie in Form von Elektronen entsorgt. Diesem Abfall, der an dieser Stelle als Electronic Waste bezeichnet wird, wird bislang nur wenig bzw. keine Aufmerksamkeit geschenkt, auch wenn er zur Entzündung von Abfällen beiträgt und wertvolle, kostenverursachende Energie beinhaltet. Die Bewertung von Abfällen - elektronischen Abfällen im Besonderen - berücksichtigt diese Fragestellung (bislang) nicht, das gilt auch für die wissenschaftliche Literatur.

Die Vielzahl batterieunterstützter Konsum- und Medizinprodukte ist groß. An dieser Stelle wird der Fokus auf E-Zigaretten gelegt, die einmalig genutzt werden und deren Batterien nicht wieder aufladbar sind, und nach 400-600 Zügen mitsamt der in der Zigarette befindlichen Batterie - bestenfalls als E-Schrott oder den Restabfall - entsorgt werden.

2 E-ZIGARETTEN

Die neue EU-Batterieverordnung der EU, die ab dem 18.02.2024 umgesetzt werden muss, sieht eine Sammelquote für Gerätebatterien von 63 % bis 2027 und 73 % bis 2030 vor (Neue EU-Vorschriften für nachhaltigere und ethisch bedenkenlose Batterien, 2022). Nach dem Bericht der GRS-Batterien wurde das Ziel von 45 % für das Jahr 2022 mit einer Sammelquote von 50,52 % erreicht (Erfolgskontrolle 2022, 2023). Zahlen der Deutschen Umwelthilfe zeigen, dass die LIB Sammelquote mit 39 % noch niedriger liegt.

Bislang ist die im Kreislaufwirtschaftsgesetz geforderte Produktverantwortung der Industrie und Konsumenten noch nicht ansatzweise umgesetzt. E-Zigaretten mit nicht wieder aufladbaren Akkus liefern 600 bis 800 Nutzungen („Züge“), bevor sie entsorgt werden. Die Regel der Entsorgung dürfte die Restabfallfraktion sein, wobei es sich bei den Zigaretten um „E-Schrott“ handelt. Die Entsorgung der Batterien stellt in der Abfallwirtschaft ein praxisrelevantes Problem dar, da unsachgemäßes Handeln und Behandeln von Batterien zu Entzündungen und Bränden führen kann.

Des Weiteren sind die in den Batterien enthaltenen Ressourcen im Zuge der Verbrennung unwiderruflich verloren.



Abb. 1: Exemplarische Zuordnung von Batterien mit Herstellern von Einmal-Elektrozigaretten

Der Markt für E-Zigaretten ist unsicher zu benennen, allerdings wird von einem stetigen Wachstum ausgegangen. Das Gleiche gilt für die Alters- und Geschlechtsgruppe. Ungefähre Verkaufszahlen von 24.200.000 einmaligen E-Zigaretten (EEZ) für das Jahr 2023 sind publiziert (Faktenreport 2023/24, 2023). Umgerechnet sind dies annähernd 0,29 EEZ pro Einwohner in Deutschland im Jahr 2023 (Statistisches Bundesamt, o. J.). Eigene Beobachtungen belegen eine hohe Akzeptanz bei „jungen“ Menschen.

3 METHODIK

In Kooperation mit einem Wertstoffhof des Wetteraukreises und der ZME in Heuchelheim - beide in Hessen/Deutschland gelegen - wurden die aus den E-Zigaretten entnommenen und gemäß des ElektroG Batterien, deren Leistung und Spannung auf den Batterien durch den Hersteller beziffert waren, zur Verfügung gestellt. Insgesamt wurden 450 Batterien untersucht (Abb. 1).

Die Elektrogeräte-Entsorgungswerkstatt haben u.a. den Auftrag, Klein- und Großelektrogeräte zu demontieren und zu recyceln. Hierbei werden unter anderem EEZ demontiert und die enthaltenen Batterien gesondert gesammelt. Laut dem Geschäftsführer erhält der Betrieb ungefähr 30 - 50 E-Zigaretten pro Tag.

Anschließend wurde die Spannung der einzelnen Batterien in Volt mit einem handelsüblichen Voltmeter gemessen. Tabelle 1 fasst die untersuchten Batterien nach Leistung und Anzahl zusammen.



Abb. 2: Batterien aus Einweg-E-Zigaretten

Tab. 1: Anzahl der untersuchten Batterien nach verschiedenen Batteriegrößen bzw. Leistungsklassen aus Einmal E-Zigaretten

Batterieleistungsklasse laut Herstellerangaben [Wh]	Anzahl der untersuchten Batterien
1,85	220
1,33	90
2,04	71
1,48	23
1,30	15
1,28	14
3,12	5
1,91	3
2,41	3
1,66	2
1,67	2
2,70	1
4,44	1
Summe	450

4 ERGEBNISSE

In Tabelle 2 ist die mittlere verbliebene Restspannung der verschiedenen Batterien nach Nutzung von E-Zigaretten mit 600-800 Züge aufgelistet.

Tab. 2: Prozentuale Restenergie verschiedener Batterien in einmal E-Zigaretten nach Nutzung

Batterieleistungsklasse [Wh]	Restspannung nach Nutzung [%]
1,85	74 %
2,04	97 %
1,33	85 %
1,30	71 %
1,48	82 %
1,28	86 %
Mittelwert	83 %

Demzufolge sind in den Batterien der E-Zigaretten nach deren Entsorgung 71-97 % - im Mittel 86 % - der anfangs vorhandenen Energie enthalten geblieben.

Die Werte der Restspannung zeugen davon, dass der Einsatz der Batterien kein limitierender Faktor ist. Vielmehr deuten sie darauf, dass die Zigarettenzüge durch die Batterien nicht limitiert sind, sondern durch den flüssigen Inhalt. Der Restenergiegehalt hat Ressourcen verbraucht und widerspricht den Forderungen der Produktverantwortung im Kreislaufwirtschaftsgesetz.

In der Abb. 3 ist die statistische Verteilung für die Batterien vorgenommen, deren Anzahl mehr als 15 betragen haben (vgl. Tab. 1).

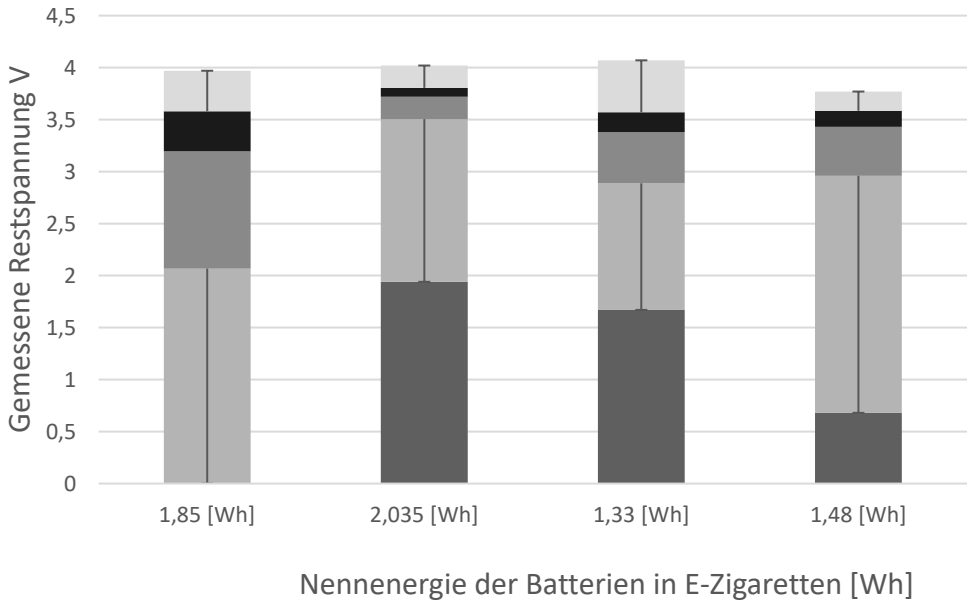


Abb. 3: Verteilung der Restspannung nach Batterieleistungsklasse

Die Abb. 3 zeigt deutlich, dass es zwischen den einzelnen Batterien Unterschiede in der Restspannung nach deren Nutzung in E-Zigaretten gibt. Die Batterien mit 1,85 Wh sind nach deren Nutzung stärker "verbraucht" als die 2,035 Wh Batterien. Natürlich ist dieses Ergebnis mit der höheren Leistungsklasse zu Beginn der Nutzung zu erklären.
Das Beispiel zeigt, dass der Hersteller sehr wohl bei der Auswahl der Produktkomponenten auf die Leistungseffizienz achten kann.
Die durchschnittliche Restleistung der zum Einsatz kommenden Batterien in E-Zigaretten (Abb. 4) zeigt, dass die E-Zigaretten mehrfach als 600-800 Züge zum Einsatz kommen könnten. Sie zeigt auch, dass **Electronic Waste** ein Parameter ist, dem mehr Obacht geschenkt werden sollte. Die Restenergie in Produkten, die als eine gewisse „Akkufizierung der Umwelt" entsorgt werden, ist eine der wesentlichen Größen, die zur Entzündung von brennbarem/brennbaren Gut/Gütern führen kann/können (Pomberger, 2021). Die Definition von Electronic Waste als Restenergie in Produkten sollte in gesetzlichen Regelwerken definitiv gefördert werden.

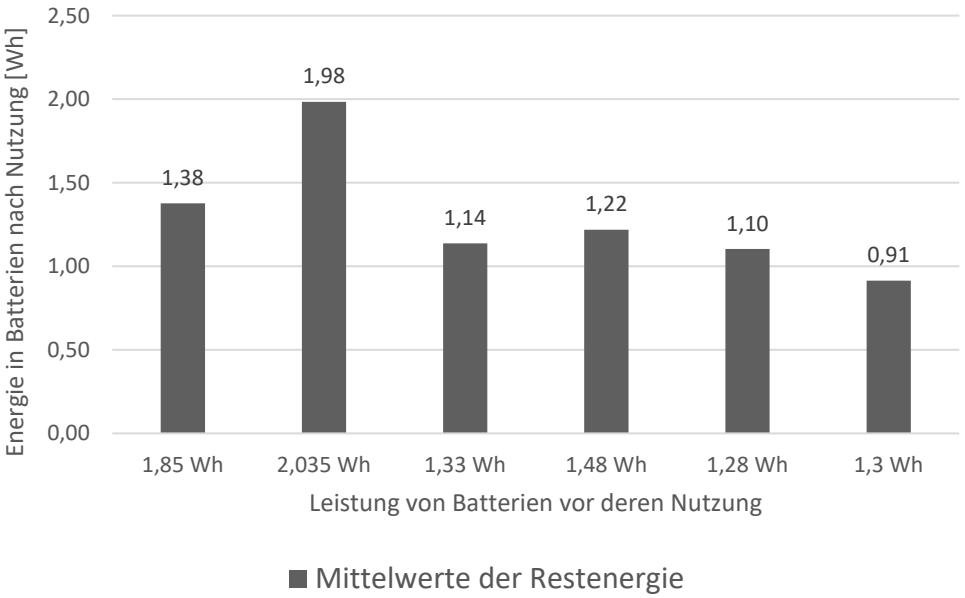


Abb. 4: Mittlere Restleistung nach Nutzung von Einmal-E-Zigaretten in Abhängigkeit von den eingesetzten Batterieleistungsklassen

LITERATURVERZEICHNIS

Neue EU-Vorschriften für nachhaltigere und ethisch bedenkenlose Batterien. (2022, März 4). Europäisches Parlament. https://www.europarl.europa.eu/topics/de/article/20220228STO24218/neue-eu-vorschriften-fur-nachhaltigere-und-ethisch-bedenkenlose-batterien

Pomberger, R. (2021). Lithium-Ionen-Batterien - Wie gehen wir in Zukunft mit den Risiken um? 43, 5. https://www.wko.at/branchen/information-consulting/entsorgungs-ressourcenmanagement/Offenlegung.html

KONTAKT

Pauline Schleenbecker & Stefan Gäth
Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement,
Justus-Liebig Universität Gießen
Heinrich-Buff-Ring 26-32
D-35392 Gießen
stefan.a.gaeth@umwelt.uni-giessen.de
www.einfälle-für-abfälle.de

Optimierungsparameter bei der Nassaufbereitung von Kunststoff-Flakes im mechanischen Kunststoffrecycling

Bettina Muster-Slawitsch[1], Mauricio Pane[1], Arianna Quintana[1], Christian Platzer[1], Moritz Mager[2] & Jörg Fischer[2]
[1)] AEE Institut für nachhaltige Technologien, Department Technologieentwicklung, Gleisdorf, Österreich
[2)] Johannes Kepler Universität Linz, Institute of Polymeric Materials and Testing & LIT Factory, Linz, Österreich

KURZFASSUNG: Die Nassaufbereitung stellt für die erreichbare Qualität von Kunststoff-Flakes im mechanischen Recycling einen entscheidenden Schritt dar. Herzstück ist dabei die Kunststoffwäsche mittels Friktionswäscher. Im Rahmen des Projektes circPLAST-mr wurden Qualitätsparameter für die Wäsche von Kunststoff-Flakes erarbeitet, um die Qualität der gereinigten Flakes zu analysieren und damit unterschiedliche Betriebsparameter der Wäsche und Einflussfaktoren auf den Reinigungsprozess evaluieren zu können. Dabei hat sich insbesondere der unter definierten Bedingungen „abwaschbare Chemische Sauerstoff-Bedarf“ [mg CSB/g Kunststoff] als ein vielversprechender Parameter für die Reinigungseffizienz etabliert. Die bisherigen Forschungsergebnisse zeigen den Einfluss von Wasser-Kunststoff-Verhältnis, Temperatur, Reinigungsmedium, Zeit und Flake-Größe auf die Qualität der Kunststoff-Flakes, untersucht im Labor-Maßstab, in Kleinwaschmaschinen und an der Pilotanlage an der LIT Factory in Linz.

1 EINLEITUNG

Das Waschen von Kunststoffen ist ein wesentlicher Bestandteil der Prozesskette im mechanischen Kunststoffrecycling, um eine hohe Rezyklatreinheit und -wertigkeit zu erreichen. Bisher haben sich Friktionswäscher und Waschtanks (für die Heißwäsche) als Standardtechnologien für die Wäsche von Kunststoff-Flakes auf dem Markt etabliert. In diesem sich schnell entwickelnden Markt für Kunststoffrecycling folgt die Auslegung und der Betrieb dieser Technologien jedoch noch keinen klaren Optimierungsstrategien, sondern es wurden vielmehr bestehende Technologien aus anderen Recyclingsektoren übernommen und ihr Betrieb wird von den Betreibern empirisch angepasst. Friktionswäscher, als Kerntechnologie, sind in ihrem Betrieb durch den elektrischen Energiebedarf des Schneckensystems energieintensiv. Die Höhe der Friktion steht in direktem Zusammenhang mit der Geschwindigkeit durch die Anlage, so dass eine hohe Friktion zu einer geringeren Verweilzeit der Kunststoff-Flakes führt. Der Wasserverbrauch liegt zwischen 3-10 L kg^{-1} Kunststoff, entweder bei Raumtemperatur in Kaltwaschanlagen oder bei bis zu 80 °C heißem Wasser in Heißwaschanlagen. Falls Natronlauge oder andere Waschmittel verwendet werden, erfolgt das Waschen in der Regel in diskontinuierlichen Rührkesselanlagen. In den Waschanlagen nach Stand der Technik wird ein mehrstufiger Ansatz verfolgt, um eine zufriedenstellende Waschleistung zu erreichen. Hierbei werden Benetzungstanks, Friktionswäschern und Dichteabscheidern zur Entfernung von Feinanteilen entlang der Prozesslinie eingesetzt.
Die momentane Praxis versucht eine bestmögliche Kunststoffwäsche für die nachfolgende Verarbeitung zu erreichen. Allerdings gibt es keinen standardisierten Qualitätsparameter, welcher die Qualität der gewaschenen Kunststoff-Flakes vergleichbar macht bzw. Grenzwerte für die nötige Reinheit je nach Weiterverarbeitung definiert. In dieser Arbeit wird ein neuer Qualitätsparameter vorgestellt, um die Reinheit der Kunststoff-Flakes möglichst praxisnahe entlang von Prozessketten evaluierbar zu machen. Die Anwendung auf unterschiedliche Waschverfahren zeigt die Unterschiede von Wascheffizienzen bei verschiedenen Betriebsparametern.

2 MATERIAL UND METHODEN

Für die Waschversuche wurden unterschiedliche Rezyklate aus der Industrie (Saubermacher, ARA) bereitgestellt. Diese wurden an der LIT Factory geschreddert (Siebgröße 2-3 mm) und an unterschiedlichen Waschaggregaten gewaschen: Laborwaschversuche wurden mit 100 g Flakes in 500 mL Bechergläsern durchgeführt. Für 1-3 kg Flake-Proben wurde die Kleinwaschmaschine an der LIT Factory genutzt und letztlich wurden auch Versuche an der neuen Friktionswäscher-Technikumsanlage der LIT Factory durchgeführt. In der Laborwäsche und Kleinwaschmaschine wurden hauptsächlich die Parameter Temperatur, Chemikalienzugabe, Wasser-Kunststoffverhältnis und Waschzeit variiert, während im Fraktionswäscher insbesondere das Wasser-Kunststoffverhältnis und Durchsatz im Zentrum der Evaluierung standen.
Zur Bestimmung der Flake-Reinheit (von ungewaschenen oder gewaschenen Flakes) wurde der neu entwickelte Qualitätsparameter „CSB-Oberflächenkontamination“, sowie „TS-Oberflächenkontamination“ (Gl. 1) analysiert. Dazu wurden 50 g der Flake-Proben in einem Waschverhältnis 6:1 (Wasser:Kunststoff) mit 85°C 30 Minuten unter Zugabe von 2 gew.% NaOH gewaschen. Danach wurden die Flakes gesiebt und der CSB, sowie teilweise auch TS des verbleibenden Waschwassers gemessen.

$$\text{CSB-Oberflächenkontamination} = \frac{CSB\left[\frac{mg}{mL}\right] * V_{WW}\,[mL]}{m_K\,[g]} \quad (1)$$

Hierbei wird der CSB als analytisch bestimmter Wert, V_{ww} als Volumen des Waschwassers und m_K als die Menge der Kunststoff-Flakes berücksichtigt. In ähnlicher Weise kann zusätzlich der Wert TS-Oberflächenkontamination bestimmt werden, um neben den oxidierbaren (meist organischen) Schadstoffen auch einen Parameter hinzuzuziehen, der eher Feinanteile und Sand bestimmt (vgl. Gl. 2).

$$\text{TS-Oberflächenkontamination} = \frac{TS\left[\frac{mg}{mL}\right] * V_{WW}\,[mL]}{m_K\,[g]} \quad (2)$$

Da diese Kennwerte für die Flake-Reinheit zu jeder Zeit entlang der Prozesskette bestimmt werden können (vor der Wäsche, nach einem bestimmten Waschschritt, nach der Wäsche), können daraus Wascheffizienzen abgeleitet werden.

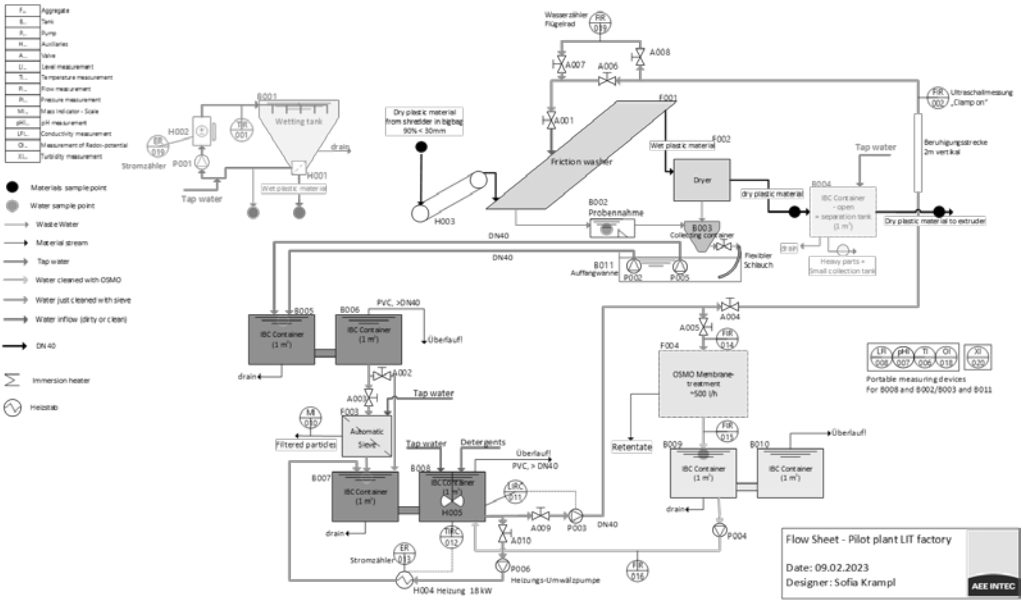


Abb. 1: Schema der Technikumsanlage Friktionswäscher an der LIT Factory, Linz

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

In unterschiedlichen Testreihen wurden die Einflussfaktoren auf die Kunststoff-Flake Wäsche evaluiert. Während zur Etablierung des Analytikparameters „CSB-Oberflächenkontamination" Testreihen mit einem bestimmten Kunststoff durchgeführt wurden, werden in diesem Artikel ausgewählte Ergebnisse aus unterschiedlichen Waschversuchen gezeigt.

Der Einfluss der Chemikalienzugabe kann deutlich von der Verschmutzung des Eingangskunststoffs beeinflusst werden, insbesondere von Waschmittelresten. In Abbildung 2 ist einerseits erkennbar, dass der Kennwert CSB-Oberflächenkontamination mit einem geringen Messfehler reproduzierbar ist. Andererseits ist die sinkende Verschmutzung (sinkende CSB-Oberflächenkontamination) bei 20°C mit steigender Chemikalienzugabe in der Wäsche ersichtlich. Dieser Effekt des NaOH als Waschmedium wird bei höheren Temperaturen geringer, da die erhöhte Temperatur schon ohne Zugabe von NaOH zu einer verbesserten Wäsche führt. Die 50°C Versuche zeigen in dieser Testreihe kein eindeutiges Bild.

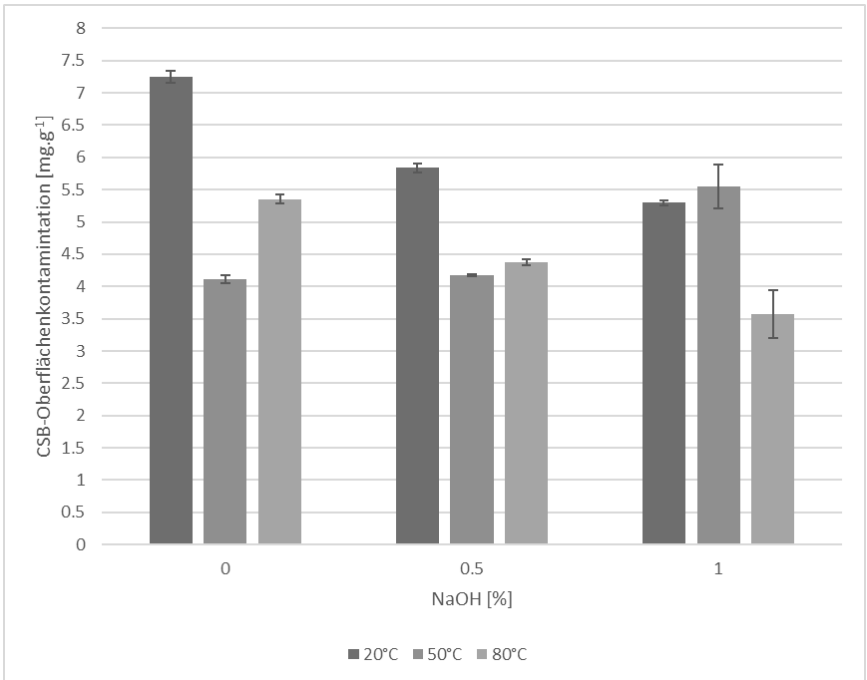


Abb. 2: Verbleibende CSB-Oberflächenkontamination nach der Laborwäsche von 20 mm PP Flakes

In der Kleinwaschmaschine zeigten andere PP Proben (20 mm) ein ähnliches Bild. Abbildung 3 zeigt die Wascheffizienz bei 20°C und 80°C mit und ohne Zugabe von NaOH. Wieder ist der mögliche Ausgleichseffekt über Chemikalienzugabe bei kalter Wäsche oder Temperaturerhöhung bei chemikalienfreier Wäsche erkennbar.

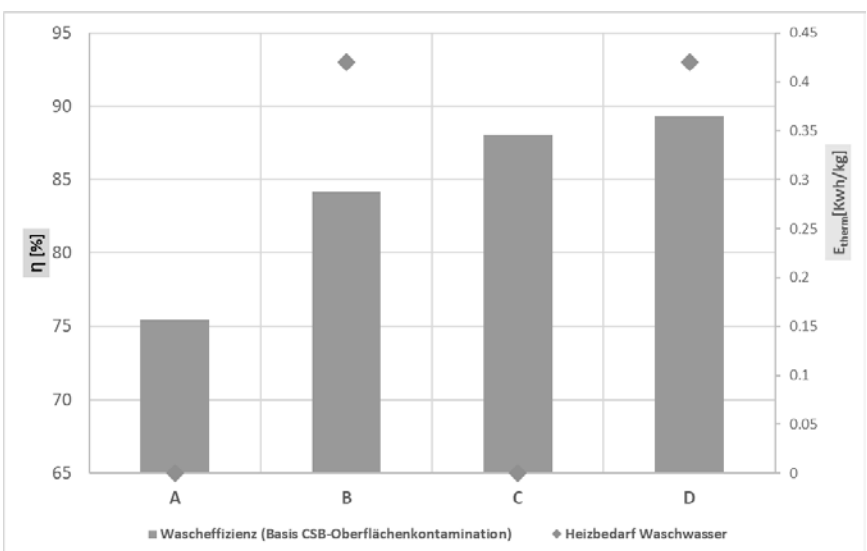


Abb. 3: Wascheffizienz bestimmt über CSB-Oberflächenkontamination für PP Flakes in der Kleinwaschmaschine: A 20°C; B 50°C; C 20°C 0.5% NaOH; D 50°C 0.5% NaOH

In den bisherig gezeigten Testreihen lag die Waschzeit bei 5 Minuten. Um den Einfluss der Waschzeit auf die Waschqualität zu evaluieren wurde eine sequentielle Wäsche im Labormaßstab durchgeführt, bei welcher PP Flakes in 15 Wiederholungen gewaschen wurden. Die Wascheffizienz, bestimmt über die CSB-Oberflächenkontamination vor und nach der Wäsche, liegt nach einem Waschvorgang bei 74% für dieses PP Material. Der zweite folgende Waschschritt erreicht 80%, und die nachfolgenden Waschschritte können diesen Wert jeweils um ca. 2% steigern bis nach 15 Waschvorgängen die verbleibende CSB-Oberflächenkontamination minimal wird.
Ein weiterer wichtiger Einflussfaktor auf die Flake-Wäsche ist das Wasser-Kunststoffverhältnis (W:K). Dieses wurde in der Laborwäsche evaluiert, wo sich meist eine Steigerung der Wascheffizienz bis zu einem bestimmten W:K zeigt. Im Friktionwäscher an der LIT Factory wurde dieser Einflussfaktor ebenfalls bei unterschiedlichen Durchsätzen evaluiert. Abbildung 5 zeigt, dass die evaluierten W:K-Verhältnisse keinen signifikanten Einfluss auf die Wascheffizienz haben. Ebenso verhalten sich die Effizienzen der Waschvorgänge unabhängig vom gewählten Durchsatz. Die Wascheffizienz liegt durchgängig bei ca. 50%-60% in einem Durchlauf des Friktionswäschers mit einer absolut verbleibenden CSB-Oberflächenkontamination von ca. 7-8 mg g^{-1}.

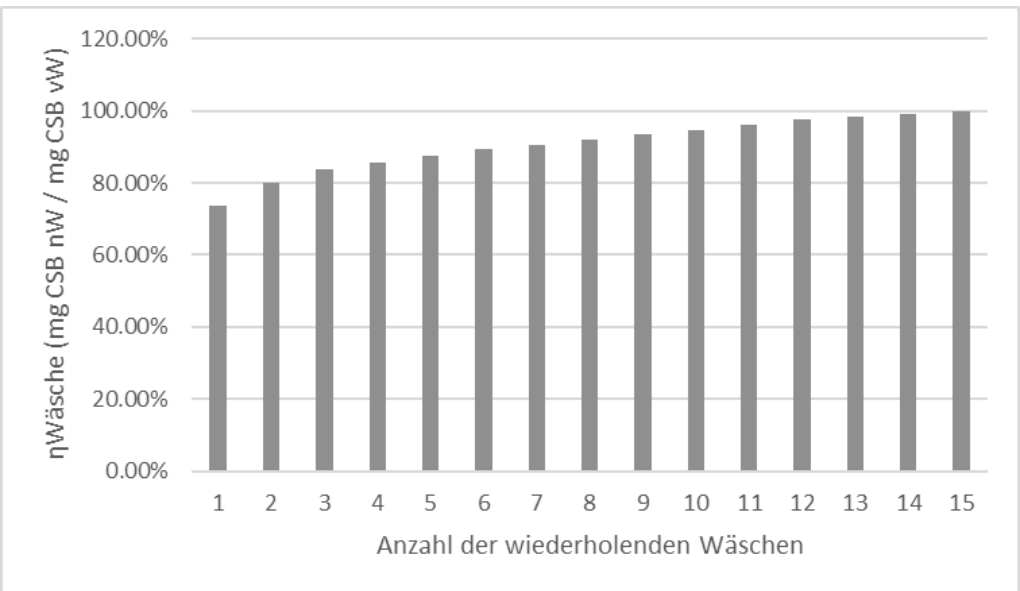


Abb. 4: Wascheffizienz nach wiederholter Flake-Wäsche (PP, 20 mm; 5 min Wäsche, W:K Verhältnis 6:1)

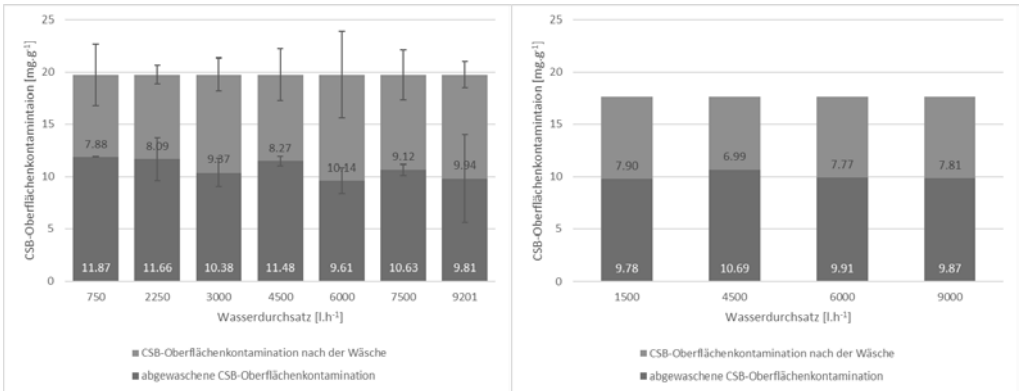


Abb. 5: CSB-Oberflächenkontamination (abgewaschene Kontamination, und verbleibende CSB-Oberflächenkontamination nach der Wäsche) im Friktionswäscher bei unterschiedlichen W:K Verhältnis (links W:K = x; rechts W:K = 2*x)

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Die unterschiedlichen Testreihen haben die Anwendbarkeit des Faktors CSB-Oberflächenkontamination gezeigt. Für unterschiedliche Flakes kann der Einfluss von Temperatur, Chemikalienzugabe, W:K-Verhältnis sowie Waschzeit evaluiert werden. Zukünftig wird es wichtig sein, angestrebte Kennwerte der maximalen CSB-Oberflächenkontamination für nachfolgende Prozessschritte zu definieren. Die CSB-Oberflächenkontamination wurde auch als Kennwert bei Industrieanlagen in einer Waschlinie angewandt. Dort hat sich ebenfalls eine Wascheffizienz von 50% auf Basis der CSB-Oberflächenkontamination mit einer absolut verbleibenden CSB-Oberflächenkontamination von ca. 4 mg g^{-1} gezeigt. Im Vergleich liegt der verbleibende Wert der CSB-Oberflächenkontamination in den Labor-, Kleinwaschmaschinen- und Einzel-Friktionswäscher-Waschvorgängen meist > 6 mg g^{-1}. Für die insgesamte Optimierung der Kunststoff-Flakewäsche muss einerseits die CSB Oberflächenkontamination unterschiedlich sortierter Ware evaluiert werden, um die Waschziele zu definieren und andererseits der Einfluss der CSB-Oberflächenkontamination nach der Wäsche auf die nachfolgenden Arbeitsschritte und die letztlich erreichte Rezyklatqualität zukünftig im Detail evaluiert werden.

KONTAKT

DI[in] Dr.[in] Bettina Muster-Slawitsch
b.muster@aee.at
AEE - Institut für Nachhaltige Technologien
Feldgasse 19
8200 Gleisdorf, Austria

The Borealis Borcycle™ M Demo Plant – Borcycle™ M as Best Practice

Andreas Nagl[1]
[1)] Borealis Polyolefine GmbH, Competence Center Compounds & Recyclates, Linz, Austria

ABSTRACT: Borcycle™ M is the mechanical recycling platform of Borealis, setting new standards for what is possible in mechanical recycling, enabling previously unattainable applications from cosmetics packaging through to mobility. At the Borcycle™ M Demo Plant, Borealis works on new concepts for the plastic waste feedstock as the starting point of successful recycling. One example is PP from lightweight packaging (LWP) sorting: The DSD 324-0 and DSD 324-1 specifications permit a 2D fraction (films, flexible packaging) of up to 2% and 6%, respectively. However, in practice, up to 15-20% of 2D are regularly observed, leading to unnecessarily high reject amounts. Innovative pre-treatment of feedstock at the LWP sorting plant ensures that in the Borcycle™ M Demo Plant rejects are minimized while flexible packaging ends up in specialized film recycling or, especially multilayer packaging, in chemical recycling. In the Borealis-Reclay joint-venture Recelerate, new best practice methods for raising the recycling quota are developed whilst preserving the high quality of mechanical recycling.

1 WHAT IS BORCYCLE™ M?

As one of the major polyolefin producers, sustainability is a core value for Borealis. The circular polyethylene and polypropylene rests on two pillars, Bornewables™ from renewable feedstocks and Borcycle™ from post-consumer waste as feedstock. Borealis Borcycle™ M sets new standards for what is possible in mechanical recycling aiming at extraordinary product quality and the highest possible sustainability.
Previously unreachable applications have become viable for recyclates from mechanical recycling due to low odor/emissions and light colors, including natural and white. The exceptional purity and consistent high quality enables customers to serve high-end markets ranging from cosmetics packaging to automotive interiors. Borcycle™ M is a modular technology comprising advanced dry optical/NIR sorting including AI-sorting, hot-washing with appropriate chemicals, advanced density separation, flake-sorting, purification as well as state-of-the art extrusion and compounding. Borcycle™ unites state-of-the-art technology with the profound Borealis polymer expertise gained over decades. The starting point and determining factor of any recycling, however, is plastic waste feedstock in the right quality and quantity.

2 WASTE CASCADING MODEL IN BOREALIS

With the unprecedented quality of Borcycle™ M and the emergence of chemical recycling (in Borealis under the brand Borcycle™ C), the so-called cascading of plastic waste feedstock is required. Under current ISCC PLUS guidelines, “chemical recycling should be applied where mechanical recycling is not technically feasible, economically viable, leads to low quality products or has a higher negative environmental impact” (ISCC System GmbH 2023. Borealis is living this prioritization of mechanical recycling with Borcycle™ M and has developed its circular vision around this concept (cf. Fig. 1). While base chemicals from direct carbon capture are a vision for the future, all the other elements of circularity, from renewable feedstock to design for recycling, mechanical and chemical recycling are integral part the Borealis Circular Economy Solutions with commercial products available to our customers today.

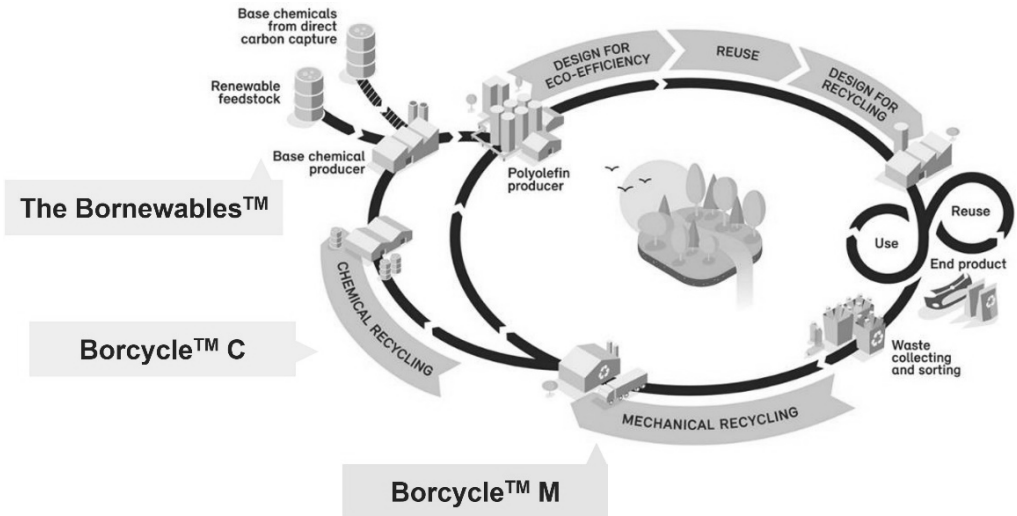


Fig. 1: Plastic waste cascading model of Borealis with a prioritization of mechanical recycling according to ISCC PLUS

To actualise this vision of circularity and make the Borcycle™ best-practice practical on large industrial scale, plastic waste in the correct quality must become available for the right recycling technology.

3 CO-OPERATION WITH THE VALUE CHAIN: RECELERATE

Current output fractions from lightweight packaging (LWP) sorting suffers from low quality that, in turn, leads to large reject volumes in mechanical recycling operations. For 2017, a study by Picuno et al. (2021) showed a net material recycling rate of 26.4 ± 1.3%, which raised to 37.8% ± 2.0% when taking mixed polyolefins into account. In the past, the amount of recycled materials was calculated using the receipted input of recycling facilities. With the 2018 amendment of the Packaging and Packaging Waste Directive (PPWD), the reference point is now the outpoint of recycling, before extrusion (van Rossem 2023).
With this, Extended Producer Responsibility (EPR) schemes must put greater focus on yields of a recycling operation, ensuring that losses across the whole value chain are minimized. For rigid PP packaging waste, DSD 324-0 and DSD 324-1 are the relevant specifications that permit a maximum 2D fraction (films, flexible packaging) of up to 2% and 6%, respectively. In practice, however, up to 15-20% of 2D materials are regularly observed, which leads to high processing and incineration costs for fractions that are not viable for high-end mechanical recycling.
One of the ways Borealis takes to address circularity of packaging waste is Recelerate, a 50/50% Borealis-Reclay joint-venture. Improving the quality of plastic waste feedstock for mechanical recycling by innovative pre-treatment that generates separate streams for:

- mechanical recycling of 3D material (rigid PP packaging) in a Borcycle™ M plant,
- mechanical recycling of 2D material in specialized mechanical recycling,
- chemical recycling of unfit-for-mechanical-recycling polyolefins and multilayer material primarily consisting of polyolefins (according to the ISCC PLUS regulations).

Figure 2. shows a schematic of typical material streams from waste collection to recycling. With Recelerate, Borealis' ambition is to reduce unnecessary transportation between the LWP sorting plant and the mechanical recycling plant with a better separation of 2D and 3D material.

While the most modern LWP sorting plants are capable of producing color-sorted rigid feedstock that reach yields of > 90 % yield in the dry sorting of the recycling plant, outputs of some LWP sorting plants only attain yields of ca. 75 %, which in some extreme cases can fall even well below 70 %.
This leads to a high level of rejects consisting of non-polyolefin plastics, 2D materials, with metallization, heavy printing and colored, small-sized as well as multilayer packaging like PE/PA and PE/PET films in the mechanical recycling plant. While much of those materials can be utilized for mechanical recycling of flexibles or chemical recycling plants, the key to sustainability is to generate respective waste fractions within a the LWP sorting plant.

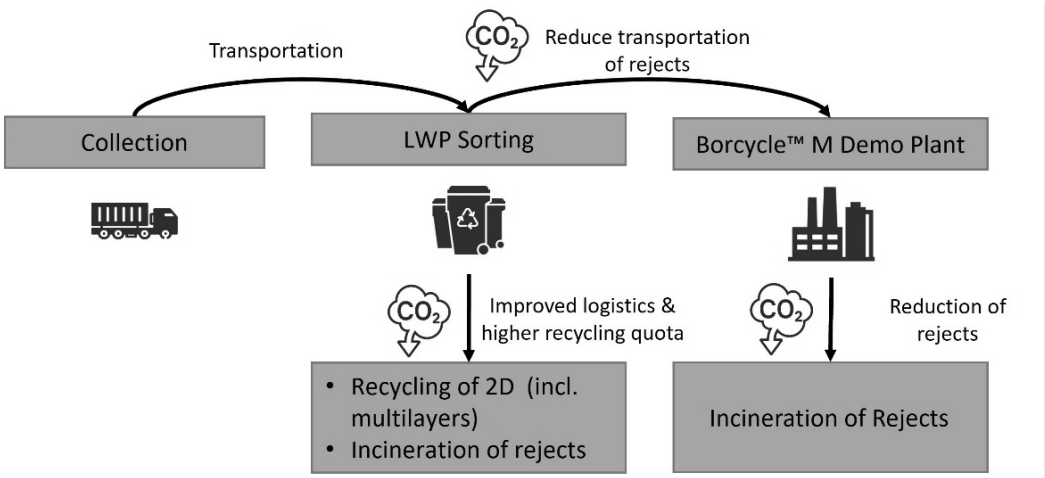


Fig. 2: Improved LWP sorting increases the overall recycling quota and improved logistics due to avoiding rejects in the recycling plant. This leads to reduced CO_2 emissions in logistics and targeted recycling of 2D, mechanically or chemical recycling in accordance to the ISCC PLUS rules

Cooperation across the supply chain and digital solutions ensure traceability of materials as required for high-end applications such as cosmetics packaging or the automotive industry as well as consistent application of the ISCC PLUS regulations.
For the overall yield in mechanical recycling, the feedstock quality is the determining factor. Mass balances, material flow analysis and tracking of specific contaminations are thus crucial for Borcycle™ M. The Borcycle™ Demo Plant is one of Borealis testing grounds for waste processing, sampling and analysis, which makes it a cradle of innovative approaches to plastic waste feedstock, showcasing new concepts that increase the overall recycling quota.
Borealis is actively seeking cooperation with the waste management sector and academia to develop the future of recycling. Innovative methods for determining the quality of the feedstock and track contaminants across the value chain are needed to make this journey a success.

4 CONCLUSION

The Borealis Borcycle™ M technology pushes the boundaries of what mechanical recycling can do, enabling complex high-end applications such as cosmetics packaging or for automotive, minimizing the carbon footprint. Maximizing the feedstock utilization is key to raising the polyolefin recycling quota and achieving more CO_2 savings. 2D materials, in particular metallized, heavily printed, coloured and often small-sized flexible packaging, including multilayer packaging ends can make up to 15-20% of the feedstock. Separation of those rejects and logistics are costly at a mechanical recycling plant, whereas minor updates where sorting occurs at suitable economies of scale could achieve these objectives more economically and sustainably. By off-taking those

fractions for specialized recycling of 2D materials and chemical recycling, the overall recycling quota can be raised while the whole value chain profits. Cooperation with the waste management industry as well as academia remains essential to leverage the full potential in recycling and develop the necessary tools and methods.

REFERENCES

ISCC System GmbH. (2023). *ISCC PLUS Version 3.4.2.*

Picuno, C., Alassali, A., Chong, Z., Kuchta, K. (2021) *Flows of post-consumer plastic packaging in Germany: An MFA-aided case study*. Resources, Conservation & Recycling (169). DOI: 10.1016/j.resconrec.2021.105515

van Rossem, C. (2023). State of Recycling Technologies for Flexible Plastic Recycling in Europe. *EPRD Ltd.*

CONTACT

Dr. Andreas Nagl
andreas.nagl@borealisgroup.com
+43-664-88892411
Competence Center Compounds & Recyclates, Innovation & Technology
Borealis Polyolefine GmbH
www.borealisgroup.com

Praxisbeispiel - Aufbereitung alternativer PET-Ströme

Markus Huemer
Mission PET GmbH, Herzogsdorf, Österreich

KURZFASSUNG: Im Hinblick auf die kommenden Einschränkungen in Bezug auf Verwendung von PET Bottle Flakes in Non-Food Anwendungen, werden anderen Ströme für die Verarbeiter von PET Bottle Flakes oder rPET-Granulat immer interessanter. Strafzölle, Einschränkungen bezüglich Materialverfügbarkeit, CO2 Anforderungen und andere Themen werden Verarbeiter und Produzenten vor Herausforderungen stellen. Was wäre, wenn man nun aus bisher unüblichen PET-Strömen wieder Granulat erzeugen kann, welches Bottle Flakes bzw. Virgin Granulat zu ersetzen vermag?
Wir bei Mission PET aus Oberösterreich schauen uns diese Ströme ganz genau an. Speziell in einer Kunststoff-Hochburg wie Österreich kann dieses Thema für viele Produzenten essenziell wichtig werden. Noch mehr, wenn Nachhaltigkeitsberichte gefordert werden, welche asiatische Virgin Transporte teuer machen oder es aufgrund von politischen Situationen zu Versorgungsengpässen kommt.

1 PET – DAS ALLROUND-POLYMER

PET-Recycling ist ein wesentlicher Prozess zur Wiederverwendung von Polyethylenterephthalat (PET) (Al-Salem et al., 2009), einem weit verbreiteten Kunststoff, der hauptsächlich für Verpackungen, insbesondere Getränkeflaschen, verwendet wird (Awaja & Pavel, 2005).



Abb. 1: PET-Getränkeflaschen

Der Recyclingprozess beginnt mit der Sammlung und Sortierung gebrauchter PET-Produkte. Anschließend werden sie gereinigt, um Verunreinigungen wie Etiketten und Verschlüsse zu entfernen.
Nach der Reinigung wird PET in kleine Flakes geschreddert, die dann eingeschmolzen und zu neuen Produkten verarbeitet werden können. Es gibt zwei Hauptarten des PET-Recyclings: mechanisches und chemisches Recycling (Joseph et al., 2024). Beim maschinellen Recycling werden PET-Flakes zu neuen Flaschen oder Textilfasern weiterverarbeitet. Beim chemischen Recycling hingegen wird PET in seine Grundbausteine zerlegt, aus denen dann neues PET hergestellt werden kann.
Das Recycling von PET bietet erhebliche Vorteile für die Umwelt. Es reduziert die Menge an Abfall, die auf Mülldeponien landet, und verringert den Bedarf an Erdöl zur Herstellung von neuem Kunststoff. Es spart außerdem Energie und reduziert Treibhausgasemissionen im Vergleich zur Herstellung von neuem PET.
Mit einer gut organisierten Recycling-Infrastruktur und Verbraucherbewusstsein können hohe Recyclingquoten erreicht werden, was positiv zum Umweltschutz und zur Ressourcenschonung beiträgt. Insgesamt ist PET-Recycling ein wichtiger Bestandteil einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft.

1.1 Alles nur Flasche?

Abseits der Flaschenindustrie gibt es verschiedene andere PET-Ströme, die ebenfalls recycelt werden können. Hier sind einige der wichtigsten (PETplanet 2019):

Verpackungsmaterialien: Neben Getränkeflaschen wird PET auch für andere Verpackungsarten wie Lebensmittelbehälter, Folien und Schalen verwendet.

Automobilindustrie: In der Automobilindustrie wird PET zur Herstellung von Teppichen, Sitzbezügen und Innenausstattungselementen verwendet. Diese Produkte können auch recycelt werden.

Elektronik: Aus PET werden elektronische Bauteile und deren Verpackung hergestellt, z.B. als Isoliermaterial oder Gehäuseelemente. Hier finden sich oft G-PET Anteile, welche ein sauberes Recyceln erschweren.

Bauindustrie: In der Bauindustrie wird recyceltes PET zur Herstellung von Dämmstoffen und als Bestandteil von Baumaterialien verwendet, bspw. in geschäumter Form.

Textilien: PET wird häufig zur Herstellung von Polyesterfasern verwendet, die in der Textilindustrie weit verbreitet sind. Diese Fasern finden sich in Kleidung, Heimtextilien wie Bettwäsche und Teppichen sowie in technischen Textilien.

Landwirtschaft: In der Landwirtschaft wird PET in Form von Geotextilien verwendet, die zur Bodenstabilisierung und Erosionskontrolle eingesetzt werden.



Abb. 2: PET-Anwendungsbeispiele

Diese vielfältigen PET-Ströme erfordern spezielle Recyclingprozesse, die unterschiedliche Anforderungen und Materialeigenschaften berücksichtigen. Durch die Einbeziehung aller PET-Ströme in den Recyclingprozess kann die Ressourceneffizienz weiter gesteigert und der ökologische Fußabdruck minimiert werden.

1.2 Umgang mit PET-Strömen abseits des Bottle-to-Bottle Recyclings

Grundsätzlich sind die meisten der oben aufgeführten Stoffströme wiederverwertbar. Damit eine Wiederaufbereitung möglich ist, müssen jedoch mehrere Schritte durchgeführt werden (Al-Salem et al., 2009, Hopewell et al., 2009):

Sammlung und Sortierung: Abfälle werden gesammelt und nach Materialart sortiert. Analog gilt dies auch für die Getränkeflaschenindustrie – ohne entsprechende und kontrollierte Sammlung und Sortierung ist eine Kreislaufwirtschaft undenkbar. Abseits der Flaschenindustrie gestaltet sich die Sammlung und Sortierung vornehmlich noch recht schwierig. Die Sammlung von Flaschen funktioniert global gesehen schon relativ gut, weltweit installierte Pfandsysteme leisten hier einen guten Beitrag. Sammel- und Sortiersysteme für die anderen PET-Anwendungen müssen jedoch erst installiert bzw. gefunden werden, um auch diese Ströme wieder in den Kreislauf zu bringen.

Zerkleinerung und Reinigung: Abfälle werden zerkleinert und gewaschen, um Verunreinigungen zu entfernen. Organische Stoffe werden entfernt, da diese Verunreinigungen in späteren Prozessen zu Problemen führen würden. Desto sortenreiner und effizienter die Sammlung und Sortierung funktioniert, desto einfacher gestaltet sich auch die Abreinigung von unerwünschten Störstoffen.

Extrusion: Das beim Waschen anfallende Mahlgut wird zu Pellets extrudiert. Einige Prozesse oder Anwendungen erfordern keine Extrusion, sodass die gemahlenen Materialien direkt verwendet werden können, während andere einen Extrusionsschritt erfordern. In den verfügbaren Polkondensationsverfahren kann die Viskosität des PET-Stroms wieder aufgewertet werden, wodurch die Wiederverwendung im eigentlichen Strom wieder möglich ist.

1.3 Recycling oder Upcycling?

Die Definitionen sind im Kunststoffrecycling nicht eindeutig. Es ist relativ einfach, Kunststoff- oder PET-Ströme in „irgendetwas“ zu recyceln bzw. zu granulieren, um daraus ein low-quality Produkt herzustellen. Die Challenge beim Upcycling ist jedoch, mit dem richtigen Knowhow, der richtigen Technologie, aus minderwertigen Strömen wieder etwas hochwertiges produzieren zu können, um so:

- Virgin…
- rPET aus dem Lebensmittelstrom (Bottle und Sheet Flakes)…

zu ersetzen.

Upcycling bietet einen kreativen und nachhaltigen Ansatz für das Recycling, erfordert jedoch spezielle Fähigkeiten und Innovation (Joseph et al., 2024). Was wir brauchen, ist Upcycling, bei dem alte Produkte einen höheren Wert erhalten, keinen geringeren, dies als generellere Beschreibung der Notwendigkeit zu diesem Thema (Kay, 2011).

Dies sind genau die Punkte, die für uns noch sehr unklar sind. Wir wissen auch aus praktischer Erfahrung, wie sich dies umsetzen lässt. Jedoch sind wir nur ein kleines Rädchen im großen Uhrwerk des Kunststoffrecyclings, und stellen uns seit geraumer Zeit die folgenden Fragen:

Wo kommt der Rohstoff für Faser, Umreifungsband und technischen Folien her, wenn:

- …Bottle Flakes (Transparent und bunt) einmal der Lebensmittelindustrie vorbehalten sein werden?
- …Importe aus vornehmlich Fernost aufgrund der CO2 Thematiken nicht mehr möglich sein werden oder diese keinen Preisvorteil mehr bieten?

Die Antwort darauf kann nur lokal produziertes rPET aus regionalen Strömen sein, die gut genug und demnach passend für die jeweiligen Anwendungen sind.

Aus dieser Antwort ergeben sich aber noch weitere Fragen, die aktuell noch nicht final zu beantworten sind:

- Wie beeinflussen höhere lokale Rücknahmequoten der PET-Flaschen die Materialverfügbarkeit?
- Ist der gesamte Kreislauf der Flasche notwendig, um beispielsweise Umreifungsbänder aus den Bottle Flakes herzustellen?
- Welchen Einfluss werden große Sortieranlagen auf die verschiedenen Ströme haben? Durch eine verbesserte Sortierung werden mehr sortenreine Abfälle zugänglich gemacht, beispielsweise aus PET-Trays und PET-Folien.
- Der Markt für Non-Food Bottle Flakes ist bereits vorhanden, große Hersteller setzen hier bereits auf einen geordneten Recycling-Strom, um die Non-Food Bottle Flakes wieder in Non-Food Flaschen zu bringen. Werden diese Non-Food Bottle Ströme aber für andere Applikationen verfügbar sein, oder sollen diese wieder kontrolliert in den Non-Food Bottle Strom gebracht werden?

Bei der „Nachnutzung" … werden entzogene Produkte dem Markt wieder zugeführt und erlangen dadurch wieder an Wert (Umweltbundesamt, 2016). Dies kann nur durch konsequentes und lokal vollzogenes Recycling, bzw. Upcycling erreicht werden, da ansonsten:

- auf außerregionales rPET zugegriffen werden muss → schlecht für die CO2 Bilanz aufgrund der Transportwege
- auf außerregionales Virgin zugegriffen werden muss → schlecht für die CO2 Bilanz aufgrund der Transportwege, zusätzlich kein rPET-Anteil in den Produkten
- auf regionales Virgin zugegriffen werden muss → kein rPET-Anteil in den Produkten

2 NON FOOD UPCYCLING

Bottle-to-Bottle-Systeme gibt es mittlerweile auf der ganzen Welt; Ihre Leistung ist bereits gut (Welle, 2011), befindet sich aber noch in der Entwicklung. Insbesondere in außereuropäischen Regionen sind mittlerweile deutliche Verbesserungen zu beobachten. Allerdings ist das Thema Recycling bzw. Upcycling von Non-Food-PET noch weniger relevant, wird aber in Zukunft einen bedeutenden PET-Recyclingstrom darstellen (PETplanet, 2019).

2.1 Praxisbeispiele

Während das klassische Bottle-to-Bottle Recycling schon seit vielen Jahren im Industriemaßstab Anwendung findet, sieht das in anderen Strömen des PET-Recyclings noch anders aus. Im Nachfolgenden werden hier einige Praxisbeispiele skizziert, welche bei Mission PET durchgeführt werden können. Dank einer klugen Anlagenkonfiguration können verschiedene Materialströme zusammengemischt werden, welche am Ende des Granulierprozesses ein sinnvolles und qualitativ hochwertiges Granulat (vgl. Abb. 3), je nach Anwendung, zur Folge haben.

- Geschredderte Anfahrklumpen: diese Klumpen sind das natürliche Produkt eines jeden Extrusions-Anfahrprozess. Der Extruder muss gespült werden, das Resultat daraus sind Klumpen, welche in verschiedenen Größen auftreten. Werden diese Klumpen auf eine vernünftige Größe zerkleinert, können diese wieder in Abmischung mit bspw. bunten Bottle Flakes zu hochwertigem Granulat rezykliert werden. Das Granulat daraus kann dabei ohne weiteres in Umreifungsbänder oder in technischen Folien Anwendung finden.

- Fines: die sogenannten Fines (oder auch Unterkorn), sind das natürliche Produkt einer jeden PET-Flaschen-Waschanlage. In Abmischung mit klaren oder bunten Bottle Flakes, kann daraus wieder ein hoch-qualitatives Granulat gewonnen werden. Je nach Farbe der Fines und Bottle Flakes, kann das Granulat dann auch wieder in transparent/klare Anwendungen gehen.
- Post Industrial Folien Flakes: bei Produktionsprozessen, in diesem Fall in einer Folien Produktion, entstehen naturgemäß Verschnitte, Off-Spec Rollen oder sogenannte Skeletons. Hat die Folienanlage keinen integrierten Schredder, welcher die Flakes sofort wieder in den Extrusion Prozess übergibt, werden diese Flakes üblicherweise wieder verkauft. Danke der Reinheit kann dieses Material auch zu 100% wieder rezykliert bzw. upgecycelt werden, um Qualitäten für die Faser, Umreifungsband- oder Folienindustrie herzustellen.
- Geschredderte Umreifungsbänder: ein Strom der gerade große Beachtung findet, sind die Umreifungsbänder. Dieser Materialstrom bringt einige Herausforderungen mit sich, da die Sammlung schwierig und die Trennung von PP Umreifungsbänder nicht immer einfach ist. Ordentlich aufbereitete Schnipsel aus Umreifungsbänder, können durch Abmischung mit Bunten Bottle Flakes aber wieder relativ einfach extrudiert und upgecycelt werden, damit das Granulat dann wieder Anwendung im eigentlichen Produkt finden kann.
- Materialien mit G-PET Anteilen: egal ob G-PET Flakes oder Flakes mit einer GAG Struktur; es ist möglich auch diese Ströme wieder up-zucyceln bzw. deren Viskosität zu erhöhen. Viele Extruder können mit den Flakes nicht umgehen und verlangen deshalb eine Granulatform. Bislang gibt es aber noch kaum Kapazitäten am Markt, um diese Ströme auch wieder in Granulatform anbieten zu können.
- Post Consumer Sheet Flakes: ein sehr interessanter, notwendiger, aber noch wenig erforschter Strom stellt dass Sheet-to-Sheet Recycling dar. Sollten Bottle Flakes für Folienanwendungen aufgrund der Gesetzgebung nicht mehr verfügbar sein, stellt das Sheet-to-Sheet Recycling eine mögliche Rohstoffquelle für die Folienproduzenten dar. Jedoch bedarf es der richtigen Anlagenkonfiguration, um auch potenzielle Multi-Layer Sheet Flakes verarbeiten zu können, welche auch unabsichtlich in den Strom gelangen können.



Abb. 3: Geschredderte Klumpen, Fines, PIR Folien Flakes, GAG Flakes

Einige dieser Ströme werden aktuell so wie sie sind nach China oder Fernost verschifft. Dort dienen sie meist als Ersatzbrennstoffe. Ziel muss es aber sein, diese Ströme wieder lokal zu recyceln, um daraus wieder sinnvolle Produkte generieren zu können.
Zusätzlich kann Kunststoffrecycling die Treibhausgas-Emissionen senken, indem eben diese primären Rohstoffe durch mechanisch rezyklierte Kunststoffe ersetzt werden (Sihn-Weber & Fischler, 2019), demnach keine oder wenige Neuware produziert werden muss.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Verbesserung der Recyclingtechnologien und die Entwicklung von effizienteren Sammel- und Sortiersystemen sind entscheidend, um die Recyclingraten von PET-Strömen aller Art zu erhöhen. Forschung und Entwicklung spielen eine wichtige Rolle bei der Optimierung der Prozesse und der Erschließung neuer Anwendungsmöglichkeiten für recyceltes PET.
Es ist aber ebenfalls essenziell, dass Recycling bzw. Upcycling Kapazitäten für diese Ströme aufkommen, um die künftig anfallende Menge verarbeiten zu können.
Es wird keine Alternative zu regionalem Recycling geben, da ansonsten einerseits Transportkosten jegliche Margen minimieren, andererseits der Import von recyceltem PET oder virgin PET aufgrund der Kreislaufthemen (Stichworte CO2 und Strafzölle) uninteressant werden wird. Es bleibt nur noch die lokale Aufbereitung zu sinnvollen Produkten, was wirtschaftlich vorteilhaft für alle Beteiligten ist, aber auch im Sinne einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft Priorität haben muss.

LITERATURVERZEICHNIS

Al-Salem, S. M., Lettieri, P., & Baeyens, J. (2009). Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review. Waste Management, 29(10), 2625-2643

Awaja, F., & Pavel, D. (2005). Recycling of PET. European Polymer Journal, 41(7), 1453-1477.

Hopewell, J., Dvorak, R., & Kosior, E. (2009). Plastics recycling: challenges and opportunities. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 364(1526), 2115-2126.

Joseph, T.M., Azat, S., Ahmadi, Z., Jazani, O.M., Esmaeili, A., Kianfar, E., Haponiuk, J., Thomas, S. (2024). Polyethylene terephthalate (PET) recycling: A review, Case Studies in Chemical and Environmental Engineering, Volume 9, 100673, ISSN 2666-0164, https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100673.

Kay, T.: Salvo in Germany (Memento vom 15. Juli 2011 im Internet Archive). Salvo Monthly No. 23, Oktober 1994, S. 14.

PETplanet (2019). PET packaging in non-food areas, PET packaging in non-food areas – PETplanet

Sihn-Weber, A., Fischler, F., 2019, „CSR und Klimawandel - Unternehmenspotenziale und Chancen einer nachhaltigen und klimaschonenden Wirtschaftstransformation", Springer Berlin Heidelberg

Umweltbundesamt, 2016, Umweltpolitik für die Transformation fit machen: Neue Grundkonfigurationen für eine angewandte Umweltpolitik. (PDF, S. 12), abgerufen am 30. April 2020.

Welle, F. (2011). Twenty years of PET bottle to bottle recycling—An overview. Resources, Conservation and Recycling, 55(11), 865-875.

KONTAKT

Mag. Markus Huemer
Markus.huemer@mission-pet.at
+43 664 3482500
Geschäftsführer
Mission PET GmbH
www.mission-pet.at

Open- und closed-loop Strategien für das mechanische Recycling der österreichischen PET-Restfraktion

Moritz Mager[1], Nikolai Kuhn[2], Gerhard Bräuer[3] & Jörg Fischer[1]
[1)] Johannes Kepler Universität Linz, Institute of Polymeric Materials and Testing & LIT Factory, Linz, Österreich
[2)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[3)] Starlinger & Co Gesellschaft m.b.H., viscotec, St. Martin im Mühlkreis, Österreich

KURZFASSUNG: Die PET-Flasche ist eines der etablierten Vorzeigeprodukte des mechanischen Recyclings. Im Gegensatz dazu stehen viele andere PET-Verpackungen (z.B. Nichtgetränkeflaschen, Trays), die bisher überwiegend der thermischen Verwertung zugeführt werden. Die Einführung des Flaschenpfandes in Österreich und die damit einhergehende Veränderung der Zusammensetzung der PET-Fraktion in den LVP-Sortieranlagen verstärkt zusätzlich die Bemühungen um Verwertungslösungen für die PET-Restfraktion. Um das Potenzial der Restfraktion zu erheben, wurde in einem großtechnischen Versuch die Aufbereitung von PET 499 Ballen aus vier österreichischen LVP-Sortieranlagen begleitet. Dabei wurde speziell die anlagenspezifische Zusammensetzung der Ballen analysiert, was Korrelationen zu den Endqualitäten ermöglicht. Ausgewählte Fraktionen werden anschließend bis hin zu Produkten mit unterschiedlichen Anforderungsprofilen aufbereitet. Damit werden sowohl Open- als auch Closed-loop Strategien im industriellen Maßstab für die PET-Restfraktion aufgezeigt.

1 EINLEITUNG

In Österreichs Sortieranlagen für Leichtverpackungen werden post-consumer Abfälle in verschiedene Stoffgruppen aufgegliedert. In derzeitigen Anlagenkonzepten spielen vor allem PET-Getränkeflaschen aufgrund der Rezyklierbarkeit bis hin zu Lebensmittelkontakt-Anwendungen eine zentrale Rolle. Laut einer aktuellen Studie entfallen jedoch nur 12,2 % an sortiertem PET auf Getränkeflaschen (Gabriel et al 2023). Der verbleibende Anteil lässt sich in die Hauptkomponenten (a) sonstige Flaschen aus dem Lebensmittelbereich, (b) non-food Flaschen, (c) Monolayer-Trays sowie (d) Multilayer-Trays gliedern (Gabriel et al 2023). Das mechanische Recycling wurde bisher lediglich bei der Verwertung von PET-Getränkeflaschen etabliert, wohingegen sonstige PET-Verpackungen größtenteils der thermischen Verwertung zugeführt werden. Zudem wird das am Markt erhältliche PET-Flaschen-Rezyklat nicht nur in closed-loop Anwendungen eingesetzt, sondern für eine Vielzahl an Verpackungs- und Nichtverpackungsanwendungen herangezogen. Dies führt unumgänglich zu einer Diskrepanz zwischen Recyclingzielen und tatsächlichen Recyclingquoten im PET-Bereich (Europäische Union (2008). Insbesondere unter den Gesichtspunkten des kürzlich vorgeschlagenen verpflichtenden Rezyklatanteils im Verpackungsbereich lässt sich mit einer einfachen Massenbilanz zeigen, dass das mechanische PET-Recycling in der derzeitigen Form nicht ausreichend ist (Europäische Union 2019).

2 MATERIAL UND METHODEN

Im Rahmen dieser Studie wurden ca. 150 t sortierte PET-Ballen (Fraktion 499: PET-Rest) aus vier österreichischen LVP-Sortieranlagen in einer kommerziellen Recyclinganlage aufbereitet. Dabei wurden insgesamt fünf verschiedene PET-Restfraktionen betrachtet, die sich hinsichtlich Sortierort und Sortiercharakteristik grundlegend unterscheiden. In drei LVP-Sortieranlagen erfolgt nach der sensorgestützten Sortierung von PET-Produkten eine manuelle Nachsortierung, in der die im Recyclingmarkt etablierten PET-Flaschen isoliert werden. Alles, was als PET detektiert wurde, aber nicht den Kriterien einer nachgefragten Flaschenfraktion entspricht, landet somit in

der PET-Restfraktion. In einer vierten LVP-Sortieranlage wird die PET-Restfraktion mit einem hohen Automatisierungsgrad in einen Flaschenstrom und einen Tray-reichen Reststrom getrennt.

Die zentralen Aufbereitungsschritte in der PET-Recyclinganlage waren eine sensorgestützte Nachsortierung auf Objektebene, eine Heißwäsche mit etablierten Trenn- und Zerkleinerungsverfahren (Schneidmühlen, Schwimm-Sink, Windsichtung) sowie eine Nachsortierung auf Flake-Ebene. Insbesondere die Nachsortierung auf Objektebene trägt entscheidend zur Endqualität bei, da die als Vorkonzentrat zu betrachtende Inputware in einer Rougher, Cleaner, Scavenger-Konfiguration aus drei NIR-Sortierern aufkonzentriert wurde. Die Zusammensetzung der Reject-Ströme sowie der Eject-Ströme wurde stichprobenartig erfasst, um einerseits die Effizienz der objektbasierten Nachsortierung zu ermitteln und andererseits die inputspezifischen Endqualitäten bewerten zu können.

Basierend auf den resultierenden Qualitäten qualifizieren sich die untersuchten PET-Ströme für Open- und Closed-loop Anwendungen. Insbesondere der IV-Wert, die Eignung für den IV-Aufbau und das Vorhandensein von Störstoffen (Multilayer, Fremdpolymere, Klebstoffreste) sind entscheidend für mögliche Anwendungsfelder. Entsprechend werden ausgewählte Fraktionen produktspezifisch aufbereitet und verarbeitet.

3 ERWARTETE ERGEBNISSE UND AUSBLICK

Sowohl die ausgewählten Fraktionen als auch das Produktportfolio an Demonstratoren stellen ein breites Spektrum an Qualitäten bzw. Qualitätsanforderungen dar. Demnach wird erwartet, dass sowohl Anwendungsmöglichkeiten als auch Limitation der einzelnen Fraktionen aufgezeigt werden können. Neben der Aufbereitung und Verarbeitbarkeit werden Produkttests durchgeführt, um die Funktionalität im Vergleich zu Produkten aus Neuware zu verifizieren. Dies kann maßgeblich dazu beitragen, dass das Potenzial eines weitestgehend unbeachteten Kunststoffstroms kreislaufwirtschaftlich besser genutzt wird. Insbesondere aufgrund der signifikanten Menge von nicht-Getränkeflaschen-PET im gesamten Kunststoffverpackungsabfall trägt dies maßgeblich zum Erreichen der Recyclingziele bei.

DANKSAGUNG

Das Projekt circPLAST-mr wird von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft innerhalb des Programms "Energie der Zukunft, Kreislaufwirtschaft 2021 (KP)" mit der Fördervereinbarung 4238670 gefördert.

LITERATURVERZEICHNIS

Europäische Union (2008) The European Parliament and The Council of the European Union Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32008L0098. Zugegriffen: 11. Januar 2024.

Europäische Union (2019) The European Parliament and The Council of the European Union Proposal for a Regulation oft he European Parliament and oft he Council on Packaging and Packaging Waste, amending Regulation (EU) 2019/1020 and Directive (EU) 2019/904, and repealing Directive 94/62/EC. https://ec.europa.eu/transparency/documents-register/detail?ref=COM(2022)677&lang=en. Zugegriffen: 11. Januar 2024.

Gabriel, VH., Schaffernak, A., Pfitzner, M., Fellner, J., Tacker, M., Apprich, S. (2023) Rigid Polyethylene Terephthalate Packaging Waste: An Investigation of Waste Composition and Its Recycling Potential in Austria. Resources 12(11):128. doi:10.3390/resources12110128.

Parameterstudien zum chemischen Recycling von polyolefinhaltigen Kunststoffgemischen mittels Pyrolyse im Labormaßstab

Angelika Luckeneder[1] & Sven Wolf[2]
[1)] Next Generation Elements GmbH, R&D, Feldkirchen a. d. Donau, Österreich
[2)] Next Generation Elements GmbH, CEO, Feldkirchen a. d. Donau, Österreich

KURZFASSUNG: Durch die Ergänzung von mechanischen Recyclingtechnologien mit der noch „jungen“ chemischen Recyclingtechnologie können die zukünftig von der EU geforderten Recyclingquoten vorangetrieben werden. Eine Vorreiterrolle im chemischen Recycling nimmt vor allem aktuell die Pyrolyse von polyolefinhaltigen Rohgütern ein.
Die Next Generation Elements GmbH hat im Zuge des Forschungsprojektes GPOIL für die systematische Beurteilung von unterschiedlichsten polyolefinischen Materialien, eine Laboranlage designt und gebaut. In diesem Pyrolysereaktor können zwischen 3 und 5 kg Material im Batchbetrieb verarbeitet werden. Das daraus gewonnene Öl und die anfallenden Rückstände werden systematisch analysiert. Aktuell werden Parameterstudien mit einem Fokus auf Temperatur, Aufheizrate und Kondensationstemperatur und deren Einfluss auf das gewonnene Pyrolyseöl und den Gesamtprozess durchgeführt.
Ziel der Parameterstudie ist die Erarbeitung von Basiswissen über den Prozess und der Pyrolysetechnologie an sich.
Dabei werden unterschiedliche Maschinenparameter verändert und miteinander verglichen. Ziel war es das Ölausbringen zu maximieren, und dabei den Anteil an festem Rückstand gering zu halten und die nichtkondensierbaren Gase zu minimieren.

1 AKTUELLER STAND DER KUNSTSTOFFVERWERTUNG

Aktuell werden zwei Behandlungsströme von Kunststoffreststoffen verfolgt: Haldenlegung auf Deponien oder Wiederverwendung. Die Weiterverarbeitung kann in zwei unterschiedliche Anwendungen unterteilt werden. Zum einen die Thermische Verwertung zur Energiegewinnung, und zum anderen das Recycling von Kunststoffabfällen. (Koltzenburg, 2017)
Eine mögliche Lösung zur Verbesserung des Recyclinganteils von polyolefinhaltigen Kunststoffabfällen ist unter anderem die Pyrolyse.
Durch das enorme Potenzial an kunststoffhaltigen festen Abfällen wurde in den letzten Jahren vermehrter Forschungsaufwand im Bereich der Pyrolyse von Kunststoffen investiert. Die Firma Next Generation Elements GmbH entwickelt als Spezialmaschinenbauer Pyrolysereaktoren sowohl im Bereich der Biomassepyrolyse als auch im Bereich der Kunststoffpyrolyse im Labormaßstab. Durch den hohen Forschungsbedarf an den unterschiedlichsten Materialien wurde im Zuge des FFG-Forschungsprojektes GPOIL eine Pyrolyseanlage im Labormaßstab konzipiert, welche sich das Ziel setzt, unterschiedlichste Inputmaterialien hinsichtlich der Verölbarkeit durch Pyrolyse zu testen.

1.1 Pyrolyse im Labormaßstab

Pyrolyse beschreibt einen endothermen Prozess, in dem es zu einer thermischen Umwandlung von organischen Bestandteilen in Abwesenheit von Sauerstoff kommt. Die Produktzusammensetzung hängt vom Ausgangsmaterial und den Bedingungen ab, besteht aber im Allgemeinen aus drei Hauptfraktionen: Pyrolyseöl, -gas und -koks. Wenn Kunststoffabfälle als Ausgangsmaterial verarbeitet werden, kann das Pyrolyseöl nach einer geeigneten Behandlung (z. B. Dampfkracken) zur Herstellung von Monomeren verwendet werden, um den Verbrauch fossiler Rohstoffe zu verringern. (Lechleitner, 2019)

Next Generation Elements GmbH entwickelte und baute einen Pyrolyse Batch-Reaktor, bei dem die Temperatur stufenlos auf bis zu 500 °C eingestellt werden kann. Während des Versuches werden hauptsächlich Kunststoffe bzw. Kunststoffmischungen in die Gasphase überführt, um hochwertige Öle zu gewinnen. Jene Materialien, die nicht in die Gasphase überführt werden, verbleiben als Koks (feste Fraktion) im Reaktor. Die entstehenden nicht kondensierbaren Gase werden durch ein Wasserschloss (6) geleitet und abgesaugt (7).
Anhand eines Laborversuches kann die Massenbilanz aus Aufgabe, Öl, Koks und Gas ermittelt werden. Durch diese Ergebnisse ist es möglich, einen ersten Eindruck über die Eignung des betrachteten Inputmaterials hin zu einem Pyrolyseöl für weiterverarbeitenden Industrien zu gewinnen. Das nachfolgende Schema stellt den Prozess der entwickelten Pyrolyseanlage dar.

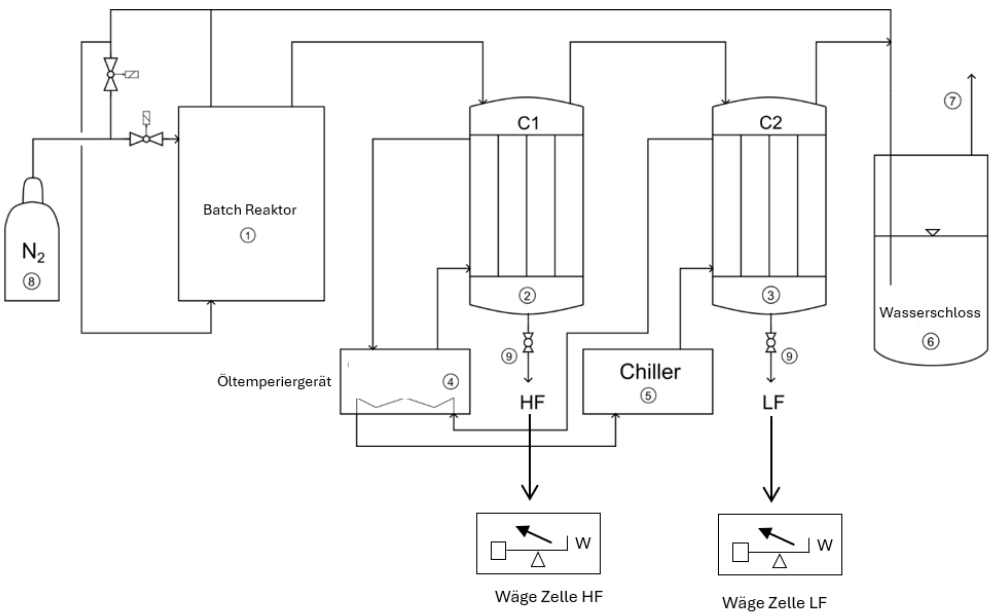


Abb. 1: Schema Pyrolyseanlage von NGE

Die Anlage besteht aus einem Batch-Reaktor, zwei nachgeschalteten Kondensationseinheiten (C1 und C2) und einem Wasserschloss (6), welche durch Rohrleitungen miteinander verbunden sind. Das System wird mit Stickstoff kontinuierlich gespült, um eine inerte Atmosphäre unter Stickstoff zu schaffen. Sämtliche beheizten Komponenten werden per elektrischem Heizsystem separat geregelt und an jedes Inputmaterial individuell angepasst. Durch die elektrische Beheizung mittels Heizelemente ist es möglich, ein exakt vorgegebenes Temperaturfenster zu halten und gegebenenfalls anzupassen. Aufheizrampe und Prozesstemperaturen können separat gesteuert werden und haben signifikante Auswirkungen auf das Versuchsergebnis.
Der Batch-Reaktor (1) umfasst ein Füllvolumen von 15 Liter, welcher mit unterschiedlichsten Inputmaterialien bestückt und bis zu 500 °C stufenlos erhitzt werden kann. Die Form und Schüttdichte des Inputmaterials bestimmen letztendlich die maximale Füllmenge des Reaktors. Das durch Erwärmung entstehende Pyrolysegas wird in zwei Kondensationsstufen auskondensiert. Die erste Kondensationsstufe (2) wird durch ein beheiztes Ölheizsystem (4) geregelt, während die zweite Einheit (3) mit einem Wasserkühler (5) gekühlt wird.
Das Heizsystem ist in sechs unterschiedliche Heizzonen unterteilt, die unabhängig voneinander eingestellt werden können. Durch die Einbindung von Wägezellen unter dem Ölaustrag kann zusätzlich zum Verlauf der Temperatur- und Druckänderung auch der Masseaustrag an Öl

aufgezeichnet werden und gibt weitere Rückschlüsse über die pyrolytische Zersetzung des Inputmaterials.

1.2 Versuchsdurchführung

Ziel der pyrolytischen Zersetzung von Kunststoffen ist es, eine nachhaltige Verwertung durch chemisches Recycling zu ermöglichen. In einer Versuchskampagne wurde eine Materialtype mit unterschiedlichen Maschinenparametern pyrolysiert und die Massenbilanzen miteinander verglichen. Der Fokus lag hier auf der Temperaturabhängigkeit hinsichtlich des Pyrolyseerfolges.
Bei dem untersuchten Material handelt es sich um einen bereits homogenisierten und entgasten polyolefinhaltigen Ersatzbrennstoff der Korngröße 7-10mm mit geringer Restfeuchte und einem geringen Anteil an unterschiedlichen Verunreinigungen.

Es wurden für diese Parameterstudie drei Maschinenparameter betrachtet und dementsprechend in den Versuchen auf ihren Einfluss auf das Masseausbringen mit Hauptfokus Pyrolyseöl hin untersucht.
Bei den Parametern handelte es sich um:

- Temperatur im Batch-Reaktor
- Temperatur der 1. Kondensationsstufe
- Aufheizrampe

Jeder Versuch wurde dreimal durchgeführt, um einen repräsentativen Wert zu ermitteln.

1.2.1 Einfluss der Temperatur im Batch-Reaktor

Im ersten Schritt wurde die Temperatur im Batch-Reaktor betrachtet. Die anderen Parameter wurden dabei gleich belassen. Die Versuchstemperatur der 1. Kondensationsstufe wurde mit 130 °C konstant gehalten. Die Aufheizrampe wurde ebenfalls gleich belassen mit 250 °C h^{-1}.
Die Temperaturen für die drei unterschiedlichen Versuche wurden mit

- 450 °C
- 425 °C
- 400 °C

festgelegt.

Die Ergebnisse des Masseausbringens von Öl, Koks und Gas sind in Abbildung 2 ersichtlich.

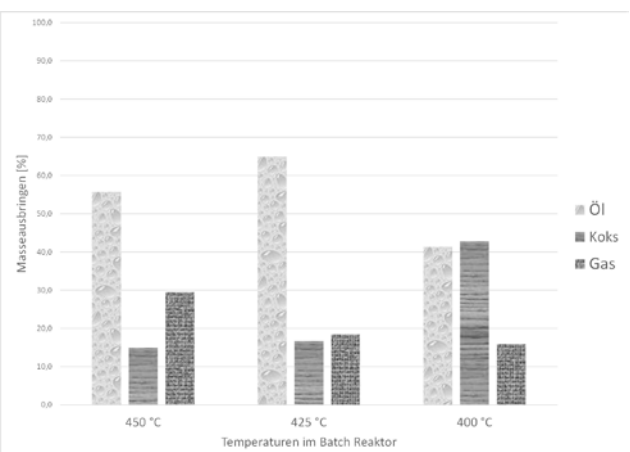


Abb. 2: Einflüsse der Reaktortemperatur auf die Massebilanz bei 400 °C, 425 °C und 450 °C

Es ist zu erkennen, dass die produzierte Menge an Pyrolysegas mit steigender Temperatur zunimmt und der Koksanteil mit steigender Temperatur abnimmt. Beim Ölausbringen schwanken die Ergebnisse zwischen 41,3 % und 64,9 % Masseausbri, das ergibt eine signifikante Differenz von 23,6 %.
Die Reaktortemperatur von 400 °C vermittelt den Eindruck, dass nicht genügend Energie zur Verfügung stand, um den Kunststoffabfall in gasförmige Verbindungen umzuwandeln, die dann als Pyrolyseöl kondensiert werden können, dieser Verdacht wird nicht weiterverfolgt. Das höchste Ölausbringen konnte unter Berücksichtigung der drei getesteten Pyrolysetemperaturen im Reaktorraum bei 425 °C generiert werden.
Die Bildung nicht kondensierbarer Gase nimmt bei steigender Temperatur im Vergleich zur Bildung kondensierbarer Gase zu.
Auf Grund der schnelle Aufheizrate von 250 °C h^{-1} wurde ein hoher Verschleiß und Verunreinigungsgrad an der Anlage festgestellt. Für die Versuchskampagne für die Betrachtung der Temperaturen in der Kondensationsstufe 1 wurde die Aufheizrampe auf 150 °C h^{-1} reduziert.

1.2.2 Einfluss der Temperatur an der Kondensationsstufe 1

Als nächsten Schritt wurde die Kondensationstemperatur in der Stufe 1 betrachtet. Die anderen Parameter wurden konstant gehalten. Die Versuchstemperatur im Batch-Reaktor wurde mit 450 °C festgelegt. Die Aufheizrampe wurde ebenfalls gleich belassen mit 150 °C h-1.
Die Temperaturen für die drei unterschiedlichen Versuche wurden mit

- 150 °C
- 130 °C
- 110 °C

festgelegt.

Bei gleichbleibender Reaktortemperatur und Aufheizrate konnte keine signifikante Veränderung des Masseausbringens an Pyrolyseöl durch Veränderung der Temperatur an der ersten Kondensationsstufe beobachtet werden, wie in Abbildung 3 ersichtlich.

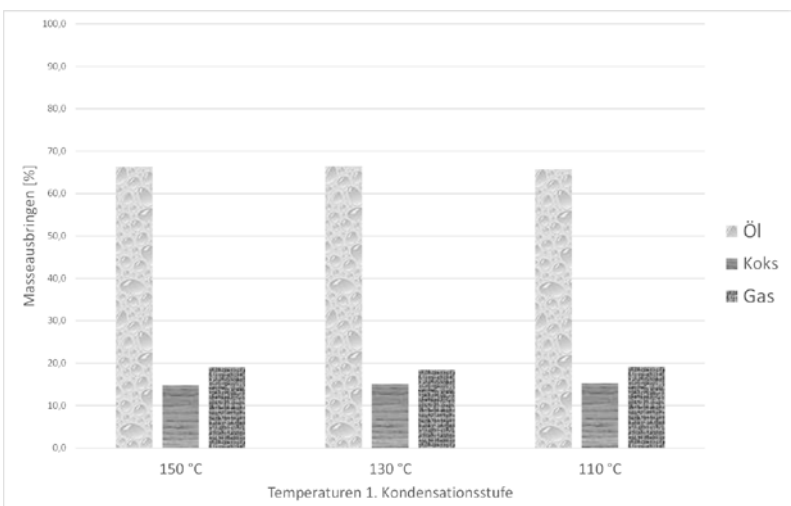


Abb. 3: Einflüsse der Temperatur der 1. Kondensationsstufe bei 150 °C, 130 °C und 110 °C

Durch die Änderung der Temperatur in der ersten Kondensationsstufe kann die Kettenlänge der Kohlenwasserstoffe in der Ölfraktion der ersten Kondensationsstufe verändert werden, was jedoch keine Auswirkung auf den Pyrolyseerfolg und die Massenbilanz hat.

1.2.3 Einfluss der Aufheizrampe

Für die Untersuchung des Einflusses der Aufheizrampe auf das Masseausbringen wurde als Reaktortemperatur 450 °C gewählt und die Temperatur der ersten Kondensationsstufe mit 130 °C festgelegt.

Die Aufheizrampenversuche wurden mit
- 100°C h^{-1}
- 150 °C h^{-1}
- 250 °C h^{-1}

definiert.

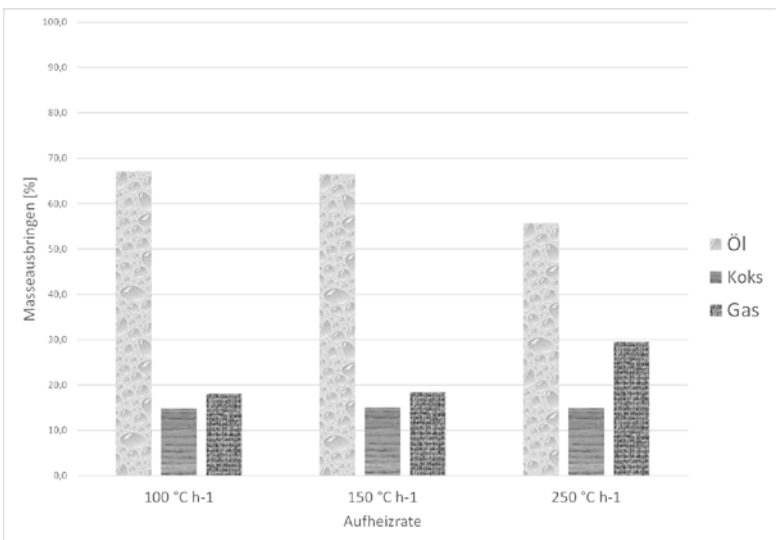


Abb. 4: Einflüsse der Aufheizrampe auf die Massebilanz

Der Koksrückstand war bei allen Versuchen konstant. Das Verhältnis Pyrolyseöl zu Pyrolysegas veränderte sich je nach Aufheizrampe. Der deutlichste Unterschied beim Masseausbringen von Öl konnte bei 150 °C h^{-1} auf 250 °C h^{-1} beobachtet werden. Je schneller das Material erhitzt wurde, desto weniger Pyrolyseöl wurde produziert.

2 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Pyrolyse im Labormaßstab über einen Batch-Reaktor ist für die Umwandlung von polyolefinhaltigen Mischkunststofffraktionen geeignet. Je nach Reinheitsgrad und Aufschlussgrad des Inputmaterials kann der Öl-Output um mehrere Prozentpunkte schwanken. Verunreinigungen wie zum Beispiel
- Stark schwankender Inputstrom mit Hauptbestandteil Polyethylen, Polypropylen, Polystyrol
- Hohe Feuchte
- Andere Kunststoffarten (z.B. Polyamide (PA), Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymer (ABS), Polyethylenterephthalat (PET)
- Erhöhter Biomasseanteil
- Abrasive Störstoffe wie Glas, Steine, Sand, Erde, Metalle usw.

Die Pyrolysetemperatur spielt eine erhebliche Rolle für das Masseausbringen. Eine zu niedrige Temperatur führt zu einer nicht vollständigen Überführung der Kunststoffanteile in die Gasphase.

Eine zu hoch gewählte Temperatur im Reaktorraum führt zu einem höheren Anteil an kondensierbaren Gasen, welche nicht in Pyrolyseöl umgewandelt werden können.
Die Temperaturen in der Kondensationsstufe 1 spielen eine untergeordnete Rolle hinsichtlich des Ölausbringens. Eine Weiterverfolgung hinsichtlich des Ölausbringens der beiden Kondensationsstufen ist angedacht, wird jedoch an dieser Stelle nicht weiter beleuchtet.
Die Aufheizrampe spielt neben der Reaktortemperatur ebenfalls eine wichtige Rolle, da ein zu schnelles Erwärmen der Komponenten einerseits zu einem höheren Gasanteil führen kann und andererseits die Anlage an sich deutlich mehr in Anspruch nimmt als ein langsames Erwärmen des Systems.
Die Ergebnisse zeigen, dass die Komplexität der Pyrolyse von gemischten Kunststoffabfällen eine individuelle Betrachtung der unterschiedlichen Zusammensetzungen der Ausgangsstoffe vor der Pyrolyse erfordert. Der Einsatz eines Rührwerks im Batch-Reaktor könnte die potenziellen Auswirkungen eines unzureichenden Wärmeübergangs verringern, was bei künftigen Projekten in der Laboranlage im Mittelpunkt stehen wird.

LITERATURVERZEICHNIS

Koltzenburg, S. M. (2017). *Polymer Chemistry.* Springer.
Lechleitner A., S. D. (2019). *Chemisches Recycling von gemischten Kunststoffabfällen als ergänzender Recyclingpfad zur Erhöhung der Recyclingquote.* Leoben: Österr. Wasser- und Abfallw.

KONTAKT

DI Angelika Luckeneder
Angelika.luckeneder@nge.at
R&D
Next Generation Elements GmbH
www.nge.at

Status Quo der Abfallvergasung und die Rolle der Entsorgungsindustrie an deren Erfolg

Jan Meier[1], Gerald Schmidt[2] & Richard von Goetze[3]
[1)] Interzero Platics Sorting GmbH, Thermik & Strategie, Berlin, Deutschland
[2)] Interzero Platics Sorting GmbH, Thermik, Graz, Österreich
[3)] Interzero Platics Recycling GmbH, Strategie, Berlin, Deutschland

Die Suche nach neuen, alternativen Verwertungsformen für die knapp 200.000 Tonnen Sortierreste, die jährlich die Sortieranlagen der Interzero verlassen, ist ein wichtiger Aspekt der Unternehmensstrategie. Die Vergasung bietet eine vielversprechende Alternative für die Verwertung dieses heterogenen Stoffstroms. In diesem Prozess wird durch partielle Oxidation des Brennstoffes Synthesegas gewonnen, welches als Grundlage für die Produktion von Wasserstoff, Methanol aber auch von Kraftstoffen und neuen Polymeren dienen kann. Damit kann die Vergasung von Abfällen nicht nur einen signifikanten Beitrag zur Substitution fossiler Ressourcen leisten, sondern besitzt auch das Potential Produkte zu erzeugen, welche wieder in den Rohstoff-Kreislauf zurückgeführt werden können. (Speight 2014; Dhakal et al. 2021)
Aus diesen Gründen beschäftigt sich diese Abhandlung speziell mit der Evaluation der kritischen Eigenschaften von Abfällen, welche als Feedstock für die Vergasung eingesetzt werden sollen. Hierzu werden die gängigen Reaktorkonzepte zur Vergasung von Abfällen vorgestellt, die Auswirkungen, welche die Feedstockeigenschaften auf die Reaktoren haben, diskutiert und mögliche Aufbereitungsschritte vorgestellt, um gewünschte Grenzwerte einzuhalten. Außerdem wird ein kurzer Überblick über den Einsatz dieser Reaktorkonzepte in vergangenen und zukünftigen Projekten vorgestellt, um daran die Entwicklung des Marktes für die Vergasung von Reststoffen in den nächsten Jahren vorzustellen.

1 GRUNDLAGEN DER VERGASUNG

Die Vergasung ist ein thermochemischer Konversionsprozess für Kohlenstoff-, und Kohlenwasserstoffhaltige Einsatzstoffe. Hierbei werden die zu vergasenden Stoffe unter erhöhter Temperatur partiell oxidiert und zu Synthesegas umgesetzt. Dieses Synthesegas kann sowohl zur Energiegewinnung in einem Kraftwerk verwendet werden als auch als Grundlage für die Synthese verschiedener Chemikalien eingesetzt werden. Es kann beispielsweise zur Produktion von Methanol, Ammoniak oder Kraftstoffen über die Fischer-Tropsch-Synthese eingesetzt werden. (Speight 2014)

1.1 Chemische Grundlagen

Zur Reaktion von Brennstoffen zu Synthesegas werden die Einsatzstoffe unter Sauerstoffmangel, partiell oxidiert. Das komplexe Reaktionssystem, welches dabei zustande kommt, läuft im industriellen Maßstab unter hohen Temperaturen sowie definierten Drücken und Massenströmen ab. Dabei durchläuft der Brennstoff vier physio-chemische Schritte (Speight 2014):

1. Trocknung
2. Pyrolyse
3. Oxidation
4. Reduktion

Diese Schritte sind Teil jedes Vergasungsprozesses. Je nach Reaktorkonzept, bzw. Ort der Zugabe des Brennstoffs und des Oxidationsmittels laufen diese Schritte an verschiedenen Orten im Reaktor ab.

Im ersten Schritt wird das restliche Wasser im Brennstoff verdampft. Viele Vergasungstechnologien geben eine maximale Feuchte des Brennstoffes an da die Trocknung im Reaktor zum einen zusätzlich Energie kostet und zum anderen mit in der Dimensionierung des Reaktors berücksichtigt werden muss, da die erhöhte Gasmenge die Verweilzeiten im Reaktor beeinflussen kann. (Ciuta et al. 2018)
Im zweiten Schritt finden die Pyrolysereaktionen statt, bei denen die Kohlenstoff-/Kohlenwasserstoffketten, unter Mangel bzw. Ausschluss von Sauerstoff aufgebrochen werden und in die Gasphase übergehen. Diese Reaktionen werden ohne Reaktionspartner durch Hitze getrieben. Es sind endotherme Reaktionen, die während der Aufheizung des Brennstoffes bei einer Temperatur zwischen 500-700 °C ablaufen. Es entstehen hierbei kondensierbare Kohlenwasserstoffe, welche bei den Reaktortemperaturen gasförmig vorliegen aber auch permanent flüchtige Gase, wie Methan, Wasserstoff und Kohlenmonoxid. (Ciuta et al. 2018)
Diese gasförmigen Reaktionspartner reagieren in der Oxidationszone mit dem Oxidationsmittel in der Atmosphäre. Nach der Entgasung des Brennstoffes bleibt festes Koks zurück. Dieser Feststoff wird mit den in der Oxidationszone entstandenen Gase reduziert. Hierbei reagiert die Gasphase mit dem Feststoff, dabei diffundiert das Gas in die Grenzschicht um die Partikel und anschließend in die Poren des Feststoffes. In der Pore reagiert das Gas mit dem Koks und die Produkte diffundieren anschließend wieder aus der Pore heraus. (Dhakal et al. 2021)
In der Gasphase stellt sich nach den Vergasungsreaktionen ein Gleichgewicht ein. Dieses kann im Anschluss noch mit einem Wassergas-Shift-Reaktor beeinflusst werden, um die Zusammensetzung des Gases auf die spätere Anwendung zu optimieren.

1.2 Reaktorkonzepte

Vergasungstechnologien und -Konzepte lassen sich nach verschiedenen Kriterien unterteilen:

- Reaktortyp
- Art der Wärmebereitstellung (Allotherm/Autotherm)
- Eingesetztes Oxidationsmittel (Luft, Sauerstoff, Wasserdampf)
- Druckverhältnisse im Reaktor
- Anzahl der Stufen

In der Literatur hat sich eine Klassifizierung nach Reaktortyp etabliert. Die Bauweise des Reaktors beeinflusst maßgeblich die Feedstock-Limitierungen, den Wärmeübergang und die Effizienz des Vergasungsprozesses. Die drei gängigsten Reaktorkategorien sind: Festbettvergaser, Wirbelschichtvergaser und Flugstromvergaser. (Kaltschmitt 2009)
Die Unterscheidung der Reaktoren wird anhand des Strömungszustandes im Reaktorraum durchgeführt. In einem Festbettreaktor liegt der Brennstoff in stückiger Form als Schüttung im Reaktorinnenraum vor. Im Gegensatz zu Wirbelschicht- und Flugstromvergasern, werden die Partikel der Schüttung nicht von der Gasphase mitgetragen. Aus diesem Grund sind die zugeführten Partikel einer Festbettvergasung groß und die Gasgeschwindigkeiten im Reaktor gering. Der reagierende Feststoff bewegt sich dabei langsam durch den Reaktor, während der darunter liegende Reaktand abreagiert. Man unterscheidet hauptsächlich zwischen Gleichstrom- und Gegenstromvergasern (Up-bzw. Downdraft Gasifier). (Kaltschmitt 2009)
In einem Wirbelschichtreaktor befindet sich eine Partikelschüttung aus feinem Bettmaterial, welche durch das einströmende Oxidationsmittel fluidisiert wird. Hierbei steht die Gewichtskraft der Partikel mit den Auftriebskräften der Gasströmung im Gleichgewicht und bildet die sogenannte „Wirbelschicht“. In dieser Wirbelschicht hat die Partikelschüttung fluidartige Eigenschaften und wird während des Betriebes intensiv durchmischt. Dies führt zu einem gleichmäßigen Temperaturfeld im Reaktor und zu einem effizienten Wärmeübergang vom Bettmaterial zum Brennstoffpartikel. Als Bettmaterial wird häufig Quarzsand eingesetzt aber auch Katalysatorschüttungen aus Olivin oder Dolomit sind mögliche Materialien. Auch bei der Wirbelschicht wird nochmal über den Strömungszustand unterschieden. Die Reaktoren können als stationäre oder zirkulierende Wirbelschicht betrieben werden. (Lopez et al. 2018)

In einem Flugstromvergaser werden fein gemahlene Brennstoffpartikel pneumatisch, mithilfe des Oxidationsmittels, durch den Reaktor transportiert. Um diese Art der Partikelbewegung zu ermöglichen sind die Regulierungen für die Partikelgröße deutlich strenger als bei den Wirbelschichtund Festbettreaktoren. Hierfür wird der Brennstoff gemeinsam mit dem Oxidationsmedium in den Reaktor eingedüst. Die Partikel reagieren auf dem Weg durch den Reaktor innerhalb weniger Sekunden ab. Dabei laufen die vier physikalisch-chemischen Konversionsschritte, ähnlich wie im Festbettreaktor, räumlich nacheinander ab, da es zu wenig Rückvermischung der Gase im Reaktor kommt. Die Vergasungsreaktionen in Flugstromvergasern laufen in der Regel bei sehr hohen Temperaturen von bis zu 2.000 °C und hohen Drücken zwischen 40 und 80 bar ab. Diese Reaktionsbedingungen sorgen für eine kurze Reaktionszeit, weshalb die Brennstoffpartikel auch bei kurzen Verweilzeiten nahezu vollständig abreagieren. Damit geht einher, dass Flugstromvergaser hohe Umsätze und eine hohe Kohlenstoffkonversionsrate erreichen. Aus diesem Grund ist diese Reaktorbauweise auch die weit verbreitetste in der klassischen Kohle-Vergasung. (Basu 2013)

2 VERGASUNGSPROJEKTE AUS VERGANGENHEIT, GEGENWART UND ZUKUNFT

Der Einsatz von Abfällen als Feedstock für Vergasungstechnologien ist interessant, da die Entsorgung dieser immer mehr der „Nutzbarmachung“ weicht. In Deutschland wurden im Jahr 2019 99,4 % der anfallenden Kunststoffabfälle stofflich oder energetisch verwertet (BMUV 2021). Die Vergasung bietet eine Möglichkeit Abfallströme, die bisher nur thermisch verwendet wurden, einer stofflichen Verwertung zuzuführen und so mehr fossilen Kohlenstoff im Kreislauf zu führen.
Bereits im Jahr 1986 wurde eine Version des Hochtemperatur-Winkler-Vergasers von RWE (damals Rheinbraun AG) in Berrenrath gebaut, um aus verschiedenen Einsatzstoffen wie Haushaltabfällen, Plastikabfällen und Biomassen Methanol herzustellen. Die Operation lief bis 1997 und konnte jährlich bis zu 90.000 Tonnen Methanol produzieren. Das Patent für die HTW gehört heute der Firma Gidara Energy welche ebenfalls plant Methanol aus Abfallströmen herzustellen. Die erste Anlage dieser Art soll im Jahr 2025 in Amsterdam gebaut werden und ebenfalls fast 90 Kilotonnen Methanol jährlich produzieren. (Gidara Energy 2024) In Tabelle 1 ist eine Auswahl an vergangenen und aktuellen Projekten zur Vergasung aufgeführt. Es ist zu erkennen, dass alle in den vorherigen Kapiteln vorgestellten Reaktorkonzepte schon im industriellen Maßstab gebaut und umgesetzt wurden.

Tab. 1: Übersicht Vergasungstechnologien

Projekt	Reaktorkonzept	Baujahr	Produkt	Quelle
Thermoselect	Festbett-Gegenstrom	1999	Strom/Dampf	Kaiser et al. 2003
Schwarze Pumpe (Lurgi/LEAG)	Festbett-Gegenstrom	2002	Methanol/Strom	Obermeier et al. 2002
JFE-Engineering	Festbett-Gegenstrom	2003	Strom/Dampf	Kaiser et al. 2003
HTW (Rheinbraun/RWE)	Blasenbildende Wirbelschicht	1986	Methanol	Renzenbrink et al. 1998
Lahti Energia	Zirkulierende Wirbelschicht	2012	Strom, Wärme	Hrbek 2021
Fulcrum	Blasenbildende Wirbelschicht	2021	Fischer-Tropsch Produkte	Jafri et al. 2020
Enerkem	Blasenbildende Wirbelschicht	2017	Methanol, Ethanol	Jafri et al. 2020
KEW Tech	Wirbelschicht	2023	Dimethylether	KEW Technology 2024
GHT	Flustrom	2025	Wasserstoff	Green Hydrogent Technology 2024
Gidara	Blasenbildende Wirbelschicht	2025	Methanol	Gidara Energy 2024
Fuerec (RWE)	Flugstrom	2027	Wasserstoff, CO2	RWE Generation 2020

Ebenfalls zu erkennen, ist das trotz des gemischten Erfolges vergangener Projekte weitere Projekte in Planung sind, wobei diese sich im Gegensatz zu vergangenen Anlagen nicht mehr auf die Produktion von Energie fokussieren, sondern Produkte erzeugen wollen, die als Basischemikalien oder Energieträger weiterverwendet werden können. Dies ist jedoch keine Garantie für Erfolg. Die junge Firma Fulcrum musste ihr neues Vergasungs-Projekt bereits im Jahr 2023 wieder schließen (Bettenhausen 2024).

3 HERAUSFORDERUNGEN DER VERGASUNG VON ABFÄLLEN BEI DER FEEDSTOCK AUSWAHL

Die verschiedenen Reaktorkonzepte weisen unterschiedliche Anforderungen an den Feedstock auf, dies liegt zum einen an ihrer Bauweise aber auch an den Reaktionstemperaturen bzw. den gewünschten Strömungseigenschaften im Reaktor. Sowohl physische Eigenschaften wie die Partikelgröße, als auch chemische Eigenschaften wie der Heizwert und der Chlorgehalt spielen eine Rolle bei der richtigen Auswahl des Feedstocks für die Vergasung.
Gerade die Partikelgröße ist ein wichtiger Parameter, der zu berücksichtigen ist. Im Festbettreaktor können und müssen größere Partikel eingesetzt werden als in den anderen beiden Konzepten, um die Integrität des Festbetts und dadurch den gleichmäßigen Gasfluss im System zu garantieren. Alternativ kann auch ein unreaktives Bettmaterial eingesetzt werden um dies zu Gewährleisten. (Speight 2014)
Die Verweilzeit der Partikel in einem Wirbelschichtreaktor ist im Vergleich zu Festbettreaktoren deutlich geringer. Damit müssen die eingesetzten Partikel im Mittel kleiner sein, um einen vollständigen Umsatz zu garantieren. Jedoch dürfen die Partikel auch nicht zu klein sein, da sie bei der blasenbildenden Wirbelschicht sonst zu schnell ausgetragen werden und dadurch nicht ausreichend mit dem Bettmaterial in Kontakt treten, bzw. als Partikel mit dem Produktgas abtransportiert werden, bevor diese vollständig abreagiert sind. Eine Ausnahme bietet hier die Zirkulierende Wirbelschicht, bei der die Partikel nach Reaktoraustritt abgeschieden und wieder zurückgeführt werden. (Speight 2014)
Die geforderte Partikelgröße beim Flugstromvergaser ist die kleinste der Reaktorkonzepte. Aufgrund des pneumatischen Transports des Brennstoffes durch den Reaktor ist die einsetzbare Partikelgröße begrenzt. Darüber hinaus ist die Verweilzeit in einem Flugstromreaktor mit wenigen Sekunden deutlich geringer als bei Wirbelschicht- oder Festbett-Reaktoren. Um einen vollständigen Umsatz zu garantieren werden Brennstoffe für Flugstromvergaser daher klein gemahlen, damit diese Beschränkung eingehalten werden kann. (Speight 2014)
Der Heizwert trifft eine Aussage über den Energiegehalt des eingesetzten Feedstocks. Er wird beeinflusst von der chemischen Zusammensetzung aber auch von der Feuchte und dem Aschegehalt bzw. der inerten Bestandteile des Brennstoffes. Der Heizwert der eingesetzten Brennstoffe hat Einfluss auf die Reaktionstemperatur und die Synthesegas-Ausbeute. Stoffe mit höherem Heizwert haben in der Regel einen höheren Kohlenstoffgehalt, welcher durch die Vergasungsreaktionen zu Synthesegas umgesetzt werden kann. (Zhou et al. 2014)
Neben der Ausbeute beeinflusst der Heizwert des Feedstocks auch die Reaktortemperatur. Steigt der Heizwert bei gleicher Zugabe-Rate, wird auch die Reaktortemperatur steigen. Dies kann zum einen zu Veränderungen der Reaktionsgleichgewichte aber auch zu Schäden am Reaktor und den inneren Bauteilen führen. Außerdem kann es dadurch zum unerwünschten Ascheschmelzen kommen. Beim Aushärten kann sich diese dann an den Reaktorwänden und den Wärmetauschern absetzen bzw. im Fall der Wirbelschichtreaktoren zum versintern des Bettmaterials führen, wodurch die Wirbelschicht zusammenbrechen kann. (Brems et al. 2013)
Die korrosiven Eigenschaften von Chlorverbindungen, können bei zu hohen Konzentrationen Schäden am Reaktor und den folgenden Anlagenschritten anrichten. Bei den hohen Temperaturen können sich Metallchloride bzw. Metall-Oxychloride an eisenbasierten Reaktorwänden bilden, sowie das gasförmige HCl welches nachfolgende Anlagenteile korrodieren kann. Zur Vermeidung von Schäden in Folgeprozessen kann eine Gasreinigung des Synthesegases im Nachgang stattfinden. Die Zugabe von Schadstofffängern wie Calcium- oder Magnesiumoxid

können den Chlorgehalt im Produktgas ebenfalls senken. Allerdings können diese Maßnahmen auch nicht das komplette Risiko bei hohen Chlorkonzentrationen negieren, weshalb die Annahmekriterien der Vergasungsanlagen ebenfalls Chlor-Grenzwerte beinhalten, um sich selbst vor diesem Risiko zu schützen, beziehungsweise die folgende Gasreinigung zu minimieren. (Speight 2014)

4 ANSÄTZE ZUR VERBESSERUNG DER VERARBEITBARKEIT DES FEEDSTOCKS

In der klassischen EBS-Herstellung werden schon heute Brennstoffe aus den Sortierresten der IPR hergestellt, welche als Ersatzbrennstoffe in der Zementindustrie eingesetzt werden können. Der Vorteil des Einsatzes eines EBS-Aufbereiters ist, dass die Qualitätsansprüche an den fertigen Brennstoff sehr ähnlich zu den diskutierten, Feedstock-Limitierungen ist und damit schon die benötigten Schritte vorhanden und erprobt sind. Sarc et al. (2013) beschreiben die qualitätsrelevanten Parameter in folgenden Stichpunkten: Gut definierter Heizwert, geringer Chlorgehalt, qualitätsgesicherte Zusammensetzung (mit geringen Unreinheiten), definierte Korngröße, definierte Schüttdichte, Verfügbarkeit ausreichender Mengen mit gewünschten Spezifikationen.
Eine Zerkleinerung und in manchen Fällen sogar eine Pelletierung, sind bereits heute notwendige Prozesse in der EBS-Aufbereitung. Hier können Korngrößen hergestellt werden, welche für die meisten Festbett- und Wirbelschichtreaktoren geeignet sind. Für den Flugstromvergaser, der eine Korngröße von maximal wenigen Millimetern braucht, reichen diese Schritte jedoch nicht. Um auf so kleine Partikel zu kommen, kann das Ausgangsmaterial torrefiziert und anschließend zu einem Pulver gemahlen werden, welches in den Reaktor eingedampft werden kann. (Speight 2014)
Für die Einhaltung der anderen Kriterien ist eine Reihe an Aufbereitungsschritten notwendig. Neben einer erneuten Zerkleinerung, Siebung und Metallabscheidung, können optional auch NIR-Sensoren für die Abtrennung von Störstoffen wie PVC oder PET eingesetzt werden. Mit diesen Schritten kann der Aschegehalt durch die Metall-Abscheider und die Windsichter reduziert werden und der Chlorgehalt durch die Abscheidung von PVC und biogenen Stoffen durch die NIR Trenner. Allerdings sind neben PVC und biogenen Partikeln auch organische Ablagerungen auf den Verpackungen für den Chlorgehalt in den Sortierresten verantwortlich. Diese können nicht durch Sortierung nicht beeinflusst werden und müssen, falls nötig, in separaten Aufbereitungsschritten entfernt werden. Mögliche Prozesse wären hierfür Nass- oder Friktionswäschen, wie sie bei mechanischen Recyclingprozessen verwendet werden (Ragaert 2017).
Diese Prozesse sind jedoch kapitalintensiv und teuer zu betreiben. Eine elegantere Lösung ist die Mischung verschiedener Abfallströme, um aus dieser Mischung einen konstanten Inputstrom zu generieren, der den entsprechenden Grenzwerten entspricht. Allerdings ist die Zusammensetzung vieler Abfallströme fluktuierend und stark vom Endverbraucher abhängig. Außerdem ist eine repräsentative Probenname/Analyse bei diesen hoch heterogenen Stoffströmen in ausreichender Quantität herausfordernd in der Umsetzung, da durch die großen Partikel nur schwer eine Laborprobe im Milligramm-Maßstab erzeugt werden kann.
Um eine bessere Datenlage für diese kritischen Parameter zu sammeln, arbeitet die Interzero an Modellen, welche die brennstofftechnischen Parameter mit der objektbasierten Zusammensetzung der Sortierreste korrelieren. In den Interzero Sortieranlagen werden täglich im Qualitätsmanagement Prozess, Proben der Sortierreste gezogen und diese objektbasiert auf verschiedene Kunststoffarten (inkl. PVC), Metalle, Papier und Reststoffen untersucht. Die Ergebnisse können als Datenbasis für die Modellierung dieser Parameter genutzt werden.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Vergasung ist eine vielversprechende Technologie, welche es ermöglicht neue Produkte aus Abfällen herzustellen und dadurch einen Mehrwert zu generieren. In den nächsten Jahren werden einige Projekte an den Start gehen. Diese Projekte müssen die gleichen Hürden überwinden, welche ältere Projekte wie z.B. das Thermoselect Projekt, zum Scheitern gebracht haben. Auch

das aktuelle Scheitern des Fulcrum-Projektes ist ein Testament für die Komplexität der Abfallvergasung. Die Entsorgungsindustrie kann durch ihr Know-How im Umgang und der Aufbereitung von Abfällen einen großen Beitrag am Erfolg der Gasifizierung von Abfällen leisten. Außerdem kann die Entsorgungsindustrie durch Verbesserung der verfügbaren Informationen über relevante Parameter der Abfallströme Probleme bei der Verarbeitung vorbeugen und die Erfolgschancen der Vergasungsprojekte dadurch signifikant steigern.

LITERATURVERZEICHNIS

Basu, P. (2013) *Biomass Gasification, Pyrolysis and Torrefaction*. 2nd revised edition, Elsevier Science Publishing Co Inc, San Diego 2013. ISBN 978-0-12-396488-5.

Bettenhausen, C. (2024) *Fulcrum BioEnergy abandons trash-to-fuel plant in Nevada*, Chemical & Engineering News, https://cen.acs.org/energy/Fulcrum-BioEnergy-abandons-trashfuel-plant/102/web/2024/06, 03.06.2024

BMUV (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV): DepV 2021.

Brems, A. Dewil, R. Baeyens, J., Zhang, R. (2013) *Gasification of plastic waste as waste-to-energy or waste-to-syngas recovery route*, NS 2013, 05 (06), 695 – 704. DOI: 10.4236/ns.2013.56086.

Ciuta, S., Tsiamis, D., Castaldi, M.J. (2018): *Gasification of Waste Materials: Technologies for generating energy, gas, and chemicals from municipal solid waste, biomass, nonrecycled plastics, sludges, and wet solid wastes*. Academic Press, London. ISBN 9780128127179.

Dhakal, N., Acharya, B. (2021) *Syngas Fermentation for the Production of Bio-Based Polymers: A Review*. Polymers, 13 (22), 3917. DOI: 10.3390/polym13223917.

GIDARA Energy B.V (2024) *Advanced Methanol Production in Amsterdam*, https://www.gidara-energy.com/advanced-methanol-amsterdam/ 20.02.2024.

Green Hydrogen Technology GmbH (2024) *Company Website*, https://green-ht.eu/ 20.02.2024.

Hrbek, J. (2021) *Status report on thermal gasification of biomass and waste 2021*, https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2022/03/Status-Report2021_final.pdf 2022.

Jafri, Y., Waldheim, L., Lundgren, J. (2020) *Emerging Gasification Technologies for Waste & Biomass*, https://www.ieabioenergy.com/blog/publications/new-publication-emerging-gasificationtechnologies-for-waste-biomass/ 2020.

Kaiser, B., Kaiser, W., Kutzmutz, S., Marushima, H., Stahlberg, R. (2003) *THERMOSELECT Hochtemperaturrecycling von Abfällen im Einsatz*, Müll und Abfall 2003 (3). DOI: 10.37307/j.1863-9763.2003.03.01.

Kaltschmitt, M. (2009) *Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren*. 2, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. ISBN 9783540850953.

KEW Technology Ltd (2024) *Our commercial plant*, https://kew-tech.com/our-commercial-plant/ 20.02.2024

Lopez, G., Artetxe, M., Amutio, M., Alvarez, J., Bilbao, J., Olazar, M. (2018) *Recent advances in the gasification of waste plastics. A critical overview.* Renewable and Sustainable Energy Reviews 2018, 82, 576 – 596. DOI: 10.1016/j.rser.2017.09.032.

Obermeier, T., Findeisen, H., Markowski, J. (2002) *Forderungen an die Qualität von Einsatzmaterial für die Vergasung im SVZ Schwarze Pumpe*, in Bedarfsgerechte Ersatzbrennstoffherstellung 2002.

Ragaert, K. Delva, L. van Geem, K. (2017) *Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste*, Waste management (New York, N.Y.) 2017, 69, 24 – 58. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.07.044.

Renzenbrink, W., Wischnewski, J., Engelhard, J. (1998) *High temperature Winkler (HTW) coal gasification, in Operating Experience*, Progress Reports.

RWE Generation SE (2020) *FUREC-Projekt: Reststoffe als Ausgangmaterial für Wasserstoff*.

Sarc, R. Lorber, K.E. (2013) *Production, quality and quality assurance of Refuse Derived Fuels (RDFs)*, Waste management (New York, N.Y.) 2013, 33 (9), 1825 – 1834. DOI: 10.1016/j.wasman.2013.05.004.

Speight, J.G. (2014) *Gasification of Unconventional Feedstocks.* Elsevier Science, Kidlington, England. ISBN 9780128000892.

Zhou, H. Meng, A. Long, Y. Li, Q., Zhang, Y (2014) *An overview of characteristics of municipal solid waste fuel in China: Physical, chemical composition and heating value*, Renewable and Sustainable Energy Reviews 2014, 36, 107 – 122. DOI: 10.1016/j.rser.2014.04.024

ReOil®-Technology – Scale-up und Modellierung eines Kunststoffrecyclingprozesses

Sebastian-Mark Lorbach[1] & Andreas Lechleitner[2]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich
[2)] OMV Downstream GmbH, Schwechat, Österreich

KURZFASSUNG: Chemisches Recycling von Kunststoffen hat das Ziel, einen alternativen Behandlungsweg für Abfälle zu bieten, welche durch klassisches mechanisches Recycling nicht behandelt werden können. Im Gegensatz zum mechanischen Recycling können stark verschmutzte und schlecht sortierte Abfallströme eingesetzt werden, welche andernfalls nur thermisch verwertet werden können. Der ReOil®-Prozess ist eine vielversprechende chemische Recyclingtechnologie, in der durch Pyrolyse Kunststoffabfälle in ein rohölähnliches Pyrolyseöl übergeführt werden. Aus dem produzierten Öl können neuwertige Kunststoffmaterialien hergestellt werden, welche qualitativ nicht von Kunststoffen aus fossilen Quellen zu unterscheiden sind. Derzeit ist ein Reaktor im Labormaßstab und eine Anlage im Pilotmaßstab in Betrieb, welche genutzt werden, um technisches Know-how über den Prozess zu sammeln, und um ein kinetisches Reaktormodell für den Prozess zu entwickeln. Das Reaktormodell ermöglicht im Rahmen der Prozesssimulation eine Optimierung der Prozessparameter für ideale Produktausbeuten.

1 EINLEITUNG

Ein wesentlicher Bestandteil des europäischen „Green Deal“ ist die neue EU-Verpackungsverordnung 2025, welche den Rechtsrahmen für die Inverkehrbringung, Rücknahme und Verwertung von Kunststoffverpackungen regelt. Mit dieser Verordnung soll sichergestellt werden, dass alle neuen Verpackungsmaterialien vollständig recyclingfähig sind, um die Menge an thermisch Verwerteten Abfall zu verringern. Dabei beschränkt sich die Verordnung nicht auf das etablierte mechanische Recycling von Kunststoffabfällen, sondern ebnet auch den Weg dafür, dass ein wesentlicher Bestandteil des Abfallstroms chemisch recycelt wird.

Beim chemischen Recycling werden Kunststoffabfälle durch technische Prozesse in ihre chemischen Grundbausteine zerlegt, wobei stark verunreinigte und nicht sortenreine Kunststoffabfälle eingesetzt werden können. Diese Grundbausteine sind entweder rohölähnliches Pyrolyseöl und Pyrolysegas oder die Monomere, welche für die Produktion neuwertiger Kunststoffe benötigt werden. Diese Eigenschaften sind die grundlegenden Unterscheidungsmerkmale zum mechanischen Recycling, in dem der Kunststoff, während dem Aufschmelzen seine chemische Struktur behält, was jedoch nur saubere und gut sortierte Abfallströme in Frage kommt. Derzeit werden Kunststoffe, welche nicht für das mechanische Recycling eingesetzt werden können, thermisch verwertet.

Der von der OMV Downstream GmbH entwickelte ReOil®-Prozess ist eine innovative Recyclingtechnologie, welche auf der Pyrolyse von Kunststoffabfällen beruht. In dem Prozess werden die Kunststoffe zuerst geschmolzen und daraufhin in einem Temperaturbereich von 400-450 °C gecrackt. Das bedeutet, dass langkettige Kohlenwasserstoffe in kurzkettige, leichtere Kohlenwasserstoffe übergeführt werden. Es fallen dabei flüssige-, und gasförmige Produkte an, welche als Einsatzstoffe für die Kunststoffproduktion eingesetzt werden können. Neben den primären Produkten fällt im Prozess als Nebenprodukt fester Koks an.

2 TECHNOLOGISCHE ENTWICKLUNGSSTUFEN

Die größten Herausforderungen bei der Entwicklung eines chemischen Recyclingprozesses für Kunststoffe sind die Eigenschaften der Kunststoffschmelze und die Heterogenität des Abfalls. Kunststoffschmelzen sind hochviskose, nicht newtonsche Fluide, welche eine schlechte Wärmeleitfähigkeit aufweisen. Im Pyrolyseprozess ist es jedoch notwendig, dass der gesamte Prozessfeed möglichst gleichmäßig erwärmt wird. Im ReOil®-Prozess werden genau diese problematischen Eigenschaften der Schmelze verbessert, indem sie mit einem Trägermedium vermischt wird, welches bei Prozessbedingungen eine ähnliche Viskosität zu Wasser aufweist. Dieses Trägermedium, ein leicht verfügbares Raffinerienebenprodukt, ermöglicht den Betrieb des Prozesses mit herkömmlichem Raffinerieequipment und typischen Rohrreaktoren.

Die Technologie wurde bisher im Labormaßstab (Durchfluss: 2 kg/h Kunststoff) und Pilotmaßstab (Durchfluss 100 kg/h Abfall) umgesetzt, wobei die Machbarkeit und die Wirtschaftlichkeit bewiesen werden konnten. Die dritte Ausbaustufe mit einem Durchsatz von 2000 kg/h soll noch 2024 in Betrieb genommen werden.

2.1 Laborreaktor

Der Laborreaktor hat den Zweck den chemischen Zersetzungsprozess der Kunststoffe bei exakt definierten Prozessbedingungen (Temperaturen, Drücke, Verweilzeiten) zu erforschen. Von besonderer Bedeutung sind hierbei die Einflüsse der Prozesstemperatur, des Feeds und der Verweilzeit auf die Zusammensetzung der Pyrolyseprodukte. Die aus den Laborexperimenten gewonnen Erkenntnisse werden dazu verwendet, um ein chemisch-physikalisches Reaktormodell zu entwickeln, welches für die Prozesssimulation und somit dem Scale-Up des Prozesses verwendet werden kann. Des Weiteren können neue Kunststoffsorten, welche für den Feed des Prozesses in Frage kommen, im Voraus am Laborreaktor getestet werden, um deren Pyrolyseprodukte und das Zersetzungsverhalten zu ermitteln.

Als Einsatzstoff werden kryogen gemahlene neuwertige Kunststoffe verwendet, welche entweder rein oder in unterschiedlichen Zusammensetzungen vermischt in den Reaktor eingebracht werden. Reale Abfälle werden nicht für die Laborversuche eingesetzt, da diese keine konstant definierte Zusammensetzung aufweisen, und häufig unerwünschte Verunreinigungen in das System einbringen. Die Kunststoffe werden nach dem Mahlen mit dem Trägermedium vermischt und mittels Rührer im Vorlagebehälter in Suspension gehalten (Abbildung 1). Eine Exzenterschneckenpumpe (2) transportiert die Suspension in den Reaktor (3+4) wo der Kunststoff erst schmilzt und bei einer Temperatur zwischen 400 °C und 500 °C crackt. Am Ende des Prozesses werden die Produkte gekühlt und nach Siedelage abgetrennt.

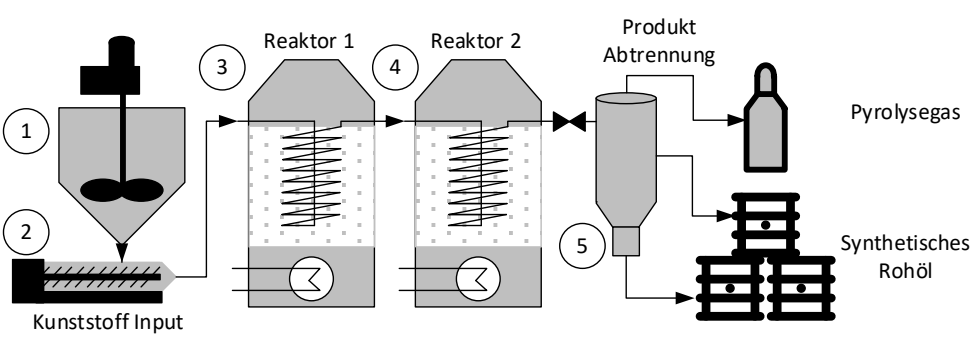


Abb. 1: Fließschema des Pyrolysereaktors im Labormaßstab – (1) Vorlagebehälter, (2) Exzenterschneckenpumpe, (3)(4) Pyrolysereaktor im beheizten Sandbad, (5) Produkt Flash, Produkt Kühlung und Gasabtrennung

2.2 Pilotanlage

Die Pilotanlage des ReOil®-Prozesses ermöglicht es bereits reale post-consumer Kunststoffabfälle mit einem Durchsatz von 100 kg/h zu verarbeiten. Seit 2018 werden hier bereits wertvolle Erfahrungen für den Betrieb des Prozesses gesammelt, welche in die Entwicklung der Demo-Anlage mit einem Durchsatz von 2000 kg/h, die 2024 in Betrieb gehen soll, mit einfließen.

Der Prozess zeichnet sich durch eine Kreislaufführung aus, durch die schwere Pyrolyseprodukte zurück in den Reaktor geführt werden. Dadurch werden die Produktausbeuten und somit die Recyclingquoten des Prozesses verbessert. Die Kunststoffabfälle werden über einen Schmelzextruder in den Reaktorkreislauf eingebracht und im Reaktor gecrackt. Die im Flash-Behälter gasförmigen Produkte werden abgetrennt und über Kondensationsschritte nach ihrer Siedelage in Leicht-, und Scherprodukte sowie gasförmige Produkte aufgespalten. Diese Produkte können daraufhin in das Raffineriesystem eingespeist werden. Fester Koks und flüssige Wachse werden aus dem Kreislaufstrom abgetrennt und stellen die Nebenprodukte des Prozesses dar.

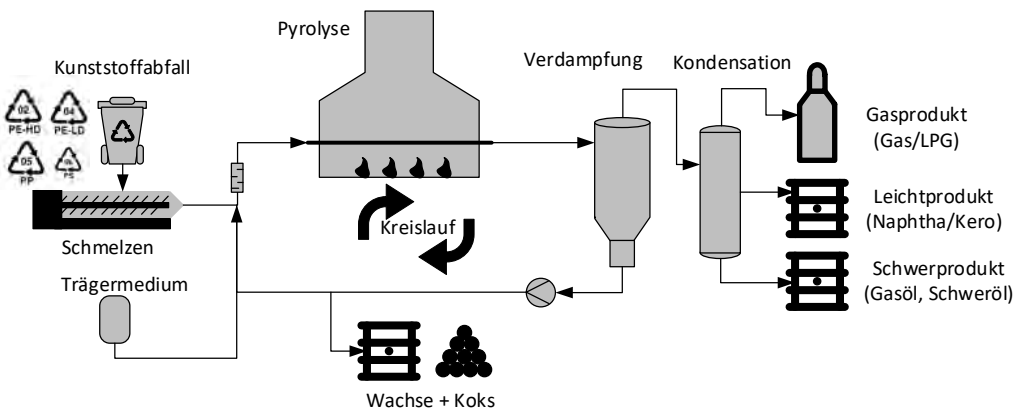


Abb. 2: Fließschema des Kunststoffrecyclingprozesses im Pilotmaßstab

3 PROZESSMODELLIERUNG DES TECHNOLOGIE SCALE-UP

Der parallele Betrieb von Anlagen mit unterschiedlichen Durchsätzen und Maßstäben bietet die besondere Chance ein tiefgehendes Prozessverständnis aufzubauen. Im Besonderen müssen bei der Modellierung des Laborreaktors Annahmen getroffen werden, welche im Pilotmaßstab potenziell nicht mehr zutreffen.

Aufgrund des sehr kleinen Reaktordurchmesser (d_i = 4,3 mm) wird zum Beispiel beim Rohrreaktor von einer perfekten Pfropfenströmung ausgegangen. Zudem ist der Wärmedurchgangswiderstand bei der kleinen Reaktorgröße vernachlässigbar. Mit diesen, und weiteren Annahmen konnte ein kinetisches Pyrolysemodell entwickelt werden, welches nicht nur die Zersetzung einzelner Kunststoffe beschreibt, sondern auch die synergetischen Wechselwirkungen von Polypropylen und Polystyrol, welche die Zersetzung von anderen Polyolefinen beschleunigt.

Bei der Simulation der Pilotanlage muss überprüft werden, ob die für den Laborreaktor getroffenen Annahmen noch Gültigkeit besitzen. Dabei muss vor allem der Wärmetransport im physikalischen Reaktormodell adaptiert werden, da aufgrund des größeren Rohrdurchmessers ein Temperaturprofil über den Reaktorquerschnitt entsteht. Nach Adaptierung des physikalischen Modells kann, mit dem auf dem Laborreaktor entwickelten, chemischen Modell, die Produktausbeute des Prozesses vorhergesagt werden (Abbildung 3).

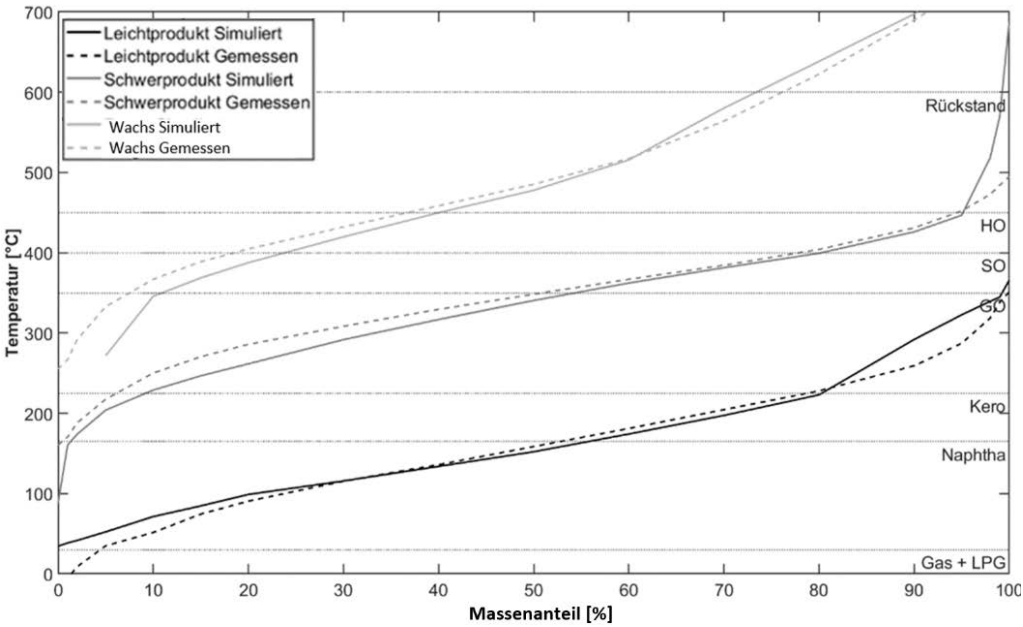


Abb. 3: Vergleich der Siedelinien der Simulationsergebnisse und der gemessenen Produkte; HO: Schweröl; SO: Spindelöl; GO: Gasöl; Kero: Kerosin; LPG: Liquified Petroleum Gas

4 ZUSAMMENFASSUNG

Die Europäischen Union verfolgt mit der neuen EU-Verpackungsverordnung ambitionierte Ziele für die Kreislaufwirtschaft von Kunststoffverpackungen. Aus technischer und wirtschaftlicher Sicht ist reines mechanisches Recycling aufgrund des Reinigungs-, und Sortieraufwand oft nicht durchführbar. Der ReOil®-Prozess ist eine etablierte Technologie, welche eine nachhaltige Alternative zum herkömmlichen Recycling darstellt. Der Prozess trägt dazu bei, Kunststoffverpackungen effizienter zu verwerten und den Kreislaufwirtschaftsansatz zu fördern.

LITERATUR

Lorbach, Sebastian-Mark; Lechleitner, Andreas E.; Schubert, Teresa; Lehner, Markus (2024): A sequential lumped kinetic modelling approach for the co-pyrolysis of plastic mixtures with a heavy refinery intermediate product in a tubular reactor. In: React. Chem. Eng. DOI: 10.1039/D4RE00075G.

Lorbach, Sebastian-Mark; Lechleitner, Andreas Erwin; Zapf, Fabian; Lehner, Markus (2024): Usefulness of Lumped Kinetic Modeling. In: Chem Bio Eng., Artikel cbe.4c00032. DOI: 10.1021/cbe.4c00032.

KONTAKT

Dipl.-Ing. Sebastian LORBACH
sebastian-mark.lorbach@unileoben.ac.at
Institut für Verfahrenstechnik des Industriellen Umweltschutzes
Montanuniversität Leoben

Das chemische Recycling wird großtechnische Realität

Gerald Schmidt[1] & Richard von Goetze[2]
[1)] Interzero, Thermische Verwertung & Strategische Projekte, Wien, Österreich
[2)] Interzero Plastics Recycling, Chemisches Recycling, Berlin, Deutschland

KURZFASSUNG: Für das chemische Recycling gibt es verschiedene Techniken. Allen gemein ist, dass sie nur für eine eng definierte Qualität der Abfälle technisch und wirtschaftlich möglich sind. Deshalb braucht es vor großtechnischen chemischen Recyclinganlagen auch großtechnische Aufbereitungsanlagen. Für die Aufbereitung von Mischkunststoffen aus dem Bereich der Sortierung von Leichtverpackungen ist seit dem Herbst 2023 eine Anlage mit einer Kapazität von 260.000 t/a im süddeutschen Walldürn in Bau. Für das chemische Recycling wird im österreichischen Schwechat eine Anlage mit einer Kapazität von 200.000 t/a errichtet. Betreffend der rechtlichen Anerkennung des chemischen Recyclings wird aktuell in der Europäischen Union über die anzuwendende Berechnungsmethode diskutiert. Neben den EU weiten Vorgaben, sind aber immer auch nationale Auslegungen wie zum Beispiel in den jeweiligen Verpackungsgesetzen wichtig für die Zukunft des chemischen Recyclings.

1 EINLEITUNG

„Chemisches Recycling“ ist formal ein sehr weit gefasster Begriff. Hier in diesem Artikel schränken wir uns auf den Bereich „Waste to Plastics“ statt „Waste to Fuels“ ein, sprich Monomere oder Oligomere, die aus dem chemischen Recyclingprozess gewonnen und im Anschluss daran zu Kunststoffen zurückgeführt werden. Dies kann über thermische, enzymatische oder solvolytische Verfahren erfolgen. Die verfahrenstechnischen Unterschiede zwischen den Kategorien Solvolyse und Enzymolyse können verschwimmen, jedoch grenzen sich besonders thermische und nicht thermische Verfahren voneinander ab.

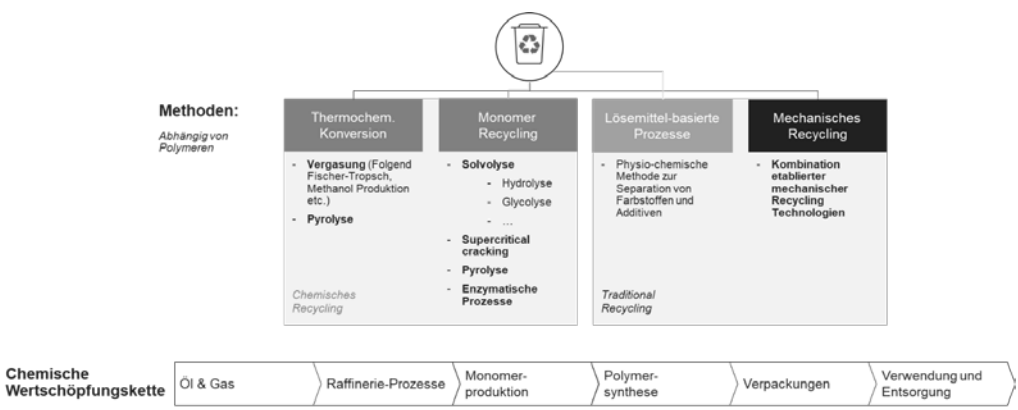


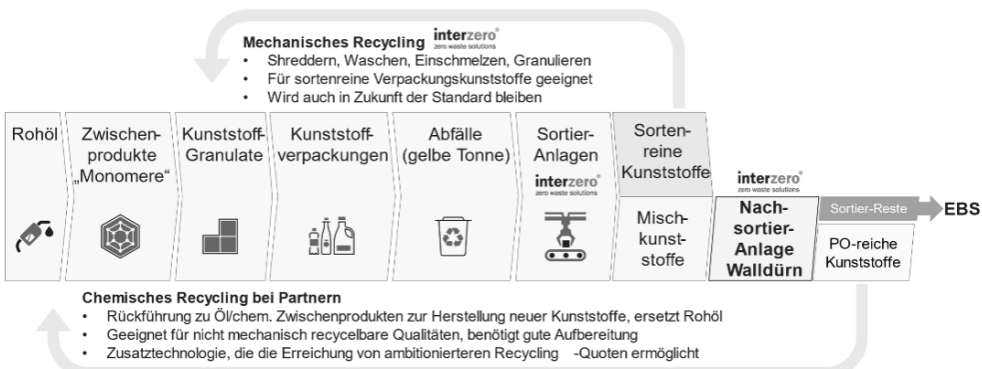
Abb. 1: Übersicht der Chemischen Recyclingverfahren

Chemische Recyclingverfahren benötigen eine eigene (petro-) chemische Verwertungsanlage und können nicht in bereits bestehenden Mechanischen Recyclinganlagen eingesetzt werden. Diese (petro-) chemische Verwertungsanlage ist technisch anspruchsvoll. Deshalb ist die mögliche Inputqualität stark eingeschränkt, unabhängig von den Verfahren Pyrolyse, Solvolyse oder alternativen Varianten. In den seltensten Fällen liegen Abfälle in der notwendigen Qualität vor. Es ist somit neben der Errichtung von chemischen Verwertungsanlagen auch der Bau von neuen vorgelagerten Aufbereitungsanlagen notwendig, die die entsprechende Qualität herstellen

können. Als bevorzugte Grundstoffe für diese Aufbereitungsanlagen gelten Kunststoffe aus dem Bereich Gelbe Tonne/Gelber Sack, die derzeit nicht stofflich verwertet werden.
Laut einer im Euwid zitierten Studie des Nova-Institutes gibt es in Europa bereits 60 chemische Recycling-Anlagen, die bereits in Betrieb sind. Deren Gesamtkapazität beträgt aber nur 358.000 t/a. Rein rechnerisch hat somit die durchschnittliche europäische Anlage eine Kapazität von rund 6.000 t/a. Das sind hauptsächlich Versuchs- oder Demonstrationsanlagen, aber noch keine großtechnischen Anlagen.
Ob und wie das chemische Recycling in Zukunft rechtlich für die Verwertungsquoten anerkannt werden wird, ist zur Zeit noch offen. Dies wird aktuell in der EU heftig diskutiert. Hauptdiskussionspunkt ist aber weniger ob es anerkannt wird, sondern nach welcher Berechnungsmethode. Eine Möglichkeit wäre die Anrechnung im Sinne einer „Fuel Use Exempt“, wie es von der chemischen Industrie bevorzugt wird, eine andere wäre die nach dem „Real-Masse Ansatz“, wie es von den Umweltverbänden und den stofflichen Verwertern gefordert wird. Neben den EU weiten rechtlichen Vorgaben, sind auch die nationalen Auslegungen zu berücksichtigen. So unterscheidet zum Beispiel das deutsche Verpackungsgesetz in „werkstoffliches“ und „rohstoffliches“ Recycling mit entsprechenden Quotenvorgaben. Aktuell zählt das chemische Recycling nur für die rohstoffliche Verwertungsquote, aber nicht für die werkstoffliche.

2 POTENTIELLES INPUTMATERIAL MISCHKUNSTSTOFFE

In Deutschland werden jedes Jahr rund 2,6 Mio. Tonnen Leichtverpackungen getrennt gesammelt. Entsprechend den gesetzlichen Vorgaben gehen davon rund 50% in das mechanische Recycling. Der Rest wird aktuell hauptsächlich in Verbrennungsanlagen und der Zementindustrie thermisch verwertet. In Abhängigkeit von den jeweiligen Inputqualitäten und Sortiertiefen sind rund 20-30% vom Inputmaterial in den Sortieranlagen, Fraktionen mit einem hohen Anteil an Kunststoffen, die nicht für das klassische mechanische Recycling geeignet sind. Dies bedeutet, dass in Deutschland rund 520.000 – 780.000 t/a an potentiellem Material aus dem Bereich der Leichtverpackungssammlung für das chemische Recycling vorhanden wären. Oder genauer formuliert, diese Menge ist die theoretisch mögliche deutsche Inputmenge für eine vorgelagerte Aufbereitungsanlage vor dem eigentlichen chemischen Recyclingprozess. Wichtig ist zu betonen, dass das Chemische Recycling kein Ersatz für das mechanische Recycling darstellt, sondern nur eine Ergänzung.



Notiz: EBS: Ersatzbrennstoffe
Quelle: IPR

Abb. 2: Unterschied zwischen Mechanischem und Chemischen Recycling

Eine chemisches Recyclinganlage die sich zum Beispiel auf Polyolefine konzentriert, braucht als Input keine Mischkunststoffe, sondern nur Polyolefine. Im Bereich der oben genannten Mischkunststoffe beträgt der Polyolefingehalt zwischen 40 und 60%. Eine vorgelagerte Aufbereitungsanlage hat somit den Zweck, aus dem Gemisch diese gewünschte Qualität in entsprechender

Reinheit herauszuholen. Technisch gibt es dafür verschiedene Ansätze wie zum Beispiel trockene Verfahren mittels Sensortechnik oder nasse Trennverfahren. Die bisherigen Anlagen waren alle kleinere Anlagen. Dies hatte auch damit zu tun, dass die eigentlichen chemischen Verwertungsanlagen in Europa meist kleinere Versuchsanlagen waren. Seit Herbst 2023 ist jedoch im Ort Walldürn in Baden-Württemberg eine großtechnische Aufbereitungsanlage mit einer Kapazität von rund 260.000 t/a in Bau.

3 DAS DEUTSCH/ÖSTERREICHISCHE GROßPROJEKT

Der österreichische Öl, Gas und Chemiekonzern OMV und der deutsche Entsorger Interzero errichten um rund 170 Mio. Euro in Walldürn gemeinsam eine Aufbereitungsanlage zur Gewinnung von Polyolefinen aus dem Bereich der Leichtverpackungen. Diese Materialien sollen im Anschluss in Schwechat (Österreich) chemisch recycelt werden.

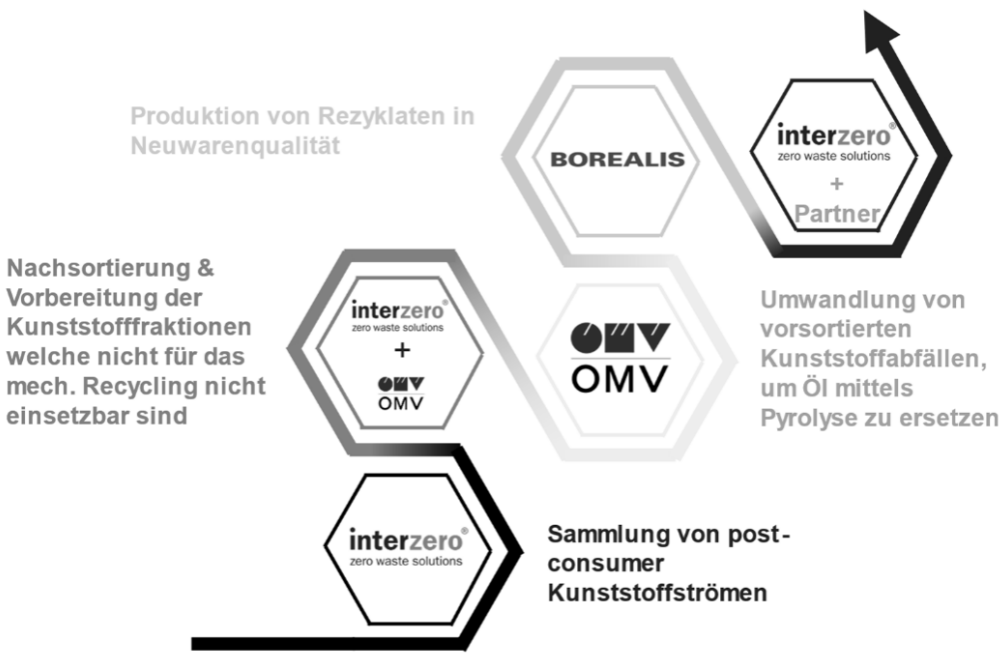


Abb. 3: Partnerschaften von der Sammlung bis zum neuen Kunststoff

Walldürn als Standort ist nicht zufällig gewählt. An diesem Standort befindet sich bereits von Interzero die größte Sortieranlage für Leichtverpackungen in Deutschland mit einer Kapazität von rund 230.000 t/a. Dementsprechend gibt es vor Ort sehr viele geeignete Materialien für die als „AR01“ genannte Anlage. Interzero betreibt in Deutschland noch weitere 4 Sortieranlagen für Leichtverpackungen und hat einen Marktanteil von rund 30%. Die Voll-Inbetriebnahme der in Bau befindlichen Aufbereitungsanlage AR01 ist für Anfang 2026 geplant.
Die OMV errichtet in Schwechat nach dem konzerneigenen „Reoil-Verfahren“ eine chemische Recyclinganlage. Die OMV wird in dieser Anlage Pyrolyseöl herstellen, aus dem in weiterer Folge Rohstoffe für die Produktion von Neukunststoffen durch die ebenfalls in Schwechat angesiedelte Konzerntochter Borealis gewonnen werden. Diese großtechnische chemische Recyclinganlage mit einer Inputkapazität von 200.000 t/a soll ebenfalls im Jahr 2026 in Betrieb gehen. Davor wird in einer kleineren Demonstrationsanlage das Verfahren getestet und optimiert.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Es gibt verschiedene chemische Recyclingverfahren. Alle haben ihre Vor- und Nachteile. Die Anforderungen an die möglichen Inputqualitäten sind bei allen sehr hoch. In den seltensten Fällen liegen Abfälle in der notwendigen Qualität vor. Deshalb ist neben der Errichtung von großtechnischen Recyclinganlagen auch die Errichtung von großtechnischen vorgelagerten Aufbereitungsanlagen notwendig. Als sehr gut geeignete Inputmaterialien gelten nicht stofflich verwertete Mischkunststoffe aus dem Bereich der Sortierung von Leichtverpackungen. Im süddeutschen Walldürn errichtet die OMV gemeinsam mit dem Entsorger Interzero eine großtechnische Aufbereitungsanlage mit einer Kapazität von 260.000 t/a. Diese Anlage wird Anfang 2026 in Vollbetrieb gehen. Ebenfalls 2026 soll die großtechnische chemische Recyclinganlage im österreichischen Schwechat mit einer Kapazität von 200.000 t/a in Betrieb gehen.

LITERATURVERZEICHNIS

Euwid Recycling und Entsorgung 45/2023, Seite 3
Euwid Recycling und Entsorgung 9/2024, Seite 6,7
320° 30. April 2024: Chemisches Recycling: 40 Anlagen in Betrieb, über 100 in Planung

KONTAKT

Dr. Richard von Goetze
Richard.von.goetze@interzero.de
+49 1751178842
Chemisches Recycling
Interzero Plastics Recycling
www.interzero.de

Photovoltaics in Focus: Developments, Future Predictions and How the PVReValue Project aims to Recycle PV Modules

Ferozan Azizi[1] & Thomas Nigl[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

ABSTRACT: Photovoltaic (PV) technology is well on the way to playing a major role in global energy production. In recent decades, the worldwide use of photovoltaic technology has steadily increased, emphasizing the potential for a clean and sustainable future. Strong policy support for solar PV is driving the acceleration in capacity growth. Even though today's PV modules are designed to last as long as possible, sooner or later, every new product will end up as waste. Initially, future waste, which currently includes PV modules, will be produced in relatively small quantities and will not play a role in waste management. At the end of a product's life cycle, the waste and resource management industry must be prepared and have appropriate recycling processes in place – because all waste contains valuable, recyclable resources, often including critical raw materials. As part of the PVReValue research project, the scientific and technical basis for a complete recycling and utilisation process for PV modules is being developed. Due to the complex composite construction, the efficient and high-quality recycling of PV modules represents a major challenge.

1 GROWTH OF SOLAR ENERGY CAPACITIES

In 2023, PV module spot prices fall by almost 50% year-on-year, while production capacity triples compared to 2021. (IEA 2023)

1.1 Global Solar Energy Capacities

The global capacity for solar energy generation has experienced impressive growth from 2014 to 2023. Installed capacity increased from 179.64 gigawatts (GW) in 2014 to 1,418.02 GW in 2023. This represents nearly an eightfold increase within just nine years (Figure 1).
Europe has continuously expanded its solar capacity from 91.10 GW in 2014 to 288.64 GW in 2023. The growth has been particularly strong in recent years, driven by the increased implementation of renewable energies and political support. In Eurasia, which is considered a separate region in this context, growth was initially moderate. From almost zero in 2014 (0.05 GW), capacity increased to 14.20 GW in 2023.
Asia experienced the most massive growth among all regions. From 60.63 GW in 2014, capacity grew to an impressive 839.33 GW in 2023. This region significantly contributes to the global increase, driven by intensive investments in countries like China and India. The Middle East also significantly increased its capacity from 0.88 GW in 2014 to 18.83 GW in 2023. This growth reflects the increasing efforts to transition from fossil fuels to renewable energy.
Central America and the Caribbean recorded moderate growth from 0.30 GW in 2014 to 4.77 GW in 2023. Despite the relatively small numbers, the trend is positive. North America significantly expanded its solar capacity from 20.39 GW in 2014 to 156.00 GW in 2023, with the USA being the main actor in this region. South America showed very dynamic growth, from 0.45 GW in 2014 to 49.39 GW in 2023, with a particularly notable acceleration in recent years.
In Oceania, particularly in Australia, capacity increased from 4.21 GW in 2014 to 33.42 GW in 2023, indicating a growing commitment to solar energy in the region. Africa also recorded continuous growth, from 1.63 GW in 2014 to 13.44 GW in 2023, though there is still significant potential for further developments.

The global development of solar energy shows a clear trend towards accelerated capacity expansion. This expansion is an important step towards more sustainable and environmentally friendly energy supply. Despite regional differences, the global trend is clear: solar energy is increasingly becoming a cornerstone of the world's energy supply. (IRENA 2024)

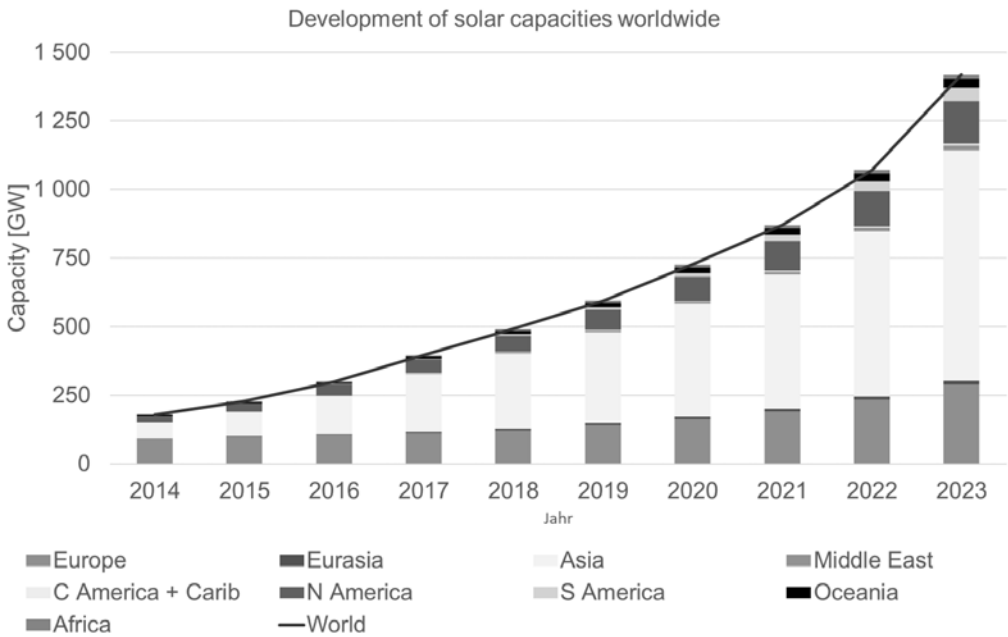


Fig. 1: Development of solar capacities worldwide from 2014 – 2023 (IRENA 2024)

1.2 National Solar Energy Capacities (Austria)

The chart cin Figure 2 shows the development of the annually added PV capacity in Austria from 2010 to 2023, as well as the required future capacity until 2040 to achieve climate neutrality goals. From 2010 to 2022, the annually added PV capacity in Austria was continuously increased. In 2023, there was a further increase to 2,700 to 3,000 Megawattpeak (MWp).
To achieve climate neutrality by 2040, a significant expansion of PV capacity is necessary. The chart presents two scenarios: the average annual addition from 2024 to 2030 and from 2024 to 2040. It is estimated that an annual addition of 2,100 MWp is necessary from 2024 to 2030 to increase the share of renewable energies. For long-term climate neutrality, an average annual addition of 2,600 MWp is required from 2024 to 2040.
The chart emphasizes that Austria must make significant efforts to reach these goals. The sharp increase in 2023 indicates that measures are already being taken in the right direction. Austria even exceeded the goals for PV installation in 2023. However, consistent and intensive investments as well as political support are still necessary to achieve the planned addition rates for the coming years and thus achieve climate neutrality. (PV Austria 2024)

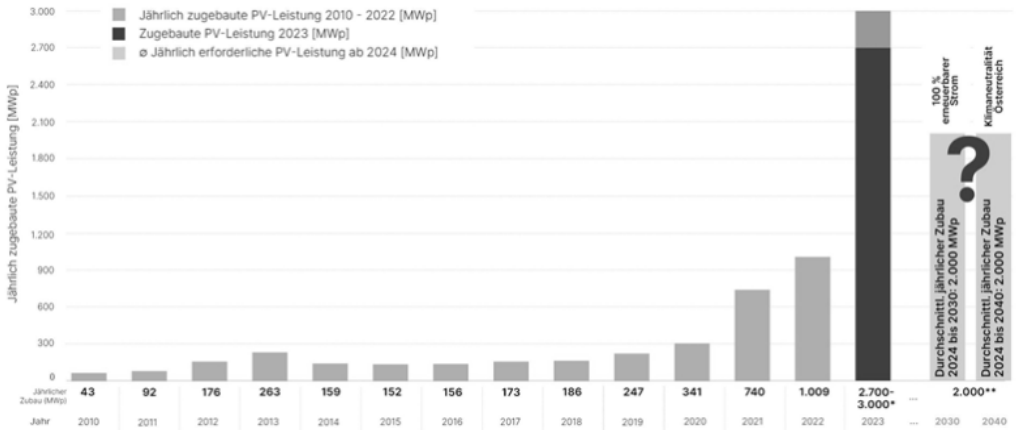


Fig. 2: Development of the annually added PV capacity in Austria from 2010 to 2023 and the required future capacity until 2040. (PV Austria 2024)

2 FORECAST AMOUNT OF PV MODULE WASTE

The future forecasts for the decline in PV modules both at a global level and specifically for Austria up to the year 2050 were prepared. Both sources were using the Weibull distribution for creating forecasts.

2.1 Global forecast

The chart in Figure 3 illustrates the estimated cumulative global waste volumes of PV modules up to the year 2050. The left y-axis represents the cumulative PV panel waste in million tons, while the right y-axis shows the cumulative PV capacity in GW.
The graph encompasses two scenarios, the regular-loss scenario - epicted by the light grey bars- where a regular loss of PV panels over their lifespan is assumed and the early-loss scenario - represented by the dark grey bars - this scenario assumes an earlier loss of PV panels, resulting in a more rapid increase in waste volume. The line indicates the cumulative PV capacity in GW over the same period. The waste volume of PV modules increases continuously in both scenarios, with the early-loss scenario showing a faster rise. By 2050, the regular-loss scenario is expected to result in about 60 million tons of waste, while the early-loss scenario could reach almost 80 million tons. At the same time, cumulative PV capacity is growing steadily, reaching around 4,500 GW by 2050. (IEA & IRENA 2016)

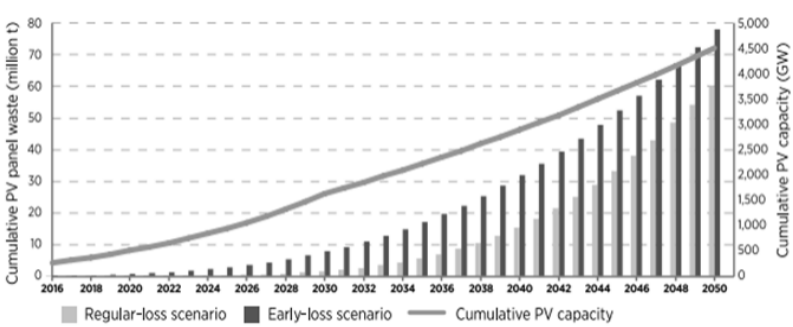


Fig. 3: Estimated cumulative global waste volumes of PV modules up to the year 2050 (IEA & IRENA 2016)

2.2 National forcast (Austria)

The second figure shows the annual PV module waste forecast for Austria from 2015 to 2050. The y-axis represents the annual amount of waste in tonnes, while the x-axis represents the years. This graph also includes two scenarios, the Regular and the Early Loss scenario.
Both scenarios show a steady increase in waste volumes. By 2050, the annual waste volume in the Early Loss scenario reaches nearly 20,000 tonnes, while the Regular Loss scenario exceeds this mark. (Dobra 2020)

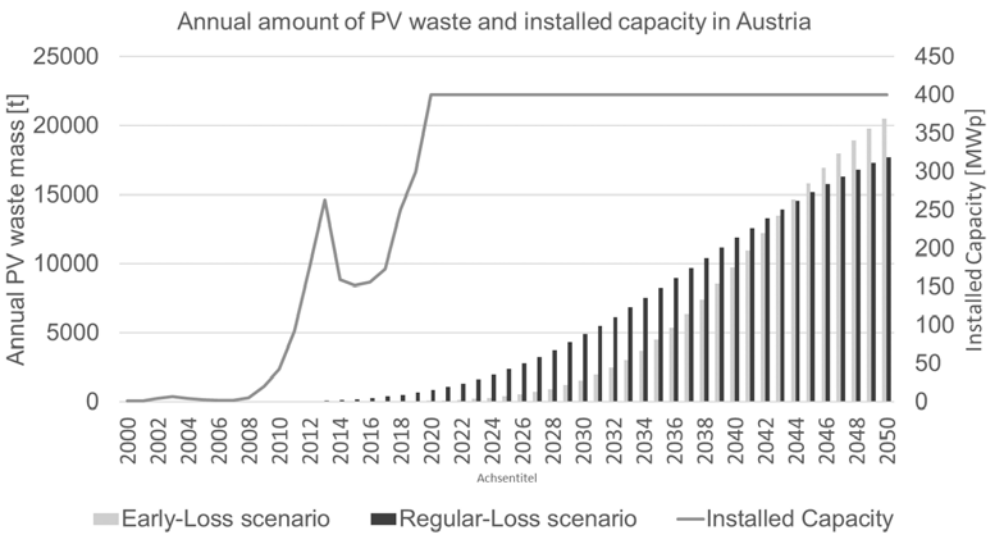


Fig. 4: The annual PV module waste forecast for Austria from 2015 to 2050 (Dobra 2020)

These projections highlight the challenges ahead in the management of PV module waste, both globally and in Austria. The ever-increasing waste volumes, driven by the continuous growth of PV capacity, underline the urgent need for efficient recycling and disposal strategies. While the global perspective highlights the massive amounts of waste to be managed, the specific projection for Austria shows that significant amounts of PV waste are also expected at the national level. This underlines the need for coordinated efforts to effectively address this environmental challenge.

3 TYPES OF PV TECHNOLOGIES AND COMPOSITES

The development of PV technologies from the 1980s to the present day is a story of considerable progress and innovation. The development of PV technologies from the 1980s to the present day is a story of considerable progress and innovation. In the 1980s, the market was mainly dominated by monocrystalline and polycrystalline silicon cells. At the time, these technologies were expensive and inefficient compared to today's standards, but they were the basis for further development. The development of thin-film technologies such as cadmium telluride (CdTe) and copper indium gallium selenide (CIGS) gained importance in the late 80s, especially in terms of cost and flexibility. Since the 2010s, other technologies have also been developing and gaining market share. For example, perovskite solar cells and advanced c-Si solar cells are making significant progress in terms of efficiency and stability, although commercial products are still limited. However, silicon-based modules have been able to maintain their high market share over the years thanks to technological adaptations. However, as PV modules are already being used in various

areas, such as PV for agriculture, on building facades, in the automotive industry, etc., technological change cannot be ruled out, according to forecasts. (IEA & IRENA 2016)

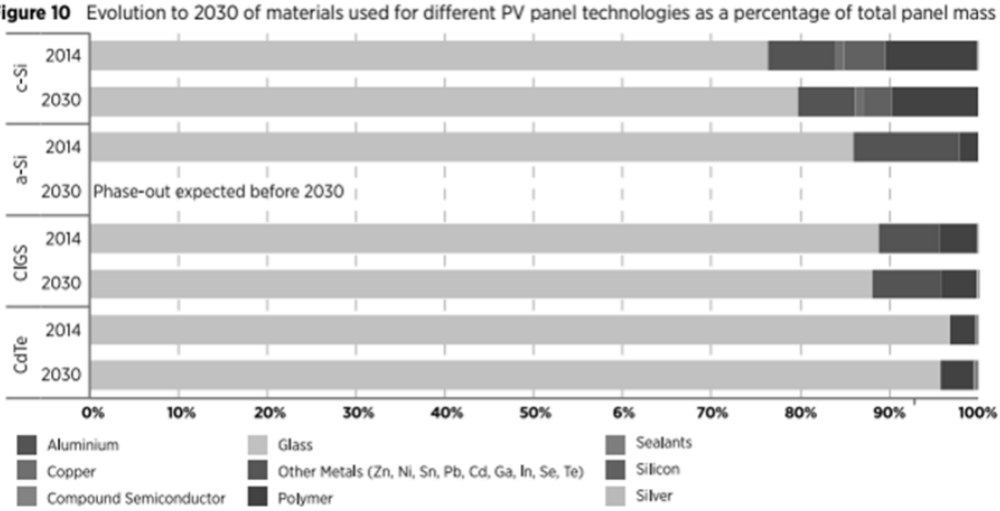
Tab. 1: Market share of PV modules by technology groups (2014-2030)

Technology		2014	2020	2030
Silicon-based (c-Si)	Monocrystalline	92%	73.3%	44.8%
	Poly- or multicrystalline			
	Ribbon			
	a-Si (amorph/micromorph)			
Thin-film based	Copper indium gallium (di)selenide (CIGS)	2%	5.2%	6.4%
	Cadmium telluride (CdTe)	5%	5.2%	4.7%
Other	Concentrating solar PV (CPV)	1%	1.2%	0.6%
	Organic PV/dye-sensitised cells (OPV)		5.8%	8.7%
	Crystalline silicon (advanced c-Si)		8.7%	25.6%
	CIGS alternatives, heavy metals (e.g. perovskite), advanced III-V		0.6%	9.3%

Based on Fraunhofer Institute for Solar Energy Systems (ISE) (2014), Lux Research (2013) and author research

The production of PV modules requires the use of various materials and chemicals. The main components include glass, aluminium, silicon, polymers, copper, silver, etc.
The figure shows the evolution of the material composition for different PV module technologies up to 2030, measured as a percentage of the total panel mass. Four technologies are considered - crystalline silicon (c-Si), amorphous silicon (a-Si), copper indium gallium diselenide (CIGS) and cadmium telluride (CdTe). (IEA & IRENA 2016)

Figure 10 Evolution to 2030 of materials used for different PV panel technologies as a percentage of total panel mass



Based on Marini et al., (2014); Pearce (2014); Raithel (2014); Bekkelund (2013); NREL (2011) and Sander et al., (2007)

Fig. 5: Evolution from 2014 to 2030 of materials used for different PV module technologies as a percentage of total module mass. (IEA & IRENA 2016)

In summary, glass is the dominant material in all technologies. Aluminium is the second largest component in most technologies, followed by polymers, which are particularly important in c-Si and CIGS. Other metals such as Zn, Ni, Sn, Pb, Cd, Ga, In, Se and Te are present in smaller amounts. Copper is mainly present in CIGS and to a lesser extent in other technologies. Silicon is the role component in c-Si and a-Si, while silver is present in small amounts.

The requirements for the PV industry for new applications are becoming increasingly varied. In recent years, glass-glass PV modules have gained significance. According to the ITRPV report (2019), the market share of glass-glass modules is expected to rise from under 10% in 2018 to 30% in 2026 and even reach 40% by 2029.

4 STATE OF THE ART: RECYCLING OF PV MODULES

Solar PV is frequently promoted as an environmentally friendly technology. However, the almost exponential increase in PV capacity also implies a corresponding rise in waste generated from aging and defective PV modules in manufacturing, transportation and installation. Zita Ngagoum Ndalloka 2024)
Recognizing the environmental implications of PV waste, the European Union (EU) has mandated that producers take responsibility for the proper disposal and recycling of PV modules. Jing Tao, Suiran Yu 2015

The European Union's Directive 2012/19/EU regulates waste electrical and electronic equipment (WEEE) in various categories. Its main objective is to improve the sustainability of WEEE management by preventing environmental pollution and promoting the recovery of secondary raw materials. To achieve this, the Directive lays down specific rules for the collection, treatment and recycling of WEEE. Within this framework, PV modules are classified under category 4, "consumer equipment and photovoltaic modules" (as described in Annex II). The Directive makes producers responsible for the proper collection and disposal of this waste, emphasising the concept of "extended producer responsibility". Producers are therefore required to finance at least the collection, treatment, recovery and disposal of WEEE.
From 2019, Member States are required to ensure a collection rate of 85% of WEEE generated, broadly equivalent to a collection rate of 65% of the average weight of electrical and electronic equipment put on the market in the previous three years. This target applies to all types of WEEE, including PV waste. In addition, separate targets have been set for recovery and preparation for re-use and recycling. From August 2018, 85% of PV modules must be recovered and 80% must be prepared for reuse and recycling.

As a result, different recycling processes have been developed around the world for different types of PV modules. One of the limiting factors for recycling is the still relatively small volume of waste for an economic process. There are, however, some competitors in the market who consider their process to be economic. This mainly concerns the recycling of silicon-based PV modules;as they are the first generation of PV modules and their market share has holded over the years. (Zita Ngagoum Ndalloka 2024) These processes typically involve shredding the modules and then sorting out the recyclable materials. An example of this is the process used by the Reiling Group. In 2022, the Reiling Group handled an annual volume of 6,000 tonnes, with the current threshold for economic viability set at 10,000 tonnes. (BDEW 2022)

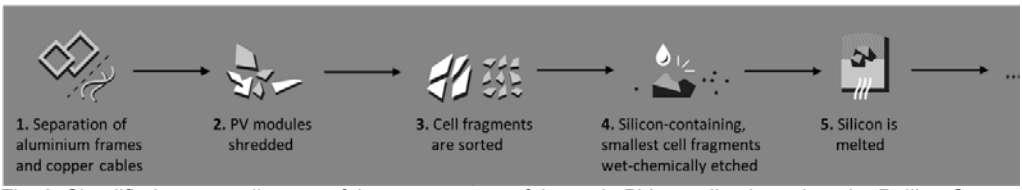


Fig. 6: Simplified process diagram of the current state of the art in PV recycling based on the Reiling Group

Shredding has the disadvantage that the individual fractions, such as glass, can only be recovered with a high proportion of impurities and therefore tend to end up in downcycling, in the case of glass for the production of insulation materials such as glass wool.

In most cases, the recycling of PV modules is a multi-stage process involving physical, thermal and chemical processes. A more detailed description of the recycling process and its scalability, economic viability and environmental assessment is hard to find in the literature. (Zita 2024)

5 RESEARCH PROJECT PVREVALUE

The PVReValue research project will build on existing research to establish the scientific and technical basis for a complete processing and recycling process for PV modules. In order to develop a holistic process to achieve a recycling rate of more than 95 wt%, the following steps in figure will be considered.

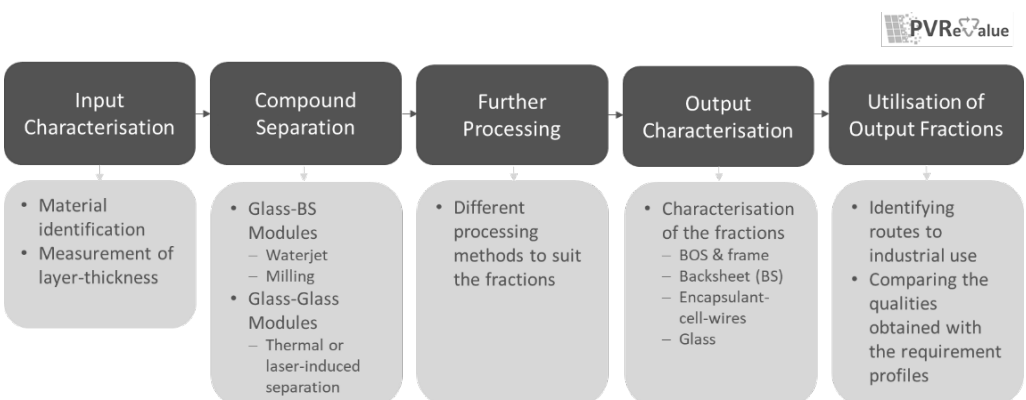


Fig. 7: Approach in the PVReValue research project for the holistic recycling of PV modules

The innovative content lies in the multi-stage compound separation, which causes a pre-fractionation of the fractions to be further processed, and in the complex combination of further processing methods for the fractions obtained. The high quality of the process starts with input characterisation, which allows modules to be selectively charged and output qualities to be modelled and adjusted accordingly. In this way, the project generates high quality recyclable secondary raw materials in the sense of a functioning circular economy.
The aim of the project is to develop a holistic process for PV modules in order to achieve a recycling rate of more than 95% by weight. (Internal Project Data)

6 CONCLUSION AND SUMMARY

Future waste is a challenge and an opportunity for the circular economy. The rapid expansion of installed photovoltaic capacity is a fascinating but not unproblematic development. Our boldest

forecasts continue to be exceeded – great news for the energy transition, but a challenge for the circular economy and recycling. This can quickly lead to unforeseen volumes of future waste, especially at regional level, which urgently require innovative recycling solutions and sustainable strategies.
We have to develop innovative recycling processes to cope with the growing volumes of end-of-life PV modules. The use of recyclable and durable materials in production is essential. The current PV trend towards perovskites further increases module efficiency. However, the use of lead and halides in the crystal lattice is questionable, at least from a recycling perspective, raises many unanswered research questions and highlights the need to consider potential impacts at the design and development stage.
Our goal must be a closed loop that reintegrates products into the production process at the end of their life cycle.

ACKNOWLEDGEMENT

We would like to thank the funding organisations, the Austrian Research Promotion Agency (FFG) and the Austrian Federal Ministry for Climate Protection, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology (BMK), as well as all project partners.

REFERENCES

BDEW. (2022). *PV-Anlagen: Im Angesicht der Entsorgungswelle.* https://www.bdew.de/online-magazin-zweitausend50/stoffwechsel/pv-anlagen-im-angesicht-der-entsorgungswelle/

BMK. (2024). *Österreichische Photovoltaik-Strategie.* Bundesministerium Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie. www.bmk.gv.at

Dobra, T., Wellacher, M., Pomberger, R. (2020). *End-of-Life Management of Photovoltaic Panels in Austria: Current Situation and Outlook.* Volume 10 - June 2020 75–81.

IEA. (2023). *Renewables 2023 (Analysis and forecast to 2028)*. International Energy Agency. www.iea-pvps.org

IRENA, & IEA-PVPS. (2016). *End-of-Life Management: Solar Photovoltaic Panels*. International Renewable Energy Agency and International Energy Agency Photovoltaic Power Systems. www.irena.org

IRENA. (2023). *Renewable energy statistics 2023*. International Renewable Energy Agency. www.irena.org

IRENA. (2024). *Renewable energy statistics 2023*. International Renewable Energy Agency. www.irena.org

Jing Tao, Suiran Yu. (2015). *Review on feasible recycling pathways and technologies of solar photovoltaic modules.* Solar Energy Materials and Solar Cells.Volume 141. 2015,Pages 108-124, ISSN 0927-0248, https://doi.org/10.1016/j.solmat.2015.05.005.

PV Austria. (2024). *DIE ÖSTERREICHISCHE PHOTOVOLTAIK- UND SPEICHER-BRANCHE 2023 IN ZAHLEN.* Bundesverband Photovoltaic Austria. https://pvaustria.at/daten-fakten/

Zita Ngagoum Ndalloka, Harigovind Vijayakumar Nair, Samuel Alpert, Cordula Schmid. (2024). *Solar photovoltaic recycling strategies.* Solar Energy. Volume 270. https://doi.org/10.1016/j.solener.2024.112379.

CONTACT

DI Ferozan Azizi
ferozan.azizi@unileoben.ac.at
+43 676 8453865133
Chair of Waste Processing Technology and Waste Management
Montanuniversität Leoben
https://www.avaw-unileoben.at/

Hochdurchsatz-Upcycling-Anlage für gebrauchte PV-Module

Simon Prüller[1]
[1)] 2nd Cycle FlexCo, CEO, Amstetten, Österreich

KURZFASSUNG: Die 2nd Cycle FlexCo entwickelt eine innovative Hochdurchsatz-Upcycling-Anlage für gebrauchte Photovoltaik (PV)-Module. Diese Anlage revolutioniert den bisherigen Entscheidungs- und Aufbereitungsprozess für Reuse von gebrauchten PV-Modulen, indem sie umfassende Automatisierung und modernste Technologien einsetzt. Das Ziel dieser Innovation ist, PV-Module in einen zweiten Lebenszyklus zu überführen und somit ihre Lebensdauer zu maximieren, indem der Entscheidungsprozess zwischen Wiederverwendung und Recycling vollautomatisiert abgebildet wird, wodurch signifikante ökologische und ökonomische Vorteile erzielt werden.

1 EINLEITUNG

Der Umstieg von fossilen auf erneuerbare Energieträger ist entscheidend im Kampf gegen die Klimakrise. Weltweit sind bereits über vier Milliarden Photovoltaikmodule (PV-Module) installiert, die täglich Sonnenlicht in grünen Strom umwandeln. Die Anzahl der installierten PV-Module wächst rasant, mit etwa drei Millionen neuen Modulen pro Tag. Diese Zunahme führt wiederum in den nächsten Jahren zu einem starken Anstieg des Rückstroms gebrauchter PV-Module. In Deutschland wird für 2030 ein Rücklauf von etwa einer Million Tonnen erwartet, was 30 Millionen Modulen entspricht. (UBA, 2020; Wagenhäuser, 2020; Sina et al., 2022).
Studien zeigen, dass der Leistungsverlust, also die Degradation von waferbasierten PV-Modulen, viel geringer ist als von den Herstellern angegeben jedoch ein Großteil der PV-Module deutlich vor dem eigentlichen End of Life abmontiert werden. Der Hauptgrund dafür sind sogenannte Repowering-Maßnahmen, um die Anlagenleistung zu erhöhen. 2nd-Life-Module bieten eine hervorragende CO2-Bilanz und vielfältige Einsatzmöglichkeiten, von kostengünstigen PV-Anlagen über Balkonkraftwerke bis hin zum Ersatzteilhandel. (Kiefer et al., 2010; Kiefer et al. 2019)

Dieses wirtschaftliche Potenzial im Rückstrom gebrauchter PV-Module wird durch unsere vollautomatische Upcycling-Anlage erschlossen. Sie ermöglicht es, gebrauchte PV-Module kostengünstig und umweltfreundlich in einen zweiten Lebenszyklus zu überführen. Ein vollautomatisch generierter Prüfbericht bildet die Grundlage für die Wiederverwendung bzw. den Export dieser Module.

2 AUFBAU UND TECHNOLOGIEN DER UPCYCLING-ANLAGE

Die Upcycling-Anlage von 2nd Cycle ist modular aufgebaut und besteht, wie in Abbildung 1 ersichtlich, aus mehreren spezialisierten Stationen wie z.B. automatisches PV-Modul Handling, Reinigung, Prüfbereich, Steckertausch etc. die entlang einer hochmodernen Produktionslinie integriert sind. Jeder Bereich ist auf einen spezifischen Prozessschritt fokussiert, um eine effiziente und gründliche Aufbereitung der PV-Module mit geringer Taktzeit zu gewährleisten.



Abb. 1: Hochdurchsatz Upcycling-Anlage für gebrauchte PV-Module

2.1 Logistik und automatisiertes Handling

Für den sicheren Transport von gebrauchten PV-Modulen hat 2nd Cycle ein eigenes Mehrwegtransportsystem entwickelt. Geeignet für nahezu alle PV-Modulformate, lassen sich damit PV-Module einfach platzsparend und sicher transportieren und lagern. Die Mehrwegtransportträger können vollautomatisch mittels Roboter be- und entladen werden.

2.2 Reinigung

Die erste Station der Anlage ist die automatische Nassreinigungs- und Trocknungsanlage. Diese sorgt für eine gründliche Reinigung der PV-Module, indem sie Schmutz und Verunreinigungen entfernt. Dies ist entscheidend für die nachfolgenden Prüfungen, da eine saubere Oberfläche die Genauigkeit der Fehlererkennung erhöht. Die Reinigung sowie die Trocknung erfolgt individuell an die jeweilige Modulgröße angepasst.

2.3 Klassifizierung und Typenerkennung

Nach der Reinigung werden die PV-Module automatisch klassifiziert und typisiert. Ein Kamerasystem erfasst die visuellen Eigenschaften der Module, wie Zellgröße, Zellposition und Außenabmessungen. Diese Daten werden mittels KI-gestützter Algorithmen analysiert, um die Module in vordefinierte Kategorien einzuordnen. Weiters werden die Daten des Typenschilds automatisiert ausgelesen. Dies erleichtert die Parametrierung der folgenden Prozessschritte und erhöht die Effizienz der Anlage.

2.4 Elektrische Kontaktierung

Ein wesentlicher technologischer Fortschritt ist die zum Patent angemeldete vollautomatische elektrische Kontaktierung der PV-Module. Diese erfolgt durch einen Roboterarm, der die Steckverbinder unabhängig von den Kabellängen in eine definierte Position in einer Hilfsklammer am Rahmen des PV-Moduls bringt. Dadurch wird eine zuverlässige elektrische Verbindung für die erforderlichen Prüfverfahren hergestellt.

2.5 Prüfverfahren und Fehlererkennung

Die Anlage nutzt fortschrittliche Prüfverfahren, um den Zustand der PV-Module zu bewerten. Dazu gehören:

- **Flash-Test:** Bestimmung der elektrischen Leistung durch Beleuchtung der Module mit definierter Einstrahlung.
- **Elektrolumineszenz-Test:** Inspektion der einzelnen Solarzellen auf Risse und inaktive Bereiche
- **Hell- und Dunkelkennlinien:** Analyse der Strom-Spannungskennlinien zur Identifizierung von Fehlerquellen.
- **Isolationstests und Rahmendurchgängigkeitsprüfungen:** Gewährleistung der elektrischen Sicherheit der Module.
- **Spektroskopie und Thermografie:** Materialanalyse der Rückseitenfolie und Erkennung von Mikrorissen und Delaminationen.

Diese Prüfverfahren werden durch fortschrittliche Auswertealgorithmen unterstützt, die die erhobenen Daten analysieren und präzise Fehlerdiagnosen ermöglichen. Die Algorithmen nutzen maschinelles Lernen, um kontinuierlich zu lernen und die Fehlererkennung zu verbessern.

3 VORTEILE DER UPCYCLING-ANLAGE

Die Upcycling-Anlage von 2nd Cycle bietet eine Vielzahl von Vorteilen, die sie zu einer attraktiven Lösung für Recyclingunternehmen und PV-Anlagenbetreiber machen:

- **Hoher Durchsatz:** Die Anlage kann bis zu 120 Module pro Stunde verarbeiten, was durch kurze Zykluszeiten von etwa 30 Sekunden pro Modul ermöglicht wird.
- **Automatisierung:** Der hohe Automatisierungsgrad reduziert den Personalaufwand erheblich und senkt die Betriebskosten.
- **Kosteneffizienz:** Die Prüfkosten werden um mehr als 80 % gesenkt, wodurch die Anlage besonders wirtschaftlich ist.
- **Präzise Diagnosen:** Die automatische Erstellung von Prüfberichten ermöglicht eine schnelle und genaue Zustandsbewertung der Module.
- **Flexibilität:** Die Anlage kann ein breites Spektrum von PV-Modultypen und -größen verarbeiten, was sie vielseitig einsetzbar macht.
- **Umweltfreundlichkeit:** Durch die Wiederverwendung und Verlängerung der Lebensdauer von PV-Modulen werden Ressourcen geschont und die Umweltbelastung reduziert.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die modulare Hochdurchsatz-Upcycling-Anlage von 2nd Cycle FlexCo stellt eine bahnbrechende Innovation für die Verarbeitung gebrauchter PV-Module dar. Durch die umfassende Automatisierung und den Einsatz modernster Technologien ermöglicht die Anlage eine effiziente und kostengünstige Wiederverwendung von PV-Modulen. Dies verlängert deren Lebensdauer und maximiert die Wiederverwendbarkeit, wodurch erhebliche ökologische und ökonomische Vorteile erzielt werden. Mit der Fähigkeit, verschiedene PV-Modultypen zu verarbeiten und präzise Diagnosen zu erstellen, bietet die Anlage eine vielseitige und umweltfreundliche Lösung für Recyclingunternehmen und PV-Anlagenbetreiber.

LITERATURVERZEICHNIS

Kiefer, K., Dirnberger, D., Müller, B., Heydenreich, W., Kröger-Vodde, A. (2010). A Degradation Analysis of PV Power Plants. DOI:10.4229/25thEUPVSEC2010-5BV.4.26.

Kiefer, K., Farnung, B., Müller, B. (2019). Degradation in PV Power Plants: Theory and Practice. 36th European Photovoltaic Solar Energy Conference and Exhibition.

Sina, H., Fischer, M.,, Weiß, K.-A., Schebek, L. (2022). Life cycle assessment of PV module repowering. Energy Strategy Reviews. DOI: https://doi.org/10.1016/j.esr.2022.100928.
UBA. (2020). „Empfehlungen des UBA für die Weiterentwicklung der Behandlung Anforderungen nach ElektroG“ Kap.: 4.3 „AG 3 – Photovoltaikmodule“. 115-116.
Wagenhäuser, M. (2020). Photovoltaik-Projekte nach Ende der Förderdauer. Hintergrundpapier DFBEW, 1-29.
Weiß, K.-A. (2021). Photovoltaic Modules - Reliability and Sustainability. Berlin: Walter de Gruyter GmbH & Co KG.

KONTAKT

DI Simon Prüller
s.prueller@2ndcycle.at
+43 676 6771392
CEO
2nd Cycle
www.2ndcycle.at

Towards closed material cycles in lithium-ion batteries and PV systems: a sustainable resource approach

Eva Gerold[1], Klaus Ebenauer[2], Andreas Anbauer[3], Sergei Shaveko[3] & Helmut Antrekowitsch[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Nonferrous Metallurgy, Leoben, Austria
[2)] Litech GmbH, Sankt Andrä, Austria
[3)] ATM Recyclingsystems GmbH, Fohnsdorf, Austria

ABSTRACT: This paper examines the critical role of recycling in the sustainable management of photovoltaic (PV) modules and lithium-ion batteries (LIBs), which are fundamental to the global transition to renewable energy supply. Both technologies not only share critical raw material requirements - such as lithium, cobalt (LIBs) and silicon (PV) - but also face similar challenges in establishing effective recycling processes. This analysis highlights the current technological, economic and regulatory barriers to efficient recycling and discusses the synergies between PV module and LIB recycling practices. Key areas of focus include the advancement of recycling technologies, particularly hydrometallurgical, pyrometallurgical and direct recycling methods, and the development of policies that can support robust recycling systems. By examining both the similarities and differences between recycling processes, it provides a comprehensive view of how improved recycling practices can contribute to sustainable resource management and the circular economy. The paper emphasises the need for continued technological innovation, improved regulatory frameworks, economic incentives and cross-industry collaboration to achieve effective and sustainable recycling of materials from green transition technologies. This paper sets the stage for future research and development efforts aimed at overcoming current limitations and unlocking the full potential of recycling to support environmental sustainability and economic efficiency.

1 INTRODUCTION

In the 21st century, sustainable development depends increasingly on innovative resource management. Lithium-ion batteries (LIBs) and photovoltaic (PV) systems, central to the green transition, present both significant challenges and opportunities in terms of material use and end-of-life management (Graedel und Allenby 2010; Dunn et al. 2015; Lewis 2007). This paper examines their life cycle approaches to closed material cycles, emphasising a sustainable resource approach.

Both Li-ion batteries and PV systems are critically dependent on specific raw materials – such as lithium and cobalt for batteries and silicon for PV, whose extraction and processing is concentrated in regions with low environmental and human rights standards. The environmental impact of these materials, combined with the surge in demand driven by the global energy transition, requires a shift towards sustainable and responsible management practices. (Frenzel et al. 2017; Harper et al. 2019)

Closed-loop material cycles are at the centre of this change. This approach not only promotes the recycling and reuse of materials, but also integrates circular economy principles into product design and manufacturing processes. By redefining waste as a resource, closed-loop systems aim to minimise environmental impact, reduce dependence on raw material extraction and mitigate the geopolitical implications associated with material scarcity. (Geissdoerfer et al. 2017; Kirchherr et al. 2017; Stahel 2016)

The development of effective closed-loop recycling technologies is of critical importance. In the case of lithium-ion batteries, this involves the recovery of valuable metals such as lithium, nickel, manganese and cobalt and their reintroduction into the manufacturing cycle. Similarly, recycling processes for PV systems focus on the recovery of silicon and the reuse of other composite

materials. However, mainly due to technological, economic and regulatory barriers, current recycling rates for both technologies are less than ideal. Overcoming these challenges is essential for enhancing the sustainability of these systems and ensuring their integration into a circular economy. Additionally, the transition towards closed-loop material cycles encompasses not only technical and economic considerations but also a commitment to environmental and social justice. Effective recycling reduces the environmental degradation associated with raw material extraction and waste disposal, thereby alleviating the impact on ecosystems and local communities. Moreover, it enhances resilience against material scarcity and price volatility, supporting the long-term sustainability of battery and solar technologies. (Müller et al. 2005; Windisch-Kern et al. 2022; Zeng et al. 2014; Harper et al. 2019)

This paper will examine the similarities and differences in the development of recycling practices for lithium-ion batteries and PV systems, with a view to determining how each can inform and improve the other. Through a detailed analysis of current technologies, policy frameworks, and case studies, the discussion will highlight the critical role of closed-loop cycles in achieving sustainable resource management and advancing the global transition towards renewable energy.

2 SIMILARITIES IN RECYCLING PROCESSES

The recycling processes for lithium-ion batteries and photovoltaic (PV) systems share several technological and operational commonalities that reflect the challenges and advancements within the recycling industry. These similarities highlight both the potential and the hurdles in establishing effective recycling mechanisms crucial for sustainable resource management. (Geissdoerfer et al. 2017)

The principal recycling technologies for lithium-ion batteries include hydrometallurgical processes, which employ aqueous solutions to recover valuable metals; pyrometallurgical processes, which involve high-temperature methods to smelt and extract metals; and direct recycling, whereby materials are recovered and reused without undergoing chemical breakdown. (Windisch-Kern et al. 2022; Heelan et al. 2016)

Similarly, PV system recycling primarily relies on mechanical recycling to separate physical components, thermal treatment to salvage high-value silicon, and chemical processes for extracting specific materials such as metals. A key shared method between these technologies is hydrometallurgy, which is utilised in both sectors to recover critical metals like copper and silver. Mechanical recycling also serves as a basic technology in both fields, used for the initial separation and processing of composite materials. (Jadhav und Hocheng 2015; Müller et al. 2005)

The main challenges facing both battery and PV recycling include high costs, efficiency constraints, and technological barriers. The economic feasibility of recycling processes is often questioned due to the high operational costs associated with advanced technological requirements. The primary challenge in recycling is the high energy consumption of current methods, which results in low efficiency. Additionally, existing technologies are unable to recover all types of materials, particularly those that are economically and environmentally significant, such as lithium from batteries and high-purity silicon from solar panels. (Gaines 2014; Müller et al. 2005; Harper et al. 2019; Zhang und Xu 2016)

In response to these challenges, considerable progress has been made. Enhanced hydrometallurgical processes have been developed with the objective of improving the efficiency and environmental footprint of metal recovery. These processes have resulted in higher yields and purity. In addition, innovations in mechanical and thermal recycling techniques have emerged, offering more energy-efficient and less invasive methods of material separation. Emerging technologies in one sector frequently find applicability in another, suggesting the potential for cross-industry application of innovations. For instance, enhanced filtration and separation techniques developed for lithium-ion batteries could facilitate the recovery of metals in photovoltaic recycling. The concept of shared recycling facilities is also gaining traction, where both batteries and solar panels

could be processed. This would leverage similar technological setups to reduce costs and enhance overall recycling efficiency. (Heelan et al. 2016; Harper et al. 2019)

2.1 Governance and policy implications

Effective recycling of lithium-ion batteries and PV systems requires not only technological innovation, but also robust governance and supportive policy frameworks. Existing regulations often lag behind technological advances, resulting in compliance and enforcement gaps that can hamper recycling efforts. Comparative analysis shows that the battery regulatory landscape is often stricter due to the hazardous nature of some materials. In contrast, the recycling of PV systems is less regulated, which can lead to inconsistencies in handling and processing. Policies that mandate recycling, provide guidelines for proper disposal and set recovery targets are crucial. However, these policies need to be harmonised across regions to prevent the export of waste to countries with less stringent environmental controls. Recommendations for policy improvements include incentives to use recycled materials in manufacturing and penalties for non-compliance with recycling protocols. Governments should also invest in research and development to help scale up new technologies that can make recycling more efficient and less costly. (Harper et al. 2019; Goe und Gaustad 2014; Kang et al. 2013; Widmer et al. 2005)

2.2 Environmental and social justice

Recycling processes for lithium-ion batteries and PV systems have significant environmental and social equity implications. Poorly managed recycling operations can lead to environmental degradation and health risks, particularly in low-income countries where a large proportion of the recycling takes place. The release of toxic materials such as cobalt, nickel and other heavy metals can contaminate local water supplies and agricultural land, posing serious health risks to local communities. To address these issues, recycling initiatives must include strong environmental protections and ensure fair labour practices. Promoting greater transparency in the supply chain and implementing certification schemes can help ensure that materials are sourced and recycled responsibly. In addition, involving local communities in decision-making processes related to recycling facilities can lead to more equitable outcomes and greater community acceptance. (Kang et al. 2013; Widmer et al. 2005; Grant et al. 2013; Zink und Geyer 2017)

2.3 Economic perspectives

From an economic perspective, the implementation of closed-loop systems for lithium-ion batteries and PV systems presents both challenges and opportunities. The upfront costs associated with setting up recycling infrastructure can be high, but these can be offset by the long-term economic benefits of resource recovery. In economic terms, recycling can reduce dependence on raw material extraction, which is often more expensive and environmentally critical than recycling. A cost-benefit analysis should consider not only the direct costs associated with recycling technologies, but also the wider economic impacts, including job creation in the recycling sector and the potential for new markets for recycled materials. Economic incentives such as tax breaks, subsidies for green technologies and financial support for companies investing in recycling capacity can encourage stakeholders to adopt sustainable practices. In addition, the creation of a market for recycled materials can stimulate demand and promote the economic viability of recycling operations. (Zeng et al. 2014; Harper et al. 2019; Müller et al. 2005; Raugei und Frankl 2009)

2.4 Technological innovations

Technological innovation is key to advancing recycling processes for lithium-ion batteries and PV systems. Recent developments in automation and robotics have led to more efficient sorting and disassembly processes, which are critical for handling large volumes of waste. Advanced spectroscopy and imaging techniques have improved the accuracy of material identification, allowing more precise separation of valuable materials. Innovative recycling technologies such as direct cathode recovery from lithium-ion batteries and new chemical treatments for dissolving and recovering silicon from PV cells are changing the landscape. These technologies not only increase the efficiency of material recovery, but also reduce environmental impact by using less energy and producing fewer by-products. Future technological advances must focus on scalability and integration with existing systems to facilitate widespread adoption. Collaboration between industry, academia and government can accelerate the development and commercialisation of these innovative technologies. (Zeng et al. 2014; Heelan et al. 2016; Goe und Gaustad 2014; Harper et al. 2019; Gerold und Antrekowitsch 2024)

3 IMPACT ON CRITICAL RAW MATERIALS

The recycling of critical raw materials from lithium-ion batteries and photovoltaic (PV) systems is essential for sustainable development, given the growing global demand for energy storage and renewable energy solutions. This section provides an in-depth analysis of the materials involved, the current recycling landscape and the potential improvements that could revolutionise the industry. (Heelan et al. 2016; Harper et al. 2019)

The critical raw materials for lithium-ion batteries include lithium, cobalt, nickel, manganese and graphite among others (see Figure 1a). Each of these materials is essential to battery performance and energy efficiency. Graphite, in particular, is essential as it serves as the anode material in common batteries. Its high electrical conductivity and ability to incorporate lithium ions make it critical to battery efficiency and lifetime. (Dunn et al. 2015; Vranken 2020; Davies et al. 2024)

In PV systems, silicon is the most critical material (see Figure 1b), used primarily in the form of high-purity silicon for solar cells. This material is crucial for achieving high solar energy conversion efficiencies. In addition to silicon, metals such as silver, tellurium and indium are also used in PV systems, particularly in conductive pastes and thin-film technologies. (Chopra et al. 2004; Green et al. 2020; Heath et al. 2022)

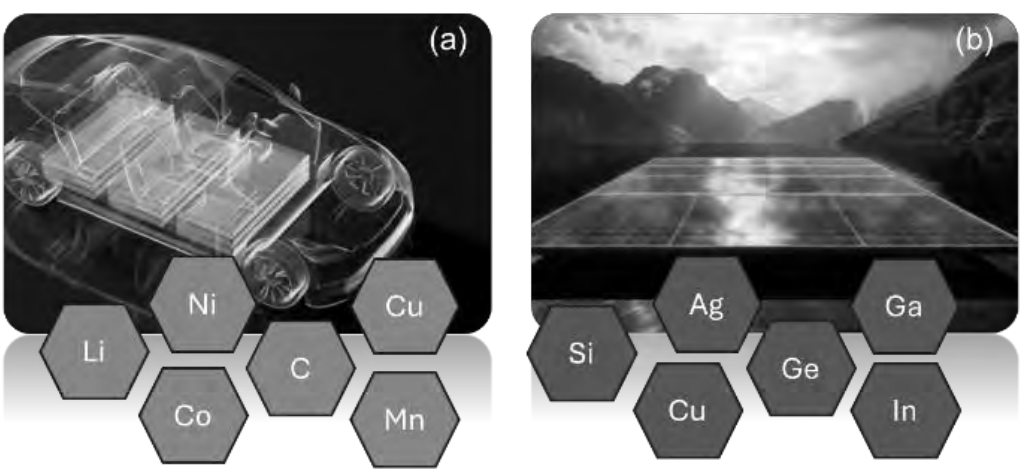


Fig. 1: Critical raw materials in (a) lithium-ion batteries and (b) photovoltaic cells

The recycling infrastructure for both lithium-ion batteries and PV systems is underdeveloped, mainly due to technological and economic challenges. For batteries, the focus is often on high-value metals such as cobalt and nickel, while recycling lithium and graphite is less economically attractive due to their lower market value and more complex recovery processes. PV recycling is primarily focused on the recovery of bulk materials such as glass and aluminium, with less emphasis on silicon recycling due to the challenges associated with its extraction and purification from decommissioned solar panels. Critical trace metals used in thin films are often overlooked due to technological barriers to their efficient recovery. Several strategies are needed to improve recycling rates and methods for these critical materials: (Gerold und Antrekowitsch 2024; Heelan et al. 2016; Windisch-Kern et al. 2022)

- Development of advanced technologies: Innovative technologies that improve the efficiency and economics of recycling processes are essential. For example, new methods to recycle graphite directly from spent batteries could preserve the material's properties and reduce the need for primary extraction.
- Improved recovery techniques: Techniques such as hydrometallurgical processes need to be optimised to enable the recovery of lithium and other less economically attractive materials. In the context of PV recycling, chemical processing techniques that can efficiently extract and purify silicon from end-of-life solar panels are critical.
- Regulatory and policy support: Stronger regulations and policies that mandate recycling and standardise practices can drive the development of the recycling industry. Policies should not only target the recovery of high-value materials, but also ensure that less valuable but equally critical materials are not discarded.

The economic impact of recycling critical raw materials is profound. By recovering materials that would otherwise require energy-intensive and environmentally critical extraction processes, recycling can reduce the costs associated with raw material sourcing. It can also help stabilise supply chains and reduce the geopolitical risks associated with reliance on material imports from politically unstable regions. (Buchert et al. 2009)
Recycling reduces the environmental footprint associated with the extraction and processing of raw materials. For example, the mining of lithium and graphite is often criticised for its environmental impact, including water pollution and ecological disruption. By recycling these materials, the strain on natural resources is significantly reduced, leading to more sustainable material consumption patterns. (Gaines 2014)
Looking ahead, the integration of circular economy principles into the battery and PV industries is imperative. This integration not only supports sustainability goals, but also drives technological innovation and economic growth. Research and development focused on the entire life cycle of products, from design for recyclability to advanced recovery technologies, will play a critical role in transforming the management of critical raw materials in the context of global material cycles. (Zeng et al. 2014; Buchert et al. 2009)

4 DISCUSSION

The recycling processes for photovoltaic (PV) modules and lithium-ion batteries (LIBs) are critical to advancing material efficiency and sustainability, as they face similar challenges and opportunities. Initially, the scarcity of returned materials and the high costs associated with recycling made it economically unfeasible to establish dedicated recycling facilities for these technologies. However, as the volumes of waste materials have increased, the economic outlook for recycling has changed and the viability of specific recycling operations is being reconsidered.
Technologically, both PV modules and LIBs present complex challenges due to the sophisticated nature of the materials involved, such as silicon wafers or critical metals such as cobalt, nickel and lithium. Effective separation and purification processes are essential but remain challenging, often making recycling more expensive than less sustainable disposal methods such as landfill. However, as regulatory frameworks, particularly in the European Union, begin to mandate higher

recycling rates and more specific recovery targets (as seen in the new Battery Directive), these challenges are increasingly being addressed. These regulations not only enforce more sustainable practices, but also stimulate technological innovation and adaptation.
Synergistic opportunities between PV and LIB recycling processes are emerging as a key area of interest. Through collaborative research and shared methodologies, both fields can improve their recycling efficiency. This collaboration is essential to develop advanced technologies that can handle the complex material streams more efficiently, thereby reducing overall recycling costs and improving economic viability.
In addition, consumer and stakeholder involvement is critical to the success of recycling initiatives. Educational campaigns and broader public engagement strategies can increase awareness and support for recycling efforts. Similarly, fostering partnerships across the value chain – including manufacturers, policymakers, recyclers and research institutions – can drive collective action and innovation by aligning diverse interests and resources around common goals.
As both sectors evolve, continued investment in research and development is essential. This, coupled with supportive regulatory incentives and frameworks such as Extended Producer Responsibility (EPR), can drive the recycling of PV modules and LIBs towards more sustainable and economically viable practices. Ultimately, improving these recycling processes will contribute significantly to resource recovery, reduce reliance on virgin materials and minimise environmental impacts, thereby supporting the transition to a more robust circular economy.

5 CONCLUSION AND OUTLOOK

Effective recycling of PVs and LIBs remains critical to the journey towards a more sustainable future. The challenges and synergies outlined in this discussion highlight the critical need for integrated strategies that include technological innovation, regulatory reform and stakeholder collaboration.
The future of recycling these complex technologies lies in continuous technological development. Innovation should focus on improving the efficiency and reducing the cost of separation and purification processes. For example, further development of hydrometallurgical techniques could increase the recovery rates of critical materials such as lithium and cobalt from LIBs and silicon from PV modules. In addition, the use of new technologies such as robotics and advanced spectroscopy can streamline sorting and disassembly processes, making recycling operations more efficient and less labour-intensive.
Robust governance and supportive policy frameworks are essential to ensure the success of recycling initiatives. Regulations need to evolve to close the gap between current practices and technological capabilities to ensure that recycling rates improve and environmental standards are met. Policies should encourage the use of recycled materials in manufacturing and set more stringent recycling requirements. In addition, global harmonisation of these regulations will prevent the export of e-waste to countries with less stringent environmental protection, thus promoting a more equitable global approach to recycling.
From an economic perspective, recycling represents a significant opportunity to reduce the costs and environmental impacts associated with raw material extraction. Policy makers and industry leaders need to consider economic incentives that make recycling a more attractive option than using virgin materials. Socially, recycling initiatives must prioritise environmental justice, ensuring that operations do not adversely affect disadvantaged communities and that all practices are transparent and equitable.
Ultimately, the integration of circular economy principles into the life cycle of PV modules and LIBs will be crucial for sustainable development. This includes designing products with recycling in mind and creating closed loops that minimise waste. Improving recycling technologies and systems will greatly increase material recovery, reduce dependency on extraction and make substantial progress towards our environmental and sustainability goals. In conclusion, while the challenges are significant, the opportunities for improving the recycling of PV modules and LIBs are promising. Continued innovation, coupled with strong policy support and collaborative efforts,

will be key to realising these opportunities. The outlook is optimistic, and with concerted efforts, the recycling of these critical technologies can be aligned with global sustainability goals, paving the way for a more resource-efficient and environmentally responsible future.

REFERENCES

Buchert, M., Schüler, D., Bleher, D. (2009): Critical Metals for Future Sustainable Critical metals for future sustainable technologies and their recycling potential. Sustainable innovation and technology transfer industrial sector studies. Hg. v. Öko-Institut e.V. Online verfügbar unter https://www.oeko.de/oeko-doc/1070/2009-129-en.pdf, zuletzt geprüft am 31.05.2024.

Chopra, K. L., Paulson, P. D., Dutta, V. (2004): Thin-film solar cells: an overview. In: *Progress in Photovoltaics* 12 (2-3), S. 69–92. DOI: 10.1002/pip.541.

Davies, S.H., Christensen, P., Holberg, T., Avelar, J., Heidrich, O. (2024): Raw Materials and Recycling of Lithium-Ion Batteries, S. 143–169. DOI: 10.1007/978-3-031-48359-2_9.

Dunn, J.B., Gaines, L., Kelly, J.C., James, C., Gallagher, K.G. (2015): The significance of Li-ion batteries in electric vehicle life-cycle energy and emissions and recycling's role in its reduction. In: *Energy Environ. Sci.* 8 (1), S. 158–168. DOI: 10.1039/C4EE03029J.

Frenzel, M., Kullik, J., Reuter, M.A., Gutzmer, J. (2017): Raw material 'criticality'—sense or nonsense? In: *J. Phys. D: Appl. Phys.* 50 (12), S. 123002. DOI: 10.1088/1361-6463/aa5b64.

Gaines, L. (2014): The future of automotive lithium-ion battery recycling: Charting a sustainable course. In: *Sustainable Materials and Technologies* 1-2, S. 2–7. DOI: 10.1016/j.susmat.2014.10.001.

Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N.M.P., Hultink, E.J. (2017): The Circular Economy – A new sustainability paradigm? In: *Journal of Cleaner Production* 143, S. 757–768. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.12.048.

Gerold, E., Antrekowitsch, H. (2024): Advancements and Challenges in Photovoltaic Cell Recycling: A Comprehensive Review. In: *Sustainability* 16 (6), S. 2542. DOI: 10.3390/su16062542.

Goe, M., Gaustad, G. (2014): Strengthening the case for recycling photovoltaics: An energy payback analysis. In: *Applied Energy* 120, S. 41–48. DOI: 10.1016/j.apenergy.2014.01.036.

Graedel, T.; Allenby, B.R. (Hg.) (2010): Industrial ecology and sustainable engineering. Internat. ed. Boston, Mass., Munich: Pearson.

Grant, K., Goldizen, F.C., Sly, P.D., Brune, M.-N., Neira, M., van den Berg, M., Norman, R.E. (2013): Health consequences of exposure to e-waste: a systematic review. In: *The Lancet. Global health* 1 (6), e350-61. DOI: 10.1016/S2214-109X(13)70101-3.

Green, M.A., Dunlop, E.D., Hohl-Ebinger, J., Yoshita, M., Kopidakis, N., Hao, X. (2020): Solar cell efficiency tables (version 56). In: *Progress in Photovoltaics* 28 (7), S. 629–638. DOI: 10.1002/pip.3303.

Harper, G., Sommerville, R., Kendrick, E., Driscoll, L., Slater, P., Stolkin, R. et al. (2019): Recycling lithium-ion batteries from electric vehicles. In: *Nature* 575 (7781), S. 75–86. DOI: 10.1038/s41586-019-1682-5.

Heath, G.; Ravikumar, D.; Ovaitt, S.; Walston, L.; Curtis, T.; Millstein, D. et al. (2022): Environmental and Circular Economy Implications of Solar Energy in a Decarbonized U.S. Grid. Technical Report. Online verfügbar unter https://www.nrel.gov/docs/fy22osti/80818.pdf, zuletzt geprüft am 29.05.2024.

Heelan, J., Gratz, E., Zheng, Z., Wang, Q., Chen, M., Apelian, D., Wang, Y. (2016): Current and Prospective Li-Ion Battery Recycling and Recovery Processes. In: *JOM* 68 (10), S. 2632–2638. DOI: 10.1007/s11837-016-1994-y.

Jadhav, U.; Hocheng, H. (2015): Hydrometallurgical Recovery of Metals from Large Printed Circuit Board Pieces. In: *Scientific reports* 5, S. 14574. DOI: 10.1038/srep14574.

Kang, D.H.P., Chen, M., Ogunseitan, O.A. (2013): Potential environmental and human health impacts of rechargeable lithium batteries in electronic waste. In: *Environmental science & technology* 47 (10), S. 5495–5503. DOI: 10.1021/es400614y.

Kirchherr, J., Reike, D., Hekkert, M. (2017): Conceptualizing the Circular Economy: An Analysis of 114 Definitions. In: *SSRN Journal*. DOI: 10.2139/ssrn.3037579.

Lewis, N.S. (2007): Toward cost-effective solar energy use. In: *Science (New York, N.Y.)* 315 (5813), S. 798–801. DOI: 10.1126/science.1137014.

Müller, A., Wambach, K., Alsema, E. (2005): Life Cycle Analysis of Solar Module Recycling Process. In: *MRS Proc.* 895. DOI: 10.1557/PROC-0895-G03-07.

Raugei, M., Frankl, P. (2009): Life cycle impacts and costs of photovoltaic systems: Current state of the art and future outlooks. In: *Energy* 34 (3), S. 392–399. DOI: 10.1016/j.energy.2009.01.001.

Stahel, W.R. (2016): The circular economy. In: *Nature* 531 (7595), S. 435–438. DOI: 10.1038/531435a.

Vranken, T. (2020): Critical raw materialsin Li-ion batteries. Online verfügbar unter https://www.inno-energy.com/uploads/2023/01/critical-raw-materials-in-li-ion-batteries.pdf.

Widmer, R., Oswald-Krapf, H. Sinha-Khetriwal, D. Schnellmann, M., Böni, H. (2005): Global perspectives on e-waste. In: *Environmental Impact Assessment Review* 25 (5), S. 436–458. DOI: 10.1016/j.eiar.2005.04.001.

Windisch-Kern, S., Gerold, E., Nigl, T., Jandric, A., Altendorfer, M., Rutrecht, B., et al. (2022): Recycling chains for lithium-ion batteries: A critical examination of current challenges, opportunities and process dependencies. In: *Waste management (New York, N.Y.)* 138, S. 125–139. DOI: 10.1016/j.wasman.2021.11.038.

Zeng, X., Li, J., Singh, N. (2014): Recycling of Spent Lithium-Ion Battery: A Critical Review. In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 44 (10), S. 1129–1165. DOI: 10.1080/10643389.2013.763578.

Zhang, L., Xu, Z. (2016): A review of current progress of recycling technologies for metals from waste electrical and electronic equipment. In: *Journal of Cleaner Production* 127, S. 19–36. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.04.004.

Zink, T., Geyer, R. (2017): Circular Economy Rebound. In: *J of Industrial Ecology* 21 (3), S. 593–602. DOI: 10.1111/jiec.12545.

CONTACT

Dipl.-Ing. Dr.mont. Eva Gerold
eva.gerold@unileoben.ac.at
0043-3842-402-5207
Chair of Nonferrous Metallurgy
Montanuniversitaet Leoben
https://www.nichteisenmetallurgie.at/en/home/

Limits and Challenges of the Calculation and Verification of the Recycling Efficiency of Lithium-ion Batteries posed by the new European Battery Regulation

Bettina Rutrecht[1], Cornelia Rutkowski[2], Thomas Hafner[3], Astrid Arnberger[3], Robert Hermann[4], Thomas Nigl[2] & Roland Pomberger[2]
[1)] K1-MET GmbH, Area Metallurgical Process Efficiency and Circularity, Leoben, Austria
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing and Waste Management, Leoben, Austria
[3)] Saubermacher Dienstleistungs AG, Research and Development, Feldkirchen bei Graz, Austria
[4)] TÜV SÜD Landesgesellschaft Österreich GmbH, Green Energy & Sustainability, Niklasdorf, Austria

ABSTRACT: The new European Battery Regulation, introduced as part of the EU's Green Deal, presents significant challenges and changes in recycling lithium-ion batteries (LIB). This regulation not only raises the general recycling efficiency quotas from 50 % to 65 % by 2027 and 70 % by 2030 but also sets specific recycling efficiency requirements for cobalt (Co), copper (Cu), lithium (Li), and nickel (Ni) at the elemental level. These requirements demand comprehensive data collection and data verification, adding complexity to the recycling chain of batteries. This paper explores the implications of these new regulations, focusing on the calculation methods for recycling efficiency and material recovery rates and the challenges in obtaining accurate and reliable data. It discusses the necessary internal and external data collection processes, the role of the first recycler, and the verification of results by third parties. Additionally, the paper highlights the potential economic and organizational impacts on small companies within the industry. The authors emphasize the need for clear definitions and standardization in the calculation and reporting processes to ensure fair competition and regulatory compliance. The paper concludes with recommendations for industry practices and potential solutions to effectively meet the new regulatory demands.

1 INITIAL SITUATION

The publication of the new European Battery Regulation (EU Regulation 1542/2023, 2023) , a component of the European Union's Green Deal (European Commission, 2020) prescribes significant changes and challenges in the field of lithium-ion batteries (LIB) recycling. This regulation distinguishes LIB as a separate category, increasing the general recycling efficiency quotas from 50 % to 65 % by 2027, and further to 70 % by 2030 (Appendix XII). More importantly, for the first time, the EU is setting specific legal requirements for recycling efficiency for selected key elements within LIB, namely cobalt (Co), copper (Cu), lithium (Li) and nickel (Ni). These requirements are outlined in Table 1 and will take effect starting in 2027 (also Appendix XII).

Tab. 1: EU Recycling Efficiency Requirements for LIB Key Elements[1)]

	Co	Cu	Li	Ni
2027	90 %	90 %	50 %	90 %
2031	95 %	95 %	80 %	95 %

[1)] Lead (Pb) recovery is also mandatory but was intentionally neglected

1.1 Challenges

These requirements are accompanied by a mandatory calculation formula and an obligation to provide proof of the truthfulness when reporting numbers for recycling efficiency for recycling companies. A technical guideline is expected to be published in a delegated act in 2025. Therefore, the European Joint Research Center (JRC) launched an extensive stakeholder dialogue in

2023, which has now been completed. The publication of the results with recommendations for European legislation, which is generally followed, is still pending. However, according to the latest findings, several things have already been finalized concerning the design, which raises questions about its implementation and the challenges that arise with it. This primarily concerns

- **Data Quality:** Ensuring the completeness, accuracy, and consistency of data collected throughout the recycling chain.
- **Calculation Methods**: Complying with the new recycling efficiency and material recovery rates formulas, see formulas (1) and (2).
- **Verification**: Establishing robust verification processes by independent third parties to comply with the new regulation.

1.2 Goals

This conference paper aims to highlight the uncertainties and limitations of the current system. It will discuss the implications for stakeholders along the recycling chain, propose solutions for a standardized and efficient implementation of the new regulations and promote discussion on its feasibility. With joint forces, a satisfactory standardized implementation of the verification requirement for everyone in the industry is possible and it will ensure compliance with the elevated recycling efficiency quotas and specific elemental recovery rates.

2 COMPARISON OF CALCULATION BACK THEN AND NOW

A closer look will be taken at the calculation of the recycling efficiency rate (r_{RE}) and the recovery rate of materials (r_{RM}).

2.1 Recycling Efficiency Rate (r_{RE})

Even before the amendment, the calculation of r_{RE} of a battery recycling process was required (EU Regulation 793/2012, 2012). Formula (1) prescribed for this will remain the same as before

$$r_{RE} = \frac{\sum m_{output}}{m_{input}} * 100, \quad [mass\ \%] \tag{1}$$

Previously (note: as part of (EU Regulation 793/2012, 2012)), recycling efficiency was only measured at cell level. The housing had to be calculated separately. The amendment now includes for the first time the material resulting from dismantling and disassembly during preparation for recycling and its contribution to recycling in the calculation. Any material from which the battery is made of and put on the market with can be counted as a m_{input} of r_{RE}. The m_{output} variable leaves questions unanswered in some parts. According to the definition, the mass of the material fractions that is able to replace primary raw materials may be included in the calculation. This replacement statement is comprehensible for output streams (m_{output}) generated at the end of the battery recycling process. However, let us now consider the recycling of material fractions produced during pre-treatment operations (e.g. storage, handling, disassembly & dismantling) prior the recycling. According to the JRC recommendations, disassembled material also qualifies as m_{output}, however a **definition of** the term **"recycling"** is neglected. These material fractions are unlikely suitable to substitute primary material without any further treatment and this treatment is in turn associated with a depletion because processes are never 100 efficient. The actual quantity that is suitable for replacing primary raw materials is therefore less than m_{output}. Should this fact be taken into account, or should it be accounted for as 100% recycled ex-works for the sake of simplicity? In the past, downstream processes were recognized for 100 % recycling if they were legally assigned to the utilization process of the category R4 (recycling/recovery of metals and metal compounds). However, new systems are often only authorized as utilization process R12

(exchange of waste in order to subject it to one of the processes listed in R1 to R11) processes, which would not be permissible for 100 % recognition for recycling under the old legislation. From a scientific point of view, correct considerations of downstream degrees of recycling efficiencies besides the battery recycling process itself are welcome, but in industrial applications it is rarely feasible or reasonable due to economical and practical reasons. It is therefore recommended to discuss whether all dismantled material fractions of the pre-treatment sent to a designated R process (R3 - R6, R12) should be recognized as 100 % recycled to minimize the complexity of reporting in this respect.

2.2 Recovery Rate of Materials (r_{RM})

An absolute novelty is calculating r_{RM}, shown in formula (2). The TM stands for target material and is to be equated with the key elements Co, Cu, Li and Ni (Pb). These elements are considered recycled, or $m_{TM,output\text{-}point}$, when their quality is suitable for substitution primary raw materials, substances or products and are therefore no longer considered waste.

$$r_{RM}(TM) = \frac{\sum m_{TM,output-point}}{m_{TM,input}} * 100, \quad [mass\ \%] \tag{2}$$

It is essential to note that the reference point $m_{TM,input}$ is the mass of the different elements in the active mass after cell disruption. Conversely, all material fractions from the pre-treatment operations and consequently their masses are excluded from the calculation. In summary, this means that all other occurrences of these elements outside the active mass are not considered in the calculation according to the current interpretation. This can lead to less critical raw material being recycled than it could be. Cobalt, which is used as an alloying element in metallic housings, but also copper, from the cable periphery or the busbars used in larger types of LIBs, are taken into account in calculating the recycling efficiency rate (1) but neglected in calculating the recovery rate of materials (2).

3 CHALLENGES OF A VALID RESULT

Depending on where you are in the battery recycling chain, companies are more or less confronted with some of the following challenges. In general, larger companies and groups in particular will have less problems with implementation compared to small companies affected by financial and organisational challenges.

3.1 Internal Data Collection

As a part of the verification process recycling companies are obliged to collect comprehensible data on input and output for calculating the recycling efficiency and recovery rate. This should be done in accordance with certain quality criteria, which are "Completeness," "Accuracy," and "Consistency". At the goods level (r_{RE}), the contribution to the recycling efficiency can be thoroughly documented by maintaining weighing records of the input and output. However, calculating recycling efficiency at the element level (r_{RM}) is somewhat more complicated. The poor data situation of the initial m_{Input} makes the simple formula tricky. The uncertainties are caused by the inhomogeneity of the input material, compounded by the variability in the components of the battery cells and their differing quantities. From today's perspective, there are two ways to solve this challenge: (I) the product pass or (II) back-calculation.

(I) Product pass: Beginning in 2027, the product passport for batteries lists the components and material used for energy storage devices. This information enables material tracking and precise characterization of the input flow. However, it will be several years before the first products with

a product passport reach end-of-life. Until then, the composition of the input material will only be identified by dismantling, tear-down, and subsequent elemental analysis of the parts and black matter.

***(II) Back calculation**:* Up to date, the input composition and with it the content of key elements Co, Cu, Li and Ni to calculate r_{RM} is unknown until its mechanical break-down and chemical analysis of product streams. Based on this, back calculation of the initial composition of the waste batteries is feasible by using thermodynamics and conservation of mass. From a scientific point of view, the most accurate calculation method includes analysing each material stream of the recycling process regularly over the year as part of the quality management process. However, this is cost-intensive and requires specific technical expertise. Politicians must now address the following questions:

- In what quality and frequency should the necessary data be collected?
- What is justifiable or reasonable?
- Who bears the costs?
- Is quality assurance required, and to what extent?
- Can external parties be commissioned to do this?

Moreover, the industry must reach a consensus internally if politicians cannot answer these questions or are able to do it in the unforeseeable future. One possible solution could be formulating a standard for this purpose, representing a consolidated basis for fair competition.

3.2 External Data Collection

It all kicks off with the "***first recycler***". The first recycler is the first link in the LIB recycling chain and is tasked with fulfilling the legal obligation to provide recycling data. It is responsible for conscientiously compiling all data in the upstream and downstream recycling chain. This includes carrying out calculations according to the specified scheme and have them verified by an authorized authority to provide evidence of their trustworthiness to the EU, as required by law. However, the term leaves room for interpretation. Smaller pre-processors such as workshops or waste disposal companies may also be considered first recyclers and are, therefore, subject to the reporting obligation. An alternative interpretation is that recycling starts with the destruction of the physical unit of the cell. This reading would relieve the organisational burden on small companies. Since the first recycler is responsible for reporting the data for all subsequent process steps, how is data transferred along the chain? There is a contractual challenge to clarify the transfer of data and confidentiality within the industry, as sensitive internal information may have to be disclosed along the supply chains. Cooperation between collectors and recyclers leads to agreements on the documentation of parts of already dismantled parts such as housing covers, cable scrap, etc., which can contribute significantly to data collection.

3.3 Verification of Results by Third Parties

The verification of the recycling efficiency and the recovery rates shall be made by the competent authorities of the member states. These third parties shall verify the overall calculations including technical documentation, data confidentiality and techniques for verification. The draft mentions authorized government bodies, i.e., authorities and ministries to review the data situation alongside independent third parties. There are many different ways in which a third-party review can be organized, but they can be summarised in two basic scenarios: (I) a system variant and (II) a direct variant.

(I) System variant: A framework specifies the exact criteria, the precise implementation, and the qualification of the inspectors. The inspectors do not carry out any inspections themselves. Instead, independent bodies can register in this system and be notified using the specified method

which authorizes them to inspect companies for compliance with the criteria and issue corresponding certificates.

(II) Direct variant: A state authority such as a ministry or agency, for example, the Federal Environment Agency, assumes the obligation to check the accuracy of the data according to a scheme specified by the EU. Companies report directly to this central body.

Who will have the capacity and, above all, the funds to fulfil the requirements? There already has been a statutory reporting obligation under the old Battery Ordinance. However, the law on the documentation of battery collection can be regarded as dead law to some degree. Internationally, official reporting centres already appear to be stretched to the limit with their tasks and, therefore, need more resources to check the reported data. Also, double reporting is standard practice. Austria does not have a battery recycling plant in the strict sense. It is, therefore, not obliged to report. However, not reporting data puts Austria's good reputation as a recycling pioneer is at stake. Therefore, collection volumes from disposal companies are reported as recycled battery volumes, even though recycling occurs in other EU Member States. The new legally required documentation will presumably change this and it will no longer be possible to handle it in the same way as before. Consequently, clear statements must be made regarding responsibility, competencies and delegable powers.

4 CONCLUSION

The industry is now eagerly awaiting the publication of the new implementing provisions for calculating recycling efficiency as part of the EU Battery Regulation. From an EU perspective, it is economically and strategically viable to demand element-based recycling quotas in line with the EU critical raw material-strategy (European Commission, 2023) to secure raw materials for the vital energy and mobility transition. Key figures and mandatory quotas are forcing the industry to optimize its processes to this end.

Enforce Stakeholder Communication
A timely start to open communication with suppliers and customers along the chain is highly recommended to avoid future unpleasant surprises during data collection or other reporting activities.

Sharpen Definitions
First, it is necessary to sharpen up the definitions. Politicians must answer these questions so that everyone can speak the same language and fair competition in the industry can be guaranteed.

- Who is considered the first recycler?
- What exactly qualifies as input and output?
- At what point is the material considered recycled and to what extent?

Awareness on Significance of Results
Apart from this, it is crucial to clarify the data quality (precision and accuracy) for the calculation basis. It is recommended by the law to use average values. However, averages can vary widely depending on the reviewed sample size and analysing method. It is therefore desirable to reach an agreement on significance of the results and an awareness of the limits of the meaningfulness of the value to be achieved by using it. Answers need to be found on what are the minimum requirements to achieve reasonable figures.

Call for Standardization
The formulae may look simple but they are tricky. It is advisable to strive for standardization on a national or a European level. Processing times are shortened, and a harmonized procedure makes reporting more straightforward. Standardizing the calculation method offers several

advantages: It makes things easier for the companies, as it creates regulatory conformity and efficiency. It also makes it easier for authorized third parties to check the data, thanks to consistency and comparability. Furthermore, it creates external trust through transparency and reduces the risk of errors due to calculation inaccuracies. Possible solutions are, on the one hand, to wait for an EU system solution with EU-wide standardized requirements, although it is not known whether efforts are being made in this direction or the development and implementation of a separate (inter)national voluntary industry standard without a system in the background.

Elaborate best practices from case studies

A consortium consisting of the authors' companies is attempting to work together on a best-practice solution and thus take a first step towards standardization. The aim is to implement the calculation as an example this year and then share the resulting approach and lessons learned with the stakeholders. By addressing these challenges, the industry can move towards a more sustainable and efficient recycling process for lithium-ion batteries, aligning with the broader goals of the EU's Green Deal.

ACKNOWLEDGMENTS

The Module "FuLIBatteR" is funded within COMET, the Austrian programme for competence centres. COMET is funded by the Austrian Federal Ministries BMK and BMAW as well as by the Federal States of Upper Austria and Styria.

REFERENCES

EU Regulation 1542/2023. (12. 7 2023). Regulation (EU) 2023/1542 of the European Parliament and of the Council of 12 July 2023 concerning batteries and waste batteries. *Office Journal of the European Union*, S. 117.

EU Regulation 793/2012. (11. June 2012). Regulation (EU) No 493/2012 of 11 June 2012 laying down persuant to Directive 2006/66/EC of the European Parliament and of the Council, detailed rules regarding the calculation of recylcing efficiencies of the recycling processes of waste batteries . *Official Journal of the European Union*, S. 13.

European Commission. (2020). A new Circular Economy Action Plan for a cleaner and more competitive Europe.

European Commission. (2023). *Study on critical raw materials for the EU 2023 - Final report.* Directorate-General for Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs. Brussels: Publications Office of the European Union. doi: https://data.europa.eu/doi/10.2873/725585

CONTACT

DI Bettina Rutrecht
Bettina.rutrecht@k1-met.com
Area Metallurgical Process Efficiency and Circularity
K1-MET GmbH
www.k1-met.com

Carbo-thermisches Recycling von Lithium-Ionen-Batterien: Entwicklungsschritte vom batch- zum semikontinuierlichen Betrieb

Lukas Wiszniewski[1], Zlatko Raonic[1], Thomas Hochsteiner[1] & Klaus Doschek-Held[1]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Lithium-Ionen-Batterien (LIB) sind ein entscheidender Bestandteil der Energiewende und können eine Lösung für die Defossilisierung des Verkehrssektors und zur Stabilisierung des Stromnetzes bieten. Aufgrund der erwarteten heterogenen und großen Abfallmenge, bedarf es einer Recyclinglösung, welche aktuelle Probleme in der Pyro- und Hydrometallurgie umgehen kann. Der Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik arbeitet derzeit an dem Scale-Up eines pyrometallurgischen Recyclingprozesses für LIBs von Batchbetrieb in Richtung kontinuierlichem Konzept. Großer Vorteil des Prozesses gegenüber herkömmlichen pyrometallurgischen Verfahren besteht in der Rückgewinnung von Phosphor und Lithium über die Gasphase sowie einer Legierung, die aus Nickel, Kobalt, Kupfer und weiteren Metallen besteht. Kern des Prozesses ist das InduRed-Reaktorkonzept, ein induktiv beheizter Festbettreaktor zur carbothermischen Reduktion des oxidischen Kathodenmaterials. Der sogenannte InduMelt-Reaktor, eine Batch-Version des InduRed-Reaktors, wird derzeit für grundlegende Forschungsarbeiten genutzt. Der Reaktor ermöglicht es alle vorgeschriebenen Recyclingziele für 2031 zu erreichen und ermöglicht Rückgewinnungsraten von über 90% für alle Metalle. Mit fortgesetzten Forschungsanstrengungen soll dieses Reaktorkonzept zunächst auf 10 kg/h und 50 kg/h skaliert werden, um letztendlich ausreichende Daten zu liefern, um eine industrielle Recyclinglösung auf TRL9 für den zukünftigen LIB-Abfallstrom anzubieten.

1 EINLEITUNG

Die Sicherstellung von Ressourcenunabhängigkeit und die Versorgung mit kritischen Rohstoffen sind zentrale Herausforderungen für die europäische Industrie. Der europäische Batteriepass, der die Rückverfolgbarkeit und Nachhaltigkeit von Batterien gewährleisten soll, erfordert umfassende Recyclingprozesse, die nicht nur hohe Rückgewinnungsraten erzielen, sondern auch strenge Umweltauflagen erfüllen. Diese Anforderungen resultieren aus den neuen regulatorischen Bestimmungen, die in der EU-Direktive 2006/66/EC und der Verordnung No. 2019/1020 festgelegt sind. Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, müssen Recyclingprozesse entwickelt werden, die eine maximale Rückgewinnung von Wertstoffen bei gleichzeitig minimaler Umweltbelastung ermöglichen. Hydrometallurgische Verfahren, die bereits heute hohe Rückgewinnungsraten erreichen, stoßen jedoch auf erhebliche Probleme hinsichtlich der Abwasserentsorgung und des Einsatzes gefährlicher Chemikalien. Dieses Problem nimmt mit zunehmender Variabilität des Recyclingstroms zu, weshalb passende Vorbehandlungsschritte unbedingt notwendig sind. Ein vielversprechender Ansatz zur Bewältigung dieser Herausforderungen könnte in der Kombination von Pyrometallurgie und Hydrometallurgie liegen, um den Ressourcen- und Energieverbrauch zu senken und gleichzeitig die Umweltbelastung zu minimieren.
Am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik der Montanuniversität Leoben wird in diesem Zusammenhang am InduRed-Reaktor geforscht, welches auf der pyrometallurgischen Behandlung der Schwarzmasse von LIB basiert. Ein einzigartiger Vorteil dieses Verfahrens ist die Rückgewinnung von Lithium über den Gasstrom, im Gegensatz zur herkömmlichen pyrometallurgischen Methode, bei der Lithium verschlackt wird. Ein wichtiger Aspekt der Weiterentwicklung des InduRed-Reaktors ist die Entwicklung von Batch- auf kontinuierlichen Betrieb. Diese Umstellung erfordert umfassende Grundlagenforschung, insbesondere im Bereich mechanischer und chemischer Stabilität geeigneter Feuerfestmaterialien. Die Entwicklung dieser ist entscheidend, um die extremen Bedingungen während des Prozesses zu bewältigen und eine erhöhte Lebensdauer und damit Wirtschaftlichkeit des Reaktors zu gewährleisten. Gleichzeitig muss die Kinetik der im

Reaktor stattfindenden Reaktionen detailliert erforscht werden, um die Effizienz und Effektivität des kontinuierlichen Prozesses zu maximieren. Anhand der detaillierten Grundlagenforschung soll es ermöglicht werden, den Reaktor und das gesamte Verfahrenskonzept so zu steuern, dass in Abhängigkeit der Industrieanforderungen unterschiedliche Produktqualitäten erfüllt werden können. (Österreich Patentnr. WO 2021/175703, 2021)

2 PROZESSENTWICKLUNG

Dieser Beitrag soll einen Einblick in den Entwicklungsprozess des InduRed-Reaktors von der Grundlagenforschung und generellen Eignung, bis hin zur Etablierung erster Schritte in Richtung kontinuierliches Konzept mit Fokus auf industrielle Einsatzfähigkeit geben. Die InduMelt-Anlage, eine diskontinuierlich betriebene Versuchsanlage im Labormaßstab, stellt die Grundlage der durchgeführten Forschungsarbeiten dar und bietet dabei ähnliche thermodynamische Eigenschaften wie der InduRed-Reaktor. Er besteht aus einem induktiv beheizten Tiegel mit einer Schüttung aus Grafitwürfel. Diese sollen an der Reaktion selbst nicht teilnehmen, sondern lediglich als Suszeptormaterial dienen. Die Schüttung bietet den Vorteil einer radial günstigen Temperaturverteilung, mit der Möglichkeit axial unterschiedliche Temperaturen- und somit Reaktionszonen einzustellen. Durch die Ausbildung einer dünnen Schmelzschicht wird der Transport kritischer Elemente wie Li und P in die Gasphase begünstigt, welche dadurch aus dem Prozess extrahiert werden können. Diese Schlackenphase wird aus wirtschaftlichen Gründen bei aktuellen pyrometallurgischen Recyclingrouten nicht rückgewonnen und stellt somit einen entscheidenden Nachteil dar. Zu Beginn der Forschungsaktivitäten stellte sich als besondere Herausforderung die äußerst begrenzte Verfügbarkeit von Daten in der Literatur zum Verhalten verschiedener kommerziell genutzter Kathodenmaterialien im Hochtemperaturbereich unter reduzierenden Bedingungen heraus. In den letzten Jahren wurden daher am Lehrstuhl intensive Forschungsarbeiten durchgeführt, deren Erkenntnisse kontinuierlich in die Weiterentwicklung des Prozesses einflossen. (Holzer et al. 2020)

Besonderer Fokus wurde, neben einer grundsätzlichen Eignung des InduRed-Reaktorkonzepts, auch auf mögliche Einflussfaktoren auf das Schmelzverhalten der Schwarzmasse gelegt. Dazu wurde die Schwarzmasse aus einem industriellen Aufbereitungsschritt mit Reinmaterialien chemisch betrachtet repliziert. Anhand der Ergebnisse sollte es ermöglicht werden, auf mögliche Einflussfaktoren aus Vorbehandlungsschritten rückschließen zu können. Dabei wurde festgestellt, dass es trotz nahezu identer chemischer Zusammensetzung zu einem deutlich unterschiedlichem Reaktionsverhalten gekommen ist. Während bei der synthetischen Schwarzmasse der Anteil an produzierter Legierung mit 181 g beinahe doppelt so hoch war wie bei der realen Schwarzmasse, konnte der Anteil an unerwünschtem Pulver um mehr als zwei Drittel gesenkt werden (Abbildung 1).

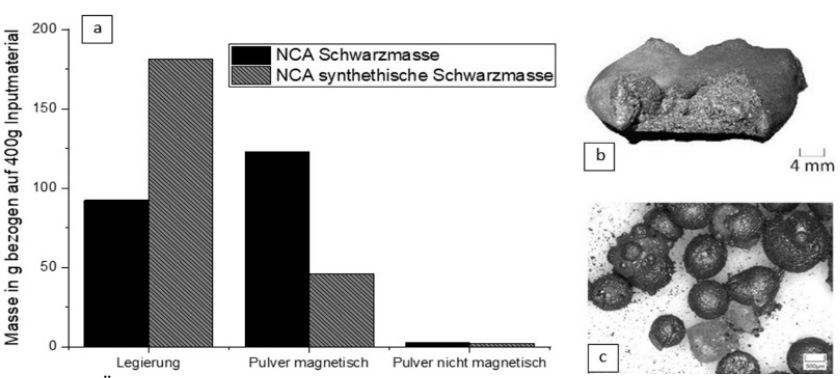


Abb. 1: a) Übersicht der Fraktionen in g nach carbothermischer Behandlung der unterschiedlichen Inputmaterialien. b) Metallnuggets bei synthetischer NCA Schwarzmasse. c) Metallperlen bei industrieller NCA Schwarzmasse

Anhand dieser Ergebnisse, konnte gezeigt werden, dass die Konzentrationen an möglichen unerwünschten Begleitelementen wie Kupfer und Aluminium aus den Elektrodenableiterfolien, einen wesentlich kleineren Effekt auf das Schmelzverhalten haben wie mögliche Vorbehandlungsschritte, wie Pyrolyse oder Flotation. Ziel wird es sein, den Pulveranteil in kommenden Versuchen, durch Einstellung eines optimalen Kohlenstoffanteils, oder durch Zugabe geeigneter Schlackenbildner, maximal zu reduzieren. Damit soll die Reaktionskinetik optimiert und das Fließverhalten des Inputmaterials verbessert werden. Vorbehandlungsschritte sind auch insbesondere von hoher Bedeutung um volatile Elemente wie Fluor und Schwefel aus dem Inputmix zu entfernen, um somit unerwünschte Reaktionen mit dem Feuerfestmaterial zu verhindern. (Wiszniewski et al., 2023)
Dieses muss neben den extremen Bedingungen im Reaktor wie einer reduzierenden Atmosphäre und hohen Temperaturen, auch den aggressiven Inputmaterialien in Bezug auf Korrosion und Diffusion standhalten. Bei anfänglichem Einsatz von Aluminiumoxid (Al_2O_3) mit cobaltreichen Kathodenmaterialien, ist es bei den gegebenen Bedingungen zur Bildung von Cobaltaluminaten ($CoAl_2O_4$) gekommen. Da es zu einem deutlichen Verschleiß des Tiegelmaterials geführt hat, wurde im Hinblick auf einen kontinuierlichen Betrieb, Al_2O_3 als bewährtes Reaktormaterial durch Magnesiumoxid (MgO) ersetzt. Dieses ist jedoch gegenüber einer Lithium-Diffusion anfällig, was die Wirtschaftlichkeit des Gesamtprozesses stark beeinträchtigt. Zur Bewertung eines optimalen Feuerfestmaterials für den InduRed-Reaktor wurden in einer weiterführenden Arbeit, drei Keramiken untersucht. Siliziumkarbid (SiC) und Chrom(III)-Oxid (Cr_2O_3) erwiesen sich dabei als vielversprechende Kandidaten, während Tiegel aus Zirkonoxid (ZrO_2) aufgrund von Rissbildung und Korrosion als ungeeignet eingestuft wurden. Analysen mittels Rasterelektronmikroskopie (REM) und Röntgenfluoreszenz Analyse (XRD) bestätigten die Integrität der SiC-Tiegel, bei welchen es zur keinerlei signifikanter Infiltration von Co, Fe, Cu oder P gekommen ist. Demgegenüber zeigte SiC eine deutlich höhere Affinität für Li-Diffusion. (Wiszniewski et al., 2024)
Aktuell wird am Übergang von Batch-Betrieb auf einen kontinuierlichen Prozess im Mehrspulendesign gearbeitet. Hierfür sind vor allem das Verhalten der volatilen Elemente und die Zusammensetzung des Abgasstromes in den Fokus zu rücken. Um den Prozess effizient gestalten zu können, ist die Bestimmung eines geeigneten Betriebspunktes notwendig, um somit vorhandene Gasphasenkomponenten ideal extrahieren zu können. Durch den Aufbau einer Abgas-Teststrecke im Batch-Betrieb sollen die nötigen Randbedingungen eruiert werden. Nach erfolgreicher Bestimmung der Komponenten in allen Phasen wird die Simulation des Reaktors ermöglicht und ein effizienter Gesamtprozess kann entwickelt werden. Aufbauend auf einer so generierten Datenbank, kann eine Simulation notwendige Erkenntnisse zur Anwendung im industriellen Maßstab liefern, bei gleichzeitiger Optimierung des Gesamtprozesses hinsichtlich geforderter Produktqualitäten. Anhand von Versuchen mit kontinuierlicher Materialaufgabe auf die heiße Würfelschüttung konnten erste Abschätzungen zur Positionierung der Gasabzugszone am Reaktor getroffen werden und flossen in die Konzeptionierung des Reaktordesigns mit ein (Abbildung 2).

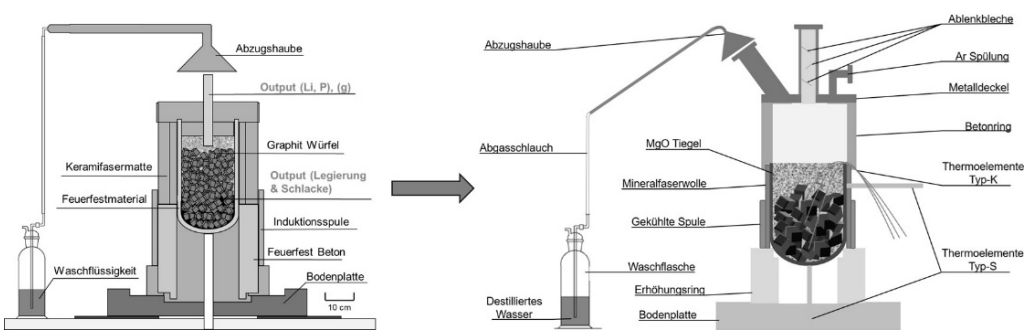


Abb. 2: Schrittweises Upscale von Batch (Holzer et al. 2020) zur semikontinuierlichen Anlage im Einspulendesign (Hochsteiner, 2023)

Speziell das Design des Reaktors muss nicht nur funktionelle, sondern auch sicherheitstechnische Anforderungen erfüllen. Die Implementierung in ein funktionierendes Design gestaltet sich dabei als besonders komplex, insbesondere unter dem Gesichtspunkt Kinetik, Thermodynamik, Verfahrenstechnik und Anlagenbau aufeinander optimal abzustimmen.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Forschungsergebnisse haben gezeigt, dass das InduRed-Konzept für die Rückgewinnung von Wertmetallen aus Lithium-Ionen-Batterien eine alternative Technologie zur herkömmlichen pyrometallurgischen Recyclingmethoden darstellt. Ein kontinuierlich betriebener Reaktor könnte dabei aus unterschiedlichen Bereichen bestehen, bei denen der Einsatz unterschiedlicher Feuerfestmaterialien deren jeweilige Vor- und Nachteile ausnutzen kann. Während die Entgasungszone diffusionsbeständiges Cr_2O_3 verwenden könnte, könnten Bereiche mit intensiverem Kontakt zwischen Tiegel und Schmelze die hervorragenden Korrosionseigenschaften von SiC nutzen. Der Einsatz kombinierter Feuerfestmaterialien muss jedoch in weiteren Studien auf Beständigkeit und möglicher nieder-schmelzenden Phasen erst gründlich untersucht werden. Große Herausforderungen für das kontinuierliche Design stellen die Optimierung geeigneter thermodynamischer Betriebspunkte, notwendige Verweilzeiten zur Einstellung der Kinetik und die Vermeidung von Pulver- und Sinterphasen dar. Zusätzlich werden weitere thermodynamische Daten benötigt, um eine möglichst detailgetreue Simulation des Reaktors zu ermöglichen, welche für einen Scale-Up auf Industriemaßstab benötigt werden. Schlussendlich sollen die Erkenntnisse der Grundlagenforschung dazu beitragen, einen optimalen Austrag der Produkte, in Abhängigkeit der industriell angeforderten Qualitäten, zu ermöglichen.

LITERATURVERZEICHNIS

Hochsteiner, T. (2023). Vorversuche eines kontinuierlichen, pyrometallurgischen Lithium-Ionen Batterie Recyclingverfahrens. Masterarbeit.

Holzer, A., Windisch-Kern, S., Ponak, C., & Raupenstrauch, H. (2020). A Novel Pyrometallurgical Recycling Process for Lithium-Ion Batteries and Its Application to the Recycling of LCO and LFP. MDPI - Metals.

Holzer, A., Zimmerman, J., Wiszniewski, L., Necke, T., Gatschlhofer , C., Öfner, W., & Raupenstrauch, H. (2022). A Combined Hydro-Mechanical and Pyrometallurgical Recycling Approach to Recover Valuable Metals from Lithium-Ion Batteries Avoiding Lithium Slagging. Batteries.

Schönberg, A., Raupenstrauch, H., Windisch, S., Ponak, C., Mally, V., & Holzer, A. (2021). Österreich Patentnr. WO 2021/175703.

Wiszniewski, L., Gatschlhofer, C., Krammer, A., Hochsteiner, T., Holzer, A., & Raupenstrauch, A. (2023). fluences of pre-treatment steps and contaminants in a pyrometallurgical recycling process for NCA (LiNi0.8Co0.15Al0.05O2) Lithium-Ion Battery material. Copper Cobalt Africa 2023. Livingstone, Sambia.

Wiszniewski, L., Marschall, I., Mcfarlane-Hoad, T., Hochsteiner, T., Doschek-Held, K., & Raupenstrauch, H. (2024). Evaluating Refractory Material Performance in Pyrometallurgical Recycling of Lithium-Ion Batteries under a reducing atmosphere (under review). Elsevier - Ceramics International.

Battery Lifecycle – Decentralised Hub Concepts to offer centralised solutions for challenges along the Supply Chain

Mathias Nippraschk[1], Lukas Brandl[1] & Florian Karlstedt[1]
[1)] BLC – The Battery Lifecycle Company GmbH, Lünen, Germany

ABSTRACT: The aftersales market of batteries provides different challenges to all participants along the supply chain. The market is missing a holistic approach for solutions in the field of Remanufacturing, Refurbishment, Repair, Reuse and Recycling. Individual or specific solutions for one of the challenges have been initiated by different players at randomly spread locations without aiming for an overall solution. This results in the effect that defect or end of life batteries and their components are often transported inefficiently and uneconomically over long distances. Besides the challenges in Logistic and Networks, the availability of sufficient trained specialist who are able to perform the service along the Battery lifecycle is currently quite limited. Accordingly, BLC – The Battery Lifecycle Company has adapted the concept and will set up a network of decentralized Battery Lifecycle Hubs where all services can be offered in one production facility with the aim of maximum 250 km distance to the customer. The batteries are thus handled in the most sustainable way for the customer and the environment. Components which have been declared for recycling in the processes go into their targeted material flows. This allows consolidated quantities of material to be driven in utilized trucks to the further treatment sites.

1 INTRODUCTION

The transition of the automotive industry from combustion engines to low-emission or emission-neutral drives with lithium-ion batteries (LIB) represents a comprehensive challenge. This begins with the procurement of raw materials and extends to the market entry of new producers and the transition to a circular economy. The entire vehicle value chain is being transformed by radical innovations that require all players to rethink in order to remain competitive (Hoffart et al., 2021). The drivers of this transformation not only come from the automotive industry, but also include stakeholders from politics, the general public and other branches of industry. These interest groups influence each other within the value chain and across borders. Global events such as the Russian invasion of Ukraine in 2022, the global coronavirus pandemic in 2020 and the blockade of the Suez Canal in 2021 require producers to act flexibly and quickly (Frankfurter Allgemeine Zeitung, 2021). Climate change is also having an impact on the product portfolio with new laws banning CO_2-emitting vehicles (Federal Government, 2024; IEA, 2024; Canada, 2024; Federal Environment Agency, 2024). In addition, customers increasingly expect sustainably manufactured vehicles (PricewaterhouseCoopers, 2024).

The concept of the circular economy replaces the linear economy and links the procurement of raw materials with the value creation stages of the after-sales market. This is driven by the critical availability of certain raw materials such as cobalt, lithium and natural graphite, which are characterized by limited stocks and high-country risks (Deutsche Rohstoffagentur, 2021). Nickel, manganese, copper and aluminum are also becoming increasingly relevant in view of the growing market share of electromobility. Manufacturers will be held more accountable for demonstrating compliant supply chains and recycling rates (Federal Ministry of Labor and Social Affairs, 2024; European Parliament and Council, 2023).

The changes in the value chain not only affect the supply chain, but also the downstream processes, including use by the customer and the necessary infrastructure (Adner, 2017). In view of the challenges, it is advisable to focus on the entire value chain. While solutions have been developed within the supply networks in the past, there are many unresolved issues, particularly in the downstream stages of the value chain. This delay is due to the product life cycle of new products.

The dynamic changes in the market make it difficult to forecast future developments and lead to uncertainty among customers and investors

2 THE VALUE CHAIN OF THE LITHIUM-ION TRACTION BATTERY

The value chain of the lithium-ion traction battery (LIB) is essentially similar to the value chain of other products. As can be seen in Figure 1, production begins with the extraction of raw materials. For LIBs, these are mainly cobalt, lithium, nickel, manganese and graphite. In the next step, these raw materials are refined and processed into so-called "battery-grade" materials, which are used in the active materials of the cathode, anode and electrolyte.
Once the cells have been manufactured, the original equipment manufacturers (OEMs) pursue different strategies: The cells are either installed in modules and then assembled into a complete battery pack, or they are integrated directly into the battery pack without a modular structure - a strategy known as "cell-to-pack". In order to create a complete battery system from the battery pack, it is expanded to include power electronics, the battery management system, safety systems and thermal management.
After production, the energy storage units are combined with the vehicle chassis in a similar way to combustion engines. The electric cars then reach the customer via a distribution and logistics network, who uses them until they break down and reach end-of-life. In a linear economy, the product is then collected and disposed of, resulting in the loss of the raw materials it contains. The negative economic, environmental and social impact of this process is well known.



Fig. 1: Process image of the lithium-ion traction battery without the circular economy strategies

The lithium-ion battery (LIB) value chain is heavily influenced by valuable and critical raw materials as well as regulatory incentives and restrictions, such as the Green Deal, the US Inflation Reduction Act (IRA) and the Battery Directive. These factors shape circular economy strategies. Figure 2 shows how these strategies extend the linear economy towards more sustainable economies by either extending the life of the LIB or recovering the raw materials.
The first strategy of the circular economy is repair, followed by reuse. The aim is to restore the LIB to a condition similar to that before the defect so that the customer can continue to use the battery in their electric car (Kwade et al., 2020).
In remanufacturing or reconditioning, the product is improved so that it achieves at least the original or even better performance (Kwade et al., 2020).
Repurpose, also known as second life, should be sought before material recycling. Here, the LIBs or their components are reused in less demanding applications, such as in electric scooters or bicycles (if the cells are used) or in stationary storage systems (if the modules are used) (Kwade et al., 2020).
If further use of the LIBs is ruled out, recycling comes into play. The aim is to reuse the raw materials in at least an equivalent form and thus close the material cycle. Depending on the preferred recycling strategy, this step requires at least one pre-treatment, which involves dismantling the battery at module level. This reduces logistics costs and avoids contamination of the recycled material, which could make recycling more difficult (Kwade et al., 2020).
There are various recycling strategies with different advantages and disadvantages. In Europe, there is an emerging trend towards mechanical processing and subsequent hydrometallurgical treatment. This choice has both ecological and economic reasons. First, the LIB must be deac-

tivated by deep discharge in order to extract the electrochemical energy. This increases occupational safety and has an ecological effect, as electrical hazards can be avoided and the recovered energy can be fed back.

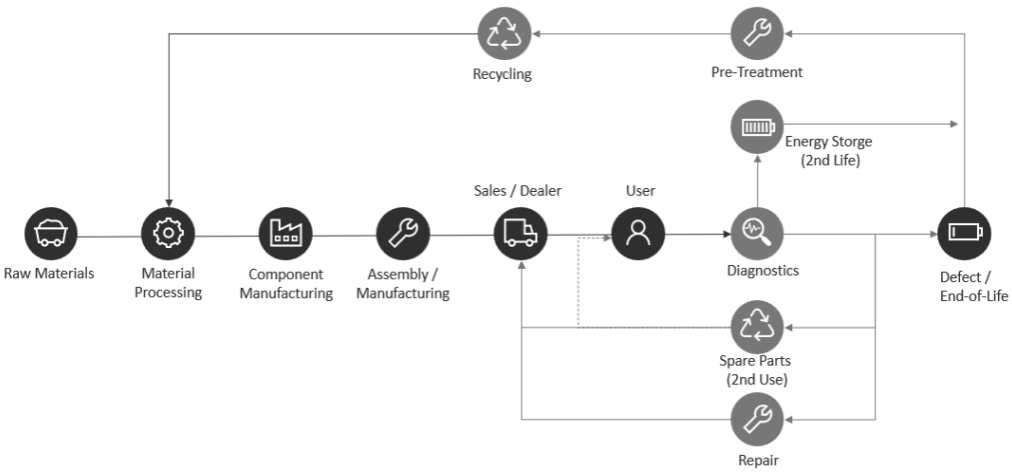


Fig. 2: Process image of the lithium-ion traction battery with the strategies of the circular economy

3 LOGISTICS AS A SPECIAL CHALLENGE IN A CHANGING AUTOMOTIVE SUPPLY CHAIN

The logistics of batteries is an often underestimated challenge for the automotive industry. Transportation and storage in particular require special measures due to a lack of experience, inadequate legal framework conditions and the risks associated with batteries with a high energy density. These challenges are not constant during the life cycle of the batteries.

In series production, the focus is on a safe and efficient supply chain. This includes CO^2-efficient transportation media such as rail and inland waterway transport as well as sufficient capacity for storage and handling. The volume flows are constant and defective batteries are rare. The situation is different in the aftersales sector, where decentralized networks of dealers and workshops pose a challenge. This results in a "1st mile" problem for return logistics, exacerbated by higher requirements for the transportation of defective batteries. All batteries are subject to ADR regulations, including UN-certified packaging, trained personnel and the necessary documentation. In addition, specific safety requirements must be observed depending on the condition of the battery.

Special fire protection requirements apply to the storage of batteries. Batteries are subject to hazardous substance regulations, so fire containment devices and environmental protection measures are required. In addition to reactive measures, preventive concepts are useful in order to detect critical conditions at an early stage. A legal gray area and insufficient experience on the part of the approval authorities complicate the situation.

The increasing number of end-of-life lithium-ion batteries (EoL-LIB) poses additional challenges. The condition of these batteries is often unclear, which increases uncertainty and tightens the requirements for the assessment of incoming goods. Unlike in series production, there are no stable volume flows, which is why warehouses are required for buffering and sorting. The storage of batteries for spare parts supply and recycling requires active conditions to avoid overstocking. To minimize risk during storage, deep discharge is recommended to reduce the risk of spontaneous combustion. This also facilitates handling in subsequent processes, as fewer qualified personnel are required.

4 HUB CONCEPTS ENHANCE EFFICIENCIES AND ENABLE SCALABILITY FOR LOW-VOLUME PROCESSES

BLC – The Battery Lifecycle Company GmbH (BLC), a joint venture between TSR Recycling GmbH & Co. KG and Rhenus Automotive SE, operates dismantling lines in Magdeburg and Rheda-Wiedenbrück for the treatment of batteries from electric vehicles. The batteries are checked and dismantled manually on the dismantling lines. Depending on their condition, the components are sent to second-life applications (stationary battery storage systems, spare parts) or to the appropriate processing streams for recycling. If the modules and cells are not qualified for a second-life application, they are completely discharged by deep discharge. The modules and cells then have a significantly reduced fire risk and can therefore be stored and transported safely. The discharge also means that the cells show less reaction activity when mechanically opened in the shredder. BLC is therefore experienced in handling various high-voltage systems from electric vehicles and battery storage systems from the light mobility sector. For the project, BLC wants to use its expertise in the field of dismantling to contribute to the development of an automated pilot line and implement it. In addition, the deep discharge of the batteries is an essential step for the further opening of the cells.
Due to the large variety of different LIB designs on the market and the customer-related decentralized distribution, the transition from the user to the treating companies is challenging. In order to counteract these challenges, a fast and close initial treatment or decision on how to proceed with the LIBs is crucial for the further downstream process. HUB locations support the bundling and homogenization of the material flow. The separation of modules and cells from the case and other components results in an initial reduction in the total volume by up to 50%, the amount of hazardous waste by up to 30% (the periepheric components can be processed in existing treatment processes for metallic fractions) and packaging in standardized container systems.
In addition, the modules and cells can already be sorted according to cell chemistry. This prevents contamination of the black mass in the downstream processes. The target value for an efficiently operating system is a proximity to the disposal points that does not exceed 250 km, so that collection is theoretically possible within 24 hours. In addition to the distance, the density of electric vehicles in the vicinity of the locations has a decisive influence on the design of an efficient HUB system. From there, the individual components can be transported by type over longer distances to specialized processing points after their initial treatment or returned to the market just as quickly as they were collected.

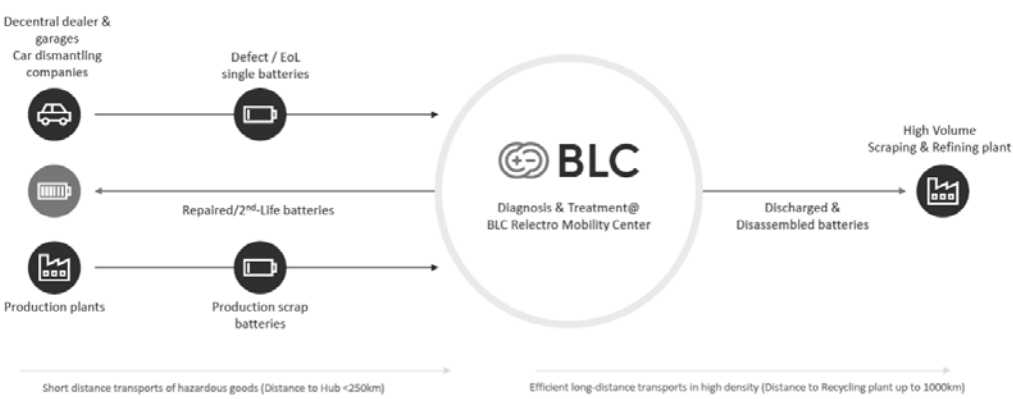


Fig. 3: holistic overview of hub concepts that improve efficiency and enable scalability for low-volume processes

5 SUMMARY AND CONCLUSION

The transition of the automotive industry from combustion engines to low-emission or emission-neutral drives powered by lithium-ion batteries (LIB) presents a multifaceted and far-reaching challenge. This transformation starts with the procurement of raw materials and extends to the market entry of new producers and the adoption of circular economy principles. Radical innovations are reshaping the entire vehicle value chain, necessitating a comprehensive re-evaluation by all players to remain competitive. The drive towards sustainable mobility is influenced by a multitude of stakeholders, including the automotive industry, political actors, the general public, and other sectors. These groups interact within the value chain and across borders, influencing and being influenced by global events such as the Russian invasion of Ukraine, the COVID-19 pandemic, and disruptions like the Suez Canal blockage. Additionally, climate change and related regulatory measures banning CO_2-emitting vehicles compel the industry to act swiftly and decisively.

The shift from a linear to a circular economy is critical for addressing the limited availability and high-country risks associated with key raw materials such as cobalt, lithium, and natural graphite. This approach links raw material procurement with after-sales market stages, promoting sustainability and resource efficiency. As the market share of electromobility grows, the importance of other materials like nickel, manganese, copper, and aluminum also increases. Manufacturers are under increasing pressure to demonstrate compliant supply chains and high recycling rates to meet regulatory and societal demands.

The transformation impacts not only the supply chain but also downstream processes, including customer use and the necessary infrastructure. It is essential to address the entire value chain, as many unresolved issues remain, particularly in the downstream stages. The dynamic nature of the market, coupled with the life cycle of new products, creates uncertainties for customers and investors, complicating future forecasts.

Circular economy strategies, such as repair, reuse, remanufacturing, and recycling, are essential for extending the lifespan of LIBs and recovering valuable raw materials. These strategies help transition from a linear to a more sustainable economy, reducing environmental impact and economic costs associated with resource extraction and waste. The implementation of these strategies varies, with trends in Europe favoring mechanical processing and hydrometallurgical treatment for recycling due to ecological and economic benefits.

Logistics pose a significant challenge in this transformation, particularly in the transportation and storage of high-energy-density batteries. Safe and efficient logistics require specialized measures, legal frameworks, and risk management throughout the battery's life cycle. The aftersales sector, with its decentralized networks and varying battery conditions, presents additional complexities. Compliance with hazardous substance regulations and the need for preventive fire protection measures are critical.

HUB concepts offer a solution to enhance efficiencies and enable scalability for low-volume processes. By centralizing initial treatment and sorting of LIBs, HUBs reduce total volume and hazardous waste, streamline logistics, and facilitate subsequent processing. The proximity of HUBs to disposal points and the density of electric vehicles in the area are crucial factors for an efficient system. Efficient HUB systems allow for the rapid collection and redistribution of LIB components, supporting the overall goal of sustainable battery management.

In conclusion, the automotive industry's transition to low-emission and emission-neutral drives demands a comprehensive realignment of all stakeholders along the entire value chain. Embracing circular economy principles, enhancing logistics, and implementing HUB concepts are essential steps to address the challenges and uncertainties of this transformation. By doing so, the industry can meet future demands, promote sustainability, and develop innovative solutions that benefit the environment, economy, and society.

REFERENCES

Adner, R. (2017): Ecosystem as Structure. Journal of Management 43 1, S. 39–58

Bundesministerium für Arbeit und Soziales: BMAS - Lieferkettengesetz. Stand: 01.06.2024. Internet: https://www.bmas.de/DE/Service/Gesetze-und-Gesetzesvorhaben/Gesetz-Unternehmerische-Sorgfaltspflichten-Lieferketten/gesetz-unternehmerische-sorgfaltspflichten-lieferketten.html. Zugegriffen: 01.06.2024

Bundesregierung: Die Bundesregierung informiert | Startseite: Verbrennermotoren ab 2035 nur im Betrieb CO_2-frei | Stand: 01.06.2024. Internet: https://www.bundesregierung.de/breg-de/schwerpunkte/europa/verbrennermotoren-2058450#:~:text=Neuzugelassene%20Pkw%20ab%202035%20EU,damit%20auch%20noch%20eine%20Chance. Zugegriffen: 01.06.2024

Canada, S.: 2030 Emissions Reduction Plan – Sector-by-sector overview - Canada.ca. Stand: 01.06.2024. Internet: https://www.canada.ca/en/services/environment/weather/climatechange/climate-plan/climate-plan-overview/emissions-reduction-2030/sector-overview.html. Zugegriffen: 01.06.2024

Deutsche Rohstoffagentur (DERA) in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe: DERA-Rohstoffliste 2021. DERA Rohstoffinformationen 49. Berlin (2021)

Europäisches Parlament und Rat (2023): Verordnung (EU) 2023/1542 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Juli 2023 über Batterien und Altbatterien, zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG und der Verordnung (EU) 2019/1020 und zur Aufhebung der Richtlinie 2006/66/EG.

Frankfurter Allgemeine Zeitung (2021): Blockierter Suezkanal: Ägypten widerspricht Prognosen.

Hoffart, F. M.; Schmitt, E.-J.; Roos, M. (2021): Rethinking Economic Energy Policy Research – Developing Qualitative Scenarios to Identify Feasible Energy Policies. Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems 9 2, S. 1–28

IEA: Petrol and diesel car phase-out – Policies - IEA. Stand: 01.06.2024. Internet: https://www.iea.org/policies/14787-petrol-and-diesel-car-phase-out. Zugegriffen: 01.06.2024

Kwade, A.; Hagelüken, C.; Kohl, H. et al. (2020): Ressourcenschonende Batteriekreisläufe – mit Circular Economy die Elektromobilität antreiben

PricewaterhouseCoopers: Nachhaltigkeit in der Automobilindustrie. Stand: 26.06.2024. Internet: https://www.pwc.de/de/nachhaltigkeit/nachhaltigkeit-in-der-automobilindustrie.html. Zugriff am 26.06.2024

Umweltbundesamt: Übereinkommen von Paris. Stand: 01.06.2024. Internet: https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/internationale-eu-klimapolitik/uebereinkommen-von-paris#ziele-des-uebereinkommens-von-paris-uvp. Zugegriffen: 01.06.2024

CONTACT

Mathias Nippraschk
Mathias.nippraschk@the-blc.eu
+49 151 18490504
BLC – The Battery Lifecycle Company GmbH

Increasing Resource Efficiency in the Recycling of Lithium-ion Batteries Through Advanced Mechanical Processing

Merle Zorn[1] & Sabine Flamme[1]
[1)] FH Münster, Institute for Infrastructur•Water•Resources•Environment, Münster, Germany

ABSTRACT: In the future, large quantities of end-of-life lithium-ion batteries (LIBs) will be sent for recycling. Currently, recycling processes focus on high recovery of the black mass and its valuable components such as nickel and cobalt. However, this results in high losses of other materials contained in the batteries, such as aluminum. With mechanical processing, materials such as copper, iron and aluminum can be recovered from the material flow at an early stage and be assigned to specific recycling routes. This was tested in the BMBF-funded DemoSens project (FKZ 03XP0314A) with thermally deactivated LIBs. The focus of this research was on the recovery of pure solid metals from the periphery and the metal foils from the electrode. The results show that the material flow can be separated into aluminum, steel and copper. However, the output fractions must also be subjected to further metallurgical processing steps in order to remove impurities. In addition, recycling saves CO_2 equivalent compared to the production of new materials, especially regarding the recovery of aluminum. Economically, it has been shown that large quantities are required for efficient recovery.

1 INTRODUCTION

Lithium-ion batteries (LIBs) play a central role in powering electric vehicles and are important for transforming the transportation sector toward carbon neutrality and replacing internal combustion engines. LIBs consist not only of the critical raw materials lithium, cobalt or nickel, but also of inactive materials, such as copper and aluminum as current collectors as well as aluminum or iron as housing material. Together, copper and aluminum account for about 10 – 15 % of a battery module (Buchert et al., 2011; Diekmann et al., 2017). According to the EU Battery Regulation, material recycling quotas of 90 % for nickel, cobalt and copper and 50 % for lithium must be met by 2027 (European Union, 2023). There are no specific quotas for aluminum, which only affects the recycling efficiency of the battery as a whole. However, if the aluminum remains blended with copper, the copper is recycled as the target metal in the copper smelter, which means that the aluminum is lost (Taatz et al., 2021). Aluminum recycling saves approximately 95 % of greenhouse gases compared to the primary production of aluminum and can therefore have a significant impact on the sustainability of battery recycling (Birnstengel et al., 2018). Aluminum can be recovered in particular through mechanical processing. The BMBF-funded project DemoSens (Digitalization of automated dismantling and sensor-supported mechanical processing of lithium-ion batteries for high-quality recycling; FKZ 03XP0314A) is one project addressing this issue. This article presents possible mechanical processing techniques for the recovery of iron, copper and aluminum. The focus is on the production of fractions that are as pure as possible and can be fed into a functional recycling process [Metals (and also alloying elements) are allocated to a specific metallurgical recycling process in which the alloying element and the metal are the target element in the melt]. In addition, the recovery rates are evaluated technically, environmentally and economically.

2 STATE OF THE ART IN THE MECHANICAL PROCESSING OF LIB

Batteries typically consist of several battery cells, which are installed in a module, and larger storage systems, such as those for electric vehicles, consist of several modules, which form a battery pack. Both, modules and pack have components, so-called pack or module peripherals, such as screws, housings, circuit boards and busbars. LIB cells are composed of reactive

materials (black mass and electrolyte), as well as electrode foils (aluminum and copper) separated by separator foils and enclosed in cell housings. The black mass consists of the critical raw materials graphite as anode material and, in electric vehicles, usually nickel-manganese-cobalt (NMC) as cathode material (Korthauer, 2018). After discharge end-of-life battery packs for electric vehicles are disassembled into their individual components such as housing, cables, busbars, electronics and battery modules in a first step of processing. The cells or modules then pass through a multi-stage process (see Fig. 1). In addition to purely pyrometallurgical processes, which focus on the recovery of copper, cobalt and nickel, mechanical processing can also be used as a preparatory step for metallurgy. With this process components such as aluminum, iron and organic components of the batteries can be recovered. The black mass is then fed into pyrometallurgical (smelting) or hydrometallurgical (leaching and precipitation) processes for the recovery of cobalt and nickel (see also Zorn et al. (2022)).

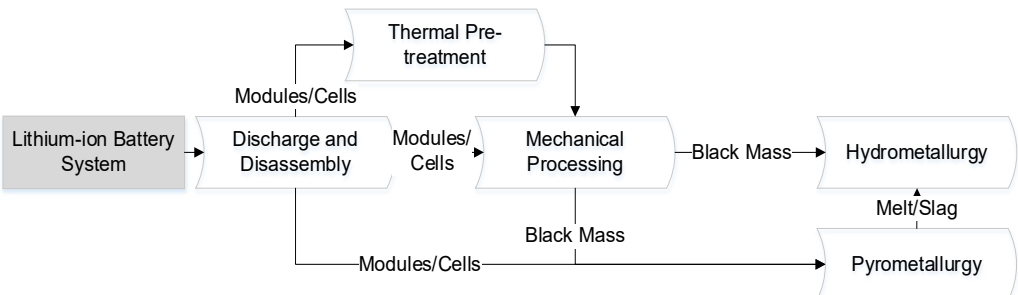


Fig. 1: Overview of typical processing routes for an electric vehicle LIB (Zorn et al., 2022)

Current mechanical recycling processes focus on achieving a high yield of black mass [Batteries consist of approximately 40 % black mass]. For this purpose, state-of-the-art plants are usually equipped with a shredding unit, separation of the black mass (e.g. by screening) and sometimes with an Fe-separator. Considering the high expected future return flows of batteries in Europe of approx. 1.5 million Mg/a for electric vehicles in 2040 (Schmaltz, 2023), the recovery of other components such as aluminum, iron and pure copper should also be considered in the sense of a circular economy.

3 MATERIAL AND METHODS FOR ADVANCED MECHANICAL PROCESSING

As part of the BMBF-funded DemoSens project, advanced processing tests were carried out on metals from LIB. The battery fraction used for the tests were thermally pre-treated (deactivated) and crushed battery modules and cells, from which the black mass fraction (with NMC cathode material) was separated. What remained for the tests was a metal concentrate of electrode foils, as well as peripheral parts such as cell and module casings and screws. The challenges in processing are the material-specific separation of the electrode foils and the solid metals, both of which contain aluminum and copper and whose properties can partially cancel each other out due to their different thicknesses. Various dry-mechanical processing tests have shown that separate processing of the solid and foil-like particles is expedient. The processing concept consists of a total of 13 sorting steps (see Fig. 2). First, the ferrous metals were separated using a two-stage iron separation process. Second a screening process was used to prepare the zig zag air separation for a sharper separation result and the sensor-based technology. The latter can sort material flows from > 4 mm. The fine fraction < 4 mm (mainly metal foils) and the light fraction (metal foils) from the air classifier were compacted using an impact mill and then separated into copper and aluminum, using screening and density separation tables. The black mass remaining on the metal foils was also recovered in this steps. The heavy fraction > 4 mm was separated into stainless steel, aluminum and copper using sensor-based technology.

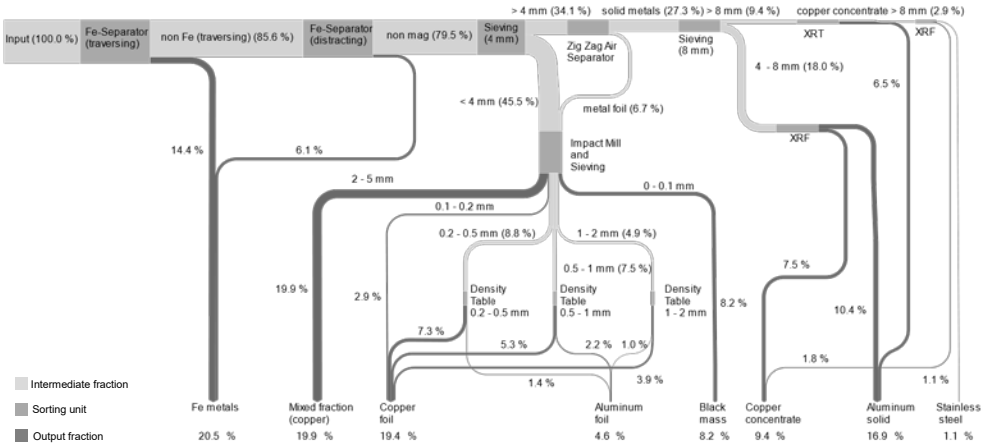


Fig. 2: Processing concept with distribution of the metal concentrate in the output streams

4 EVALUATION OF THE EXTENDED MECHANICAL PROCESSING

The output fractions of the processing concept were characterized manually from a grain size of > 2 mm and smaller fractions by ICP-OES analyses. This made it possible to quantify the distribution of individual battery materials at each sorting stage, estimate sorting errors and assess technical sorting efficiency and output quality. By balancing the overall process, it was also possible to estimate the environmental and economic impact.

4.1 Technical Evaluation

The sorting units provide high separation efficiency of the target fraction. For example, the Fe-separators can capture 96 – 99 % of the magnetic iron particles (see Fig. 3). The zig zag air separator separates the solid metals from the electrode foils so that they can be processed separately. At an air velocity of 10 m/s, around 83 % of the metal foil particles with a grain size of > 4 mm could be captured, but the remaining 17 % of foil particles were then diffusely distributed as mis-sort in the downstream processing units.

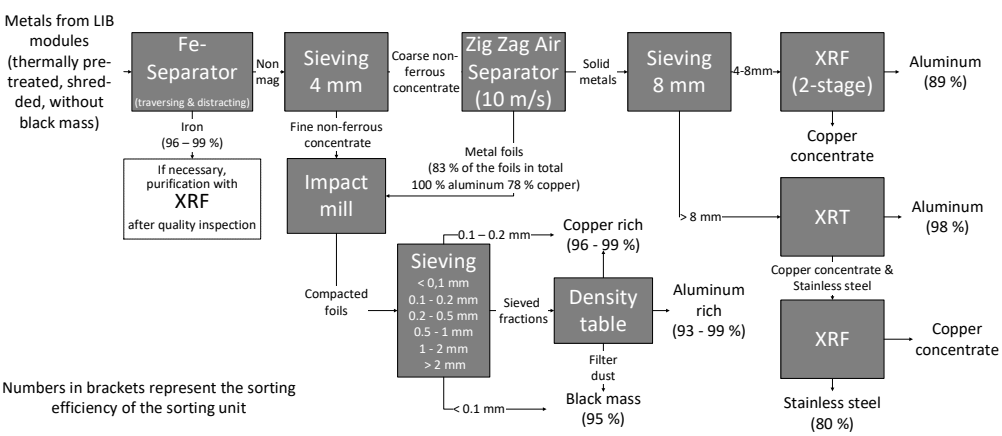


Fig. 3: Sorting efficiency of each sorting unit in the advanced mechanical processing

The impact mill, followed by screening in particle size fractions of approximately d_{max}/d_{min}= 2, results in good material recovery on the density separation table. In addition to the compaction effect of the metal foils, the impact mill also releases the remaining black mass. This results in a recovery of around 95 % of the remaining black mass and up to 99 % of the aluminum and copper in the individual process steps. X-ray transmission sorting (XRT) recovers 98 % of the aluminum from solid metals with a grain size > 8 mm and is therefore more efficient than X-ray fluorescence (XRF), which recovers about 89 % of the aluminum after a two-step sorting process. However, smaller grain sizes from > 4 mm (better 5 mm) can be treated with XRF (Steinert Elektromagnetbau GmbH, 2023). In the example of copper foils, not all the material reaches the target path of the impact mill and density separation table, but certain losses occur in the previous sorting stages (e.g. zig zag air separator). In most cases, incorrect sorting leads to quality losses in other output fractions and to lower material recovery rates. In the concept presented here, 55 % of the solid aluminum and 70 % of the aluminum foil are recovered (see Fig. 4). A large proportion of the solid aluminum is present in grain sizes < 4 mm, which means that it cannot be sorted using sensor-based technology. The iron recovery rate increases from approximately 65 % to 94 % compared to the state of the art by using a second Fe-separator and sensor-based technology to recover non-magnetic stainless steel. Slightly less copper is recovered, but it is of a higher quality. Copper contents of 70 to > 90 % are achieved in the copper fractions, whereas in the state of the art the copper remains partially mixed with aluminum.

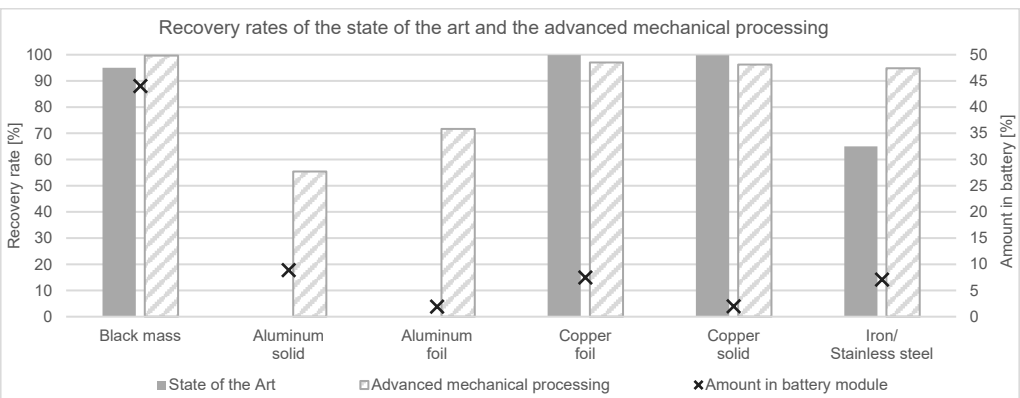


Fig. 4: Recovery rates of the state of the art and the advanced mechanical processing

Purities of 70 to > 90 % are also achieved with the aluminum foil fraction, but the proportions of copper and trace element contents of the black mass may still be too high for high-quality recycling. Its use in special alloys or as an additive should be investigated (Doutre and Kvithyld, 2024). The iron fractions may also still contain small amounts of copper, in which case the iron fraction could be purified using XRF, if necessary. However, the proportions, recovery rates and qualities may vary depending on the battery composition and the type of crushing technology.

4.2 Environmental and Economic impact

In the following the environmental and economic impacts of the advanced mechanical reprocessing concept are focused, aiming to demonstrate its environmental benefits and economic viability in terms of resource efficiency. Advanced mechanical processing has higher economic costs due to investments in machinery, insurance, maintenance, personnel and electricity, as well as environmental efforts, which can be quantified in CO_2 equivalents. Advanced mechanical processing is also expected to bring benefits in terms of increased economic revenue from the sale of higher value fractions and environmental benefits from the reduction in the need for primary materials through recycling.

The CO_2 burden of extended mechanical processing is about 50 kg CO_2-equiv./Mg input, which is about 14 % higher than that of the current state of the art, which is 43 kg CO_2-equiv./Mg input. The latter usually includes crushing, separation of the black mass and, if necessary, the use of an Fe-separator. In comparison, the credits, i.e. the CO_2 savings, increase from about 2,150 kg CO_2-equiv./Mg input to 4,450 kg CO_2-equiv./Mg input in the case of advanced mechanical processing. This already considers the fact that metallurgical steps are still required after mechanical processing before the metals can be returned to the cycle. However, these credits are highly dependent on the composition of the input or the battery and are therefore subject to large fluctuations. If only the recovery of the aluminum foil is considered, which is usually present in every LIB [Solid aluminum from housing particles can be replaced by plastic or iron and is not used as standard in battery modules.], the increase in credits is approximately 360 kg CO_2-equiv./Mg input.

For the economic analysis, it was assumed that investments would only be made in the plant technology and not in buildings. The costs incurred (fixed [Fixed costs: insurance, maintenance, amortization, personnel] and operating costs) for each unit were compared with the returns from the marketing of the metals. From an economic point of view, most of the investments in machinery and plant technology for the individual processing steps are only cost-effective at high plant throughputs (e.g. for the Fe-separator > 6,000 Mg/a; XRF > 8,000 Mg/a; see Fig. 5). This is due to the fact that the full capacity of the sorting units is not utilized, as in some cases only small quantities need to be treated (e.g. the XRT only 10 % of the plant input, see Fig. 2). Only the processing of the electrode foils in the impact mill and the subsequent processing will amortize after about one year at the planned plant throughput of 4,000 Mg/a. The higher the capacity utilization of the equipment (dashed lines), the faster the amortization. This suggests that the battery processing plant should either be very large, or that certain sorting tasks should be outsourced to subcontractors who already use the appropriate sorting units.

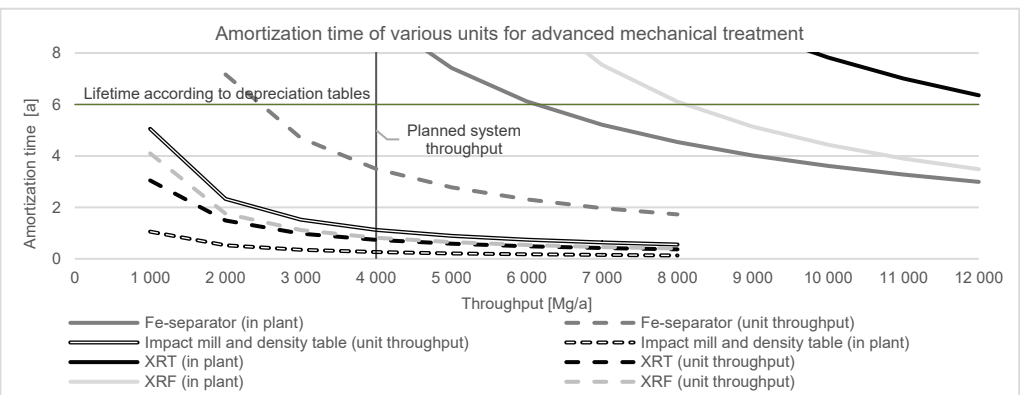


Fig. 5: Amortization time of sorting units for advanced mechanical processing

5 CONCLUSION AND OUTLOOK

The experiments represent a comprehensive processing concept. Despite the thermal pre-treatment, which already removes polymer and electrolyte from the material flow, the processing into the individual metals and to increase the resource efficiency proves to be complex, but possible. The processing output (quality and amount of different materials) depends on the input, so the processing of modules without a significant amount of ferrous particles will require fewer processing steps. In contrast, the processing of inert or wet-processed batteries is more complex due to the other materials contained, such as separator foils and waste water. However, it should be noted that each further sorting step causes additional effort (including energy and costs) and only makes sense from an environmental and economic point of view if the purity of the target

sorting products is necessary and sufficient for further processing. In addition, it must be determined which recycling route can be used for the resulting residual materials. From an environmental point of view, aluminum recovery mechanical processing is preferable to pyrometallurgical processes which do not recover aluminum. From an economic point of view, processing only makes sense at high throughputs. For smaller plants, it may be advisable to collect the intermediate fractions and process them further in specialized off-site facilities. This would also make it easier to respond to variations in composition, to perform sorting tasks only when there is sufficient material, and to avoid downtime.

REFERENCES

Birnstengel, B., Eckhardt, M., Häusler, A., Hoffmeister, J., Labinsky, A., Lambert, J., Lühr, O., Schütz, N., Simpson, R., Becker, G., Gellenbeck, K., Weppel, J., 2018. Statusbericht der deutschen Kreislaufwirtschaft: Einblicke und Aussichten, Düsseldorf.Germany. https://www.bvse.de/images/pdf/Nachrichten_2018/Statusbericht_2018_Ansicht_und_Druck.pdf. (last checked on 06/12/2024)

Buchert, M., Jenseit, W., Merz, C., Schüler, D., 2011. Verbundprojekt: Entwicklung eines realisierbaren Recyclingkonzepts für die Hochleistungsbatterien zukünftiger Elektrofahrzeuge - LiBRi: Teilprojekt: LCA der Recyclingverfahren, Darmstadt.Germany. https://www.oeko.de/oekodoc/1499/2011-068-de.pdf. (last checked on 06/12/2024)

Diekmann, J., Hanisch, C., Froböse, L., Schälicke, G., Loellhoeffel, T., Fölster, A.-S., Kwade, A., 2017. Ecological Recycling of Lithium-Ion Batteries from Electric Vehicles with Focus on Mechanical Processes. “Journal of The Electrochemical Society”, 164, 1, Page A6184-A6191, DOI:10.1149/2.0271701jes.

Doutre, D., Kvithyld, A., 2024. Aluminum; in: C. Meskers, E. Worrell, Reuter, Markus A. (eds): Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists. Elsevier; 319–337. ISBN: 9780323855143.

European Union, 2023. Regulation (EU) 2023/ of the European Parliament and of the Council of 12 July 2023 concerning batteries and waste batteries, amending Directive 2008/98/EC and Regulation (EU) 2019/1020 and repealing Directive 2006/66/EC: Regulation (EU) 2023/1542.

Korthauer, R. (ed.), 2018. Lithium-Ion Batteries: basics and applications. Berlin, Germany: Springer. ISBN: 978-3-662-53069-6.

Schmaltz, T., 2023. Recycling of lithium-ion batteries will increase strongly in Europe: Quantity scenarios of lithium-ion batteries for recycling and their origin. https://www.isi.fraunhofer.de/en/blog/themen/batterie-update/recycling-lithium-ionen-batterien-europa-starke-zunahme-2030-2040.html. (last checked on 10/10/2023)

Steinert Elektromagnetbau GmbH, 2023. Steinert Chutec recycelt schwere-NE-Metalle mithilfe von Röntgenfluoreszenz effizient. https://steinertglobal.com/de/magnete-sensorsortierer/sensorsortierung/roentgensortiersysteme/steinert-chutec/.

Taatz, S., Seidel, R., Tuma, A., Thorenz, A., Helbig, C., Reller, A., Faulstich, M., Joachmisthaler, C., Steger, S., Hagedorn, W., Bickel, M., Liedtke, C., 2021. Abschlussbericht OptiMet: Ressourceneffizienzsteigerung in der Metallindustrie - Substitution von Primärrohstoffen durch Verminderung des Downcyclings, Dessau-Roßlau. Germany

Zorn, M., Flamme, S., Hams, S., 2022. Lithium-Ionen-Batterien aus Elektrofahrzeugen in der Kreislaufwirtschaft. “MÜLL und ABFALL”, 2022, 5, Page 265–272, DOI:10.37307/j.1863-9763.2022.05.09.

Digitale Sortieranalyse und Messung kalorischer Parameter im Digital Waste Research Lab

Lisa Kandlbauer, Alexander Egarter & Renato Sarc
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Entwicklungen des nachhaltigen Recyclings fordern - unter anderem - innovative Methoden zur Qualitätsbeschreibung sowie -messung von Abfall-, Produkt- sowie Rezyklatströmen, damit diese Ströme bestmöglich einer Verwertung zugeführt werden können. Die Qualitätsbestimmung im Bereich gemischter Gewerbeabfälle erfolgt aktuell oft mittels Nahinfrarot- (NIR) Technologie. Neben der Erfassung von Materialzusammensetzung, können auch kalorische Parameter für Brennstoffe (z.B. Heizwert, Chlor) gemessen werden. Der vorliegende Beitrag stellt Ansätze zur Entwicklung eines Echtzeit-Messsystems für ausgewählte Qualitätsparameter dar. Fokus liegt vor allem auf der Entwicklung einer Methode zur digitalen Sortieranalyse sowie kalorischer Parameter für Ersatzbrennstoffe im Digital Waste Research Lab des Lehrstuhles für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft.

1 EINLEITUNG

Durch die hohe Heterogenität in festen gemischten Abfallströmen (Khodier et al. 2020; Viczek et al. 2021) bzw. daraus produzierten Ersatzbrennstoffen sind repräsentative Qualitätsbestimmungen aktuell mit hohem zeitlichem und personellem Aufwand verbunden. Probenahmen, Sieb- und Sortieranalysen zur repräsentativen Bestimmung von Korngrößenverteilungen und Materialzusammensetzungen von gemischten Gewerbeabfällen werden üblicherweise manuell durchgeführt (Viczek et al. 2021; Khodier et al. 2020; Weissenbach 2021) bzw. bei vorhandenen technischen Möglichkeiten maschinell (Aldrian et al. 2016) und je nach Anwendung und Fragestellung mit genormten Methoden (z.B. ÖNORM EN ISO 21645 (Austrian Standards Institute (ASI) 2021), ÖNORM EN 14899 (Austrian Standards Institute (ASI) 2006), ÖNORM S2127 (Austrian Standards Institute (ASI) 2011b), ÖNORM CEN/TS 15415 (Austrian Standards Institute (ASI) 2011a), ÖNORM S2097 (Austrian Standards Institute (ASI) 2005)). Der notwendige Aufwand mit den dahinterstehenden Ressourcen für Probenahme und Analysen, sowie der zeitliche Versatz bis zum Vorliegen der Analyseergebnisse ist ein zentraler Anreiz für ein automatisiertes System zur Online-Qualitätsbestimmung gewisser Parameter. Teilweise werden Systeme zur Materialstromüberwachung mit Nahinfrarot (NIR)-Technologie bereits in Aufbereitungsanlagen eingesetzt. Die Analysen ermöglichen neben Kenntnis der Materialzusammensetzung an diversen Positionen in der Anlage auch eine Beeinflussung von Maschinenparametern zur idealen Materialaufbereitung. Möglichkeiten zur Echtzeit-Qualitätssicherung mittels NIR gelangen vor allem im Bereich von Ersatzbrennstoffen immer mehr in den Fokus, da hier eine Einhaltung von gewissen Qualitätsparametern gesetzlich vorgeschrieben ist (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2024). Für den konkreten Fall der Echtzeit-Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen mittels NIR-Technologie gibt es bereits eine veröffentlichte DIN-Norm (Deutsches Institut für Normung e. V. 2022), und einen Entwurf einer ISO-Norm (CEN/TC 343 2024), welche ein standardisiertes Verfahren zur Kalibrierung, Durchführung und Auswertung einer sensorischen Echtzeit-Messmethode der Parameter Gesamt-Chlorgehalt, Wassergehalt und Heizwert für feste Sekundärbrennstoffe beschreibt.
Zusätzlich zu den soeben genannten kalorischen Kriterien sind für gewisse Anwendungen auch die Informationen bzgl. Materialzusammensetzungen und Korngrößenverteilungen relevant. NIR-Technologie ermöglicht die Messung von Materialzusammensetzung auf Basis von belegter Fläche (pixel-basierte Auswertung). Für die Ermittlung von Korngrößen(-verteilungen) wurden bereits unterschiedliche Ansätze im Abfallbereich publiziert (Wu et al. 2024; Kandlbauer et al. 2021).

Der vorliegende Beitrag stellt einen Ansatz vor, mit dem zukünftig unterschiedliche Materialparameter mit verschiedenen Methoden sensorisch detektiert bzw. berechnet werden können. Die Methoden sollen als Grundlage zur Entwicklung eines Echtzeit-Qualitätssicherungssystems für gemischte Abfälle dienen, wobei die Methodenentwicklung im Digital Waste Research Lab (DWRL) (Kandlbauer et al. 2023) umgesetzt wird.

2 METHODIK

Über die digitale Sortieranalyse im DWRL sollen zukünftig aufwendige händische Analysen unterstützt bzw. bis zu einem gewissen Grad ersetzt werden (vgl. Abbildung 1). Um eine repräsentative Methode zu entwickeln, ist es notwendig ein einheitliches, klar definiertes praktisches Verfahren festzulegen bzw. die gewonnenen Ergebnisse mit jenen von üblichen Analysemethoden (z.B. manuelle Siebung im Trommelsieb mit anschließender Handsortierung, bzw. Laboranalyse nach Norm) vergleichbar zu machen.

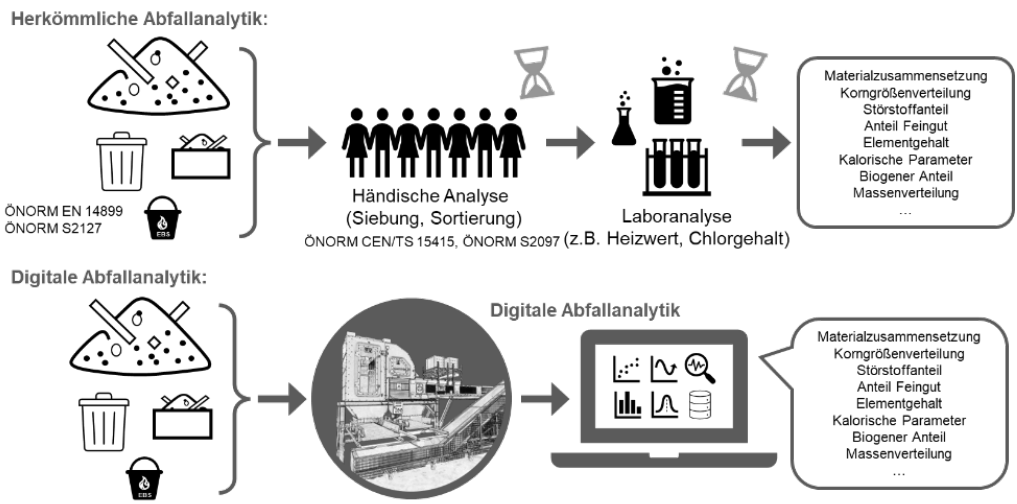


Abb. 1: Schematische Darstellung von herkömmlicher und digitaler Abfallanalytik

Im ersten Schritt soll die massenbasierte Zusammensetzung eines gemischten Materialstromes sensorisch ermittelt werden. Dabei sind in der neuen Forschungsanlage unter anderem folgende Forschungsfragen zu beantworten:

- Wie können Sensor- und Anlagendaten mit Ergebnissen von herkömmlichen repräsentativen Analysen vergleichbar gemacht werden?
- Welche Anforderungen muss das Material erfüllen?
- Welche Menge kann auf einmal vermessen werden?
- Wie verändert sich die Genauigkeit der Analyse, wenn das Material öfter vermessen wird (Kreislauf und dadurch wiederholte Analyse)?

Zusätzlich wird an der Entwicklung eines Echtzeit-Qualitätssicherungssystems von Ersatzbrennstoffen gearbeitet. Um ein Kalibriermodell in der Versuchsanlage DWRL zu entwickeln, wurde ein Konzept (vgl. Abbildung 2) erarbeitet, wobei die Methode von dem Deutschen Institut für Normung e. V. (2022) adaptiert wurde. Die Probenahme fester Ersatzbrennstoffe ist in zwei unterschiedlichen Verwertungsanlagen geplant. Die entwickelte Methode soll in beiden Anlagen eine Echtzeitmessung der Qualitätsparameter Chlor (Gesamtgehalt) und Heizwert ermöglichen, welche zur Material-/Lieferantenbewertung dienen soll.

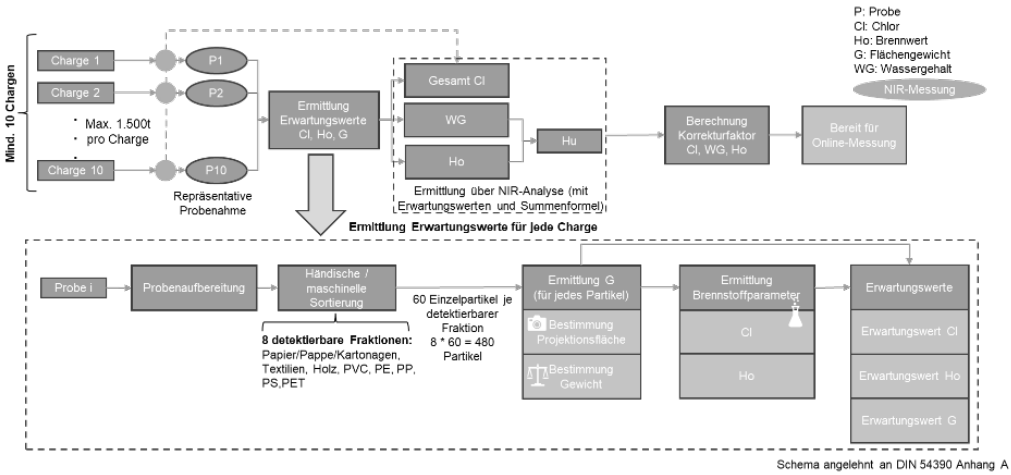


Abb. 2: Schematische Darstellung des Probenahmekonzeptes und Methodik zur Erstellung eines Kalibriermodells

3 ERGEBNISSE UND AUSBLICK

In ersten praktischen Versuchen wurden Proben mit bekannter Korngröße vermessen. Beispielhafte Aufnahmen sind in Abbildung 3 dargestellt. Die Daten werden im nächsten Schritt so weiterverarbeitet, dass eine Aussage über die Vereinzelung der Partikel getroffen werden kann.



Abb. 3: Beispiel einer NIR-Aufnahme einer Holzfraktion

Zur Erstellung des Kalibriermodells zur Echtzeitqualitätssicherung über NIR wurde eine Fotobox aus Weissenbach und Sarc (2021) adaptiert, um das Flächengewicht ausgewählter Objekte zu bestimmen. Momentan werden letzte Adaptierungen in den Produktionsanlagen durchgeführt, in denen die repräsentativen Probenahmen zur Materialgewinnung durchgeführt werden. Die nächsten geplanten Schritte sind: Probenahme, Vermessung der Proben im DWRL, Bestimmung der Erwartungswerte der materialspezifischen Flächengewichte laut DIN 54390:2022-12 (Deutsches Institut für Normung e. V. 2022), Laboranalysen sowie Erstellung des Kalibriermodells.

4 DANKSAGUNG

Das COMET-Projekt Recycling and Recovery of Waste for Future – ReWaste F – (882512) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMK, BMAW und Land Steiermark gefördert. COMET wird durch die FFG abgewickelt.

LITERATURVERZEICHNIS

Aldrian, Alexia; Sarc, Renato; Pomberger, Roland; Lorber, Karl E.; Sipple, Ernst-Michael (2016): Solid recovered fuels in the cement industry - semi-automated sample preparation unit as a means for facilitated practical application. In: Waste Manag Res 34 (3), S. 254–264. DOI: 10.1177/0734242X15622816.

Austrian Standards Institute (ASI) (2005): ÖNORM S 2097-3 Sortieranalyse von Abfällen - Teil 3: Sortierung.

Austrian Standards Institute (ASI) (2006): ÖNORM EN 14899 Charakterisierung von Abfällen – Probenahme von Abfällen.

Austrian Standards Institute (ASI) (2011a): ÖNORM EN 15415-1 Feste Sekundärbrennstoffe – Bestimmung der Partikelgrößenverteilung - Teil 1: Siebverfahren für kleine Partikel.

Austrian Standards Institute (ASI) (2011b): ÖNORM S 2127 - Basic characterization of waste heaps or from solid waste from containers and transport vehicles. Issued on 01/11/2011. Vienna, 01.11.2011.

Austrian Standards Institute (ASI) (2021): ÖNORM EN ISO 21645 Feste Sekundärbrennstoffe – Verfahren zur Probenahme.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2024): Verordnung über die Verbrennung von Abfällen (Abfallverbrennungsverordnung – AVV).

CEN/TC 343 (2024): Solid recovered fuels — Real-time determination of parameters by near-infrared spectroscopy ISO/NP 22075:2024-02.

Deutsches Institut für Normung e. V. (2022): DIN 54390:2022-12 Feste Sekundärbrennstoffe – Echtzeit-Bestimmung von Parametern mittels Nahinfrarotspektroskopie.

Kandlbauer, L.; Khodier, Karim; Ninevski, D.; Sarc, Renato (2021): Sensor-based Particle Size Determination of Shredded Mixed Commercial Waste based on two-dimensional Images. In: Waste Manag 120, S. 784–794. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.11.003.

Kandlbauer, Lisa; Sarc, Renato; Pomberger, Roland (2023): Großtechnische experimentelle Forschung im Digital Waste Research Lab und Digitale Abfallanalytik und -behandlung. In: Österr Wasser- und Abfallw. DOI: 10.1007/s00506-023-00999-1.

Khodier, Karim; Viczek, Sandra A.; Curtis, Alexander; Aldrian, A.; O'Leary, P.; Lehner, M.; Sarc, Renato (2020): Sampling and analysis of coarsely shredded mixed commercial waste. Part I: procedure, particle size and sorting analysis. In: Int. J. Environ. Sci. Technol. 17 (2), S. 959–972. DOI: 10.1007/s13762-019-02526-w.

Viczek, Sandra A.; Kandlbauer, L.; Khodier, Karim; Aldrian, A.; Sarc, Renato (2021): Sampling and analysis of coarsely shredded mixed commercial waste. Part II: particle size-dependent element determination. In: Int. J. Environ. Sci. Technol., S. 1–16. DOI: 10.1007/s13762-021-03567-w.

Weissenbach, Thomas (2021): Development of an online/ontime method for the characterization of waste streams in waste pre-treatment plants. Doctoral Thesis. Montanuniversität Leoben. Chair of Waste Processing Technology and Waste Management.

Weissenbach, Thomas; Sarc, Renato (2021): Investigation of particle-specific characteristics of non-hazardous, fine shredded mixed waste. In: Waste Manag 119, S. 162–171. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.09.033.

Wu, Xiaoye; Kroell, Nils; Greiff, Kathrin (2024): Deep learning-based instance segmentation on 3D laser triangulation data for inline monitoring of particle size distributions in construction and demolition waste recycling. In: Resour Conserv Recycl 205, S. 107541. DOI: 10.1016/j.resconrec.2024.107541.

KONTAKT

Dipl. Ing. Lisa Kandlbauer
lisa.kandlbauer@unileoben.ac.at
03842/402 5140
Sensorgestützte Sortierung, Abfallverfahrenstechnik
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft
https://www.avaw-unileoben.at/

Das Nachhaltigkeits- und Kreislaufwirtschaftspotential der Zementindustrie

Maximilian J. Enengel[1] & Sandra A. Viczek[2]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[2)] Holcim (Österreich) GmbH, Retznei, Österreich

KURZFASSUNG: Die Zementindustrie ist ein essenzieller Teil der globalen Bauwirtschaft und trägt maßgeblich zur Entwicklung der Infrastruktur bei. Allerdings steht die Branche aufgrund ihrer hohen CO_2-Emissionen vor erheblichen Herausforderungen. Daher arbeiten viele Zementhersteller intensiv daran, ihre Emissionen zu senken und haben sich ehrgeizige Net-Zero-Ziele gesetzt. Die Zementindustrie hat verschiedene Strategien entwickelt, um diesem Ziel näher zu kommen. Im Zentrum der Bemühungen steht der Klinkerbrennprozess, da bei diesem Prozess etwa zwei Drittel der Emissionen freigesetzt werden. Es werden vermehrt Ersatzrohstoffe in den Prozess eingebracht, nicht nur um Emissionen beim Klinkerbrennprozess einzusparen, sondern auch um Ressourcenverbrauch zu minimieren und Deponierungskapazitäten zu schonen. Ein positiver Nebeneffekt ist, dass dabei der Recyclinganteil im Zement sukzessive erhöht wird. Gemäß einer Studie von 2019 liegt dieser Anteil bei 365,5 kg bzw. 387,4 kg pro Tonne produziertem Zement, wie in dieser Arbeit dargelegt wird.

1 EINLEITUNG

Die Zementindustrie ist ein grundlegender Bestandteil der globalen Bauwirtschaft und trägt wesentlich zur Infrastrukturentwicklung bei. Doch auch diese Branche steht aufgrund der hohen CO_2-Emissionen vor Herausforderungen, denn Studien zufolge ist dieser Industriesektor ist für etwa 5-8% der weltweiten CO_2 Emissionen verantwortlich (Cheng et al. 2023). Die Zementindustrie arbeitet daher intensiv an Lösungen zur Reduktion der CO_2 Emissionen, viele Zementhersteller haben sich Net Zero zum Ziel gesetzt.

Bei diesem Unterfangen steht vor allem der Klinkerbrennprozess im Fokus. Um erfolgreich CO_2 einzusparen, sind die unterschiedlichen Quellen für CO_2 zu berücksichtigen. Diese stammen zu ca. 2/3 aus dem Rohmaterial, da der Klinkerbrennprozess auf einer Umwandlung von Calciumcarbonat ($CaCO_3$) in Form von Kalkstein in oxidische Formen beruht, wobei CO_2 abgespalten wird. Für diese Umwandlung werden hohe Temperaturen benötigt, weshalb das andere Drittel des CO_2 üblicherweise aus den verwendeten Brennstoffen stammt (Verein Deutscher Zementwerke e.V. (VDZ) 2020). Die Zementindustrie hat daher eine Reihe an Möglichkeiten zur Einsparung von CO_2, unter anderem:

- Substitution fossiler Brennstoffe durch Ersatzbrennstoffe
- Verwendung alternativer Rohmaterialien (Ersatzrohstoffe)
- Verringerung des Klinkeranteils in Zement
- Carbon Capture and Storage Lösungen

Insbesondere durch den Einsatz von Ersatzbrennstoffen und Ersatzrohstoffen, bei denen es sich vornehmlich um Abfälle oder industrielle Nebenprodukte handelt, kann die Zementindustrie neben der CO_2 Reduktion auch einen signifikanten Beitrag zur Kreislaufwirtschaft leisten. Diese Ansätze sind nicht nur notwendig, um den ökologischen Fußabdruck der Industrie zu verringern, sondern auch, um die langfristige Verfügbarkeit von Ressourcen zu sichern und den Übergang zu einer nachhaltigeren Bauwirtschaft zu unterstützen.

Diese Arbeit legt dar, wie durch den Einsatz von sekundären Rohstoffen in der Zementindustrie ein bedeutender Beitrag zur Reduktion von Treibhausgasemissionen und zur Förderung einer Kreislaufwirtschaft geleistet wird.

2 EINSATZ VON ERSATZBRENNSTOFFEN

Der Einsatz von Ersatzbrennstoffen in der Zementindustrie hat inzwischen in vielen Zementwerken bereits lange Tradition (Sarc und Viczek 2023). Manche Zementwerke können im Normalbetrieb auf thermische Substitutionsraten von 100% verweisen. Der Einsatz fossiler Brennstoffe ist in diesen Zementwerken nur noch bei Ofenstops und Problemen beim Ofenbetrieb notwendig.

Eine Besonderheit des Einsatzes von Ersatzbrennstoffen in der Zementindustrie ist, dass diese aus technischer Sicht nicht nur energetisch verwertet werden. Auch die bei der Verbrennung entstehenden Aschen werden im Drehrohrofen genutzt und in den Zementklinker eingebunden. Sie werden Teil des Produkts, wodurch gleichzeitig zur thermischen Verwertung auch eine stoffliche Verwertung stattfindet. Der Anteil der stofflichen Verwertung von Ersatzbrennstoffen aus gemischten Siedlungs- und Gewerbeabfällen beim Co-Processing in der Zementindustrie wurde von Viczek et al. (2020) ermittelt. Die Berechnung dieses Recycling-Index basiert auf chemischen Analysen von Ersatzbrennstoffaschen und jener Bestandteile, die für die Zementindustrie wertvolle Rohstoffe darstellen, wie zum Beispiel CaO, SiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3 etc. Für die untersuchten Ersatzbrennstoffe ergaben sich je nach einberechneten Elementoxiden Recycling-Indices von ca. 16%, d.h. 16% stoffliche Verwertung und 84% thermische Verwertung. (Viczek et al. 2020) Diese Berechnungsmethode findet mittlerweile auch im Rahmen der EN ISO 4349:2024 „Solid recovered fuels – Determination of the recycling index for co-processing“ Anwendung.

3 EINSATZ VON ERSATZROHSTOFFEN ZUR KLINKERHERSTELLUNG

Neben den Primärrohstoffen können auch sekundäre Rohstoffe verwendet werden. Diese Materialien sind Abfall- oder Nebenprodukte aus verschiedenen Industrien und werden der Rohmehlproduktion beigefügt. Dadurch wird nicht nur der Verbrauch an primären Rohstoffen reduziert und die Deponierung von Abfallstoffen vermieden, sondern auch die Wiederverwertung von Abfällen in einem neuen Wertschöpfungsprozess ermöglicht. Die verwendeten sekundären Rohstoffe enthalten die wesentlichen Bestandteile und werden je nach Standort des Zementwerks an die lokalen primären Rohstoffvorkommen angepasst. So werden beispielsweise Kalkschlämme, gebrauchte Gießereisande und Flugaschen eingesetzt. (Verein Deutscher Zementwerke e.V. (VDZ) 2015; Locher 2000)

4 EINSATZ VON ERSATZZUMAHLSTOFFEN ZUR ZEMENTHERSTELLUNG

Vor oder während des Mahlprozesses des Klinkers können weitere primäre und sekundäre Zusatzstoffe hinzugefügt werden. Diese Materialien beeinflussen positiv das Erstarrungsverhalten und die Eigenschaften des Zements, da sie latent hydraulische oder puzzolanische Eigenschaften besitzen. Diese Stoffe können unter bestimmten Bedingungen hydraulische Eigenschaften entwickeln und somit das Aushärten des Betons fördern. Zu den meist eingesetzten sekundären Zumahlstoffen zählen Hüttensand, luftgekühlten Schlacken aus den metallverarbeitenden Industrien und Flugaschen. (Locher 2000; Snellings et al. 2012)

5 BERECHNUNG DES RECYCLINGANTEILS IN EINER TONNE ZEMENT

Um den Beiträgen dieser 3 Verwertungswege für Abfälle in der Zementindustrie zur Kreislaufwirtschaft Rechnung zu tragen, haben Enengel et al. (2023) eine einheitliche Methode zur Berechnung des Recyclinganteils in Zement entwickelt. Durch die Vereinheitlichung der Berechnungsmethodik wird ein besserer Vergleich zwischen Zementsorten und Zementwerken ermöglicht.

Die von Enengel et al. (2023) veröffentlichte Methode wird durch Daten von zwei österreichischen Zementwerken, die Massen und chemische Analyseergebnisse aller Inputströme enthalten, verifiziert.

Die auf ihre Trockensubstanz und teilweise auch auf ihren Aschegehalt bezogenen Massenströme werden in Primärrohstoffe und Sekundärrohstoffe unterteilt. Unter Primärrohstoffen werden all jene verstanden welche aus natürlich Quellen abgebaut werden. Als Sekundärrohstoffe werden alle Abfallprodukte oder Nebenprodukte aus anderen Industriezweigen welche dem Prozess zugeführt werden definiert. Anschließend kann der Recyclinganteil im Zement errechnet werden. (Enengel et al. 2023)

Die Ergebnisse des Recyclinganteiles wurden auf eine Tonne Zement normiert und ergaben einen Recyclinggehalt im Zement von 36,5 % für Zementwerk 1 und 38,7 % für Zementwerk 2. Der Recyclinganteil für Klinker variiert erheblich zwischen den beiden Zementwerken, wobei Zementwerk 2 einen höheren Recyclinganteil (22,4 %) aufweist als Zementwerk 1 (11,4 %). Dies ist auf die große Menge an Bauabfällen (Ziegel) zurückzuführen, die in Zementwerk 2 als Sekundärrohstoff verwendet werden. (Enengel et al. 2023)

6 ZUSAMMENFASSUNG BZW. SCHLUSSFOLGERUNG

Ein wesentlicher Aspekt dieser Transformation in Richtung einer Kreislaufwirtschaft ist der verstärkte Einsatz von Sekundärrohstoffen in der Zementproduktion. Besonders Sekundärzumahlstoffe können aufgrund der eingesetzten Anteile einen großen Beitrag leisten, aber auch durch Ersatzrohstoffe und Ersatzrohstoffe kann die Zementindustrie ihre CO_2-Emissionen signifikant verringern. Zusätzlich wird auch der Abbau neuer, primärer Rohstoffe reduziert, was den ökologischen Fußabdruck der Branche weiter minimiert. Diese Ansätze sind nicht nur technologisch machbar und bereits breit im Einsatz, sondern auch wirtschaftlich vorteilhaft, da sie zur Kostensenkung und zur Schonung natürlicher Ressourcen beitragen. Um die langfristigen Ziele der Nachhaltigkeit und Kreislaufwirtschaft in der Zementindustrie zu erreichen, ist eine verstärkte Förderung und Implementierung von Sekundärrohstoffen in den Prozess unerlässlich. So kann die Branche einen wesentlichen Beitrag zum globalen Klimaschutz leisten und gleichzeitig die Ressourceneffizienz bei gleichbleibender Produktqualität steigern.

DANKSAGUNG

Das COMET-Projekt Recycling and Recovery of Waste for Future – ReWaste F – (882512) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMK, BMAW und Land Steiermark gefördert. COMET wird durch die FFG abgewickelt.

LITERATURVERZEICHNIS

Cheng, Danyang; Reiner, David M.; Yang, Fan; Cui, Can; Meng, Jing; Shan, Yuli et al. (2023): Projecting future carbon emissions from cement production in developing countries. In: Nat Commun 14 (1), S. 8213. DOI: 10.1038/s41467-023-43660-x.

Enengel, M. J.; Viczek, S. A.; Sarc, R. (2023): Determining the recycled content in cement: A study of Austrian cement plants. In: Resour Conserv Recy 199, S. 107276. DOI: 10.1016/j.resconrec.2023.107276.

Locher, Friedrich W. (2000): Zement. Grundlagen der Herstellung und Verwendung. 1. Aufl. s.l.: Verlag Bau+Technik. Online verfügbar unter http://gbv.eblib.com/patron/FullRecord.aspx?p=2029875.

Sarc, Renato; Viczek, Sandra A. (2023): Co-processing of solid recovered fuels from mixed municipal and commercial waste in the cement industry - A pathway to a circular economy. In: Waste management & research: the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA, 734242X231178217. DOI: 10.1177/0734242X231178217.

Snellings, R.; Mertens, G.; Elsen, J. (2012): Supplementary Cementitious Materials. In: Reviews in Mineralogy and Geochemistry 74 (1), S. 211–278. DOI: 10.2138/rmg.2012.74.6. EN ISO 4349:2024, 2024: Solid recovered fuels. Determination of the Recycling Index for co-processing.

Verein Deutscher Zementwerke e.V. (VDZ) (2015): Einsatz alternativer Rohstoffe im Zementherstellungsprozess. Hintergrundwissen, technische Möglichkeiten und Handlungsempfehlungen. Unter Mitarbeit von Dr.-Ing. Volker Hoenig, Dipl.-Ing. Cornelia Seiler, Dr.-Ing. Nils Bodendiek und Dr. rer. nat. Helmut Hoppe.

Verein Deutscher Zementwerke e.V. (VDZ) (2020): Dekarbonisierung von Zement und Beton - Minderungspfade und Handlungsstrategien. Eine CO2-Roadmap für die deutsche Zementindustrie. Unter Mitarbeit von Dr. Martin Schneider. Düsseldorf.

Viczek, Sandra Antonia; Aldrian, A.; Pomberger, R.; Sarc, Renato (2020): Determination of the material-recyclable share of SRF during co-processing in the cement industry. In: Resources, Conservation and Recycling 156, S. 104696. DOI: 10.1016/j.resconrec.2020.104696.

KI & Robotics für eine effiziente Abfallsortierung

Barbara Mayer[1], Daniel Schall[2] & Herbert Tanner[3]
[1)] Siemens AG Österreich, Teamleiterin für Standardisierung, Technologie und Innovation am Standort Graz, Graz, Österreich
[2)] Siemens AG Österreich, Siemens Corporate Technology, Wien, Österreich
[3)] Siemens AG Österreich, Leitung Standort Graz, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die Abfallsortierung stellt einen wesentlicher Prozessschritt der Abfallwirtschaft dar Der heute oft noch manuell geprägte Prozess zur Trennung von einer mitunter sehr großen Anzahl unterschiedlicher Materialien ist zeitaufwendig und fehleranfällig. Die Analyse der einzelnen Abfallfraktionen bietet daher Potential für Anwendungen der Künstliche Intelligenz. Speziell bildverarbeitende Algorithmen basierend auf mehreren Sensorklassen liefern gute Ergebnisse in der individuellen Objekterkennung. Dieser Beitrag gibt Einblick in ein Lösungsframework für eine KI-basierte, automatisierte Sortierung mittels Robotik.

1 EINLEITUNG

Die Abfallsortierung ist ein wichtiger Prozessschritt in der Abfallwirtschaft. Dabei werden Abfälle nach bestimmten Kriterien sortiert, um sie für die weitere Verarbeitung, das Recycling oder die Entsorgung vorzubereiten. Je nach Qualitätsanforderungen des nachfolgenden Recyclingrozesses sind wiederverwertbare Materialien heute nicht nur nach ihren Hauptmaterialgruppen zu trennen, sondern erfordern eine effektive Aufsplittung in Untergruppen wie etwa konkrete Kunststoffklassen. Die Aussortierung recyclierbarer Materialien und die damit angestrebte hohe Recyclingquote ist essenziell für eine funktionierende Kreislaufwirtschaft (Pluskal, 2021).

KI-Anwendungen werden heute in der Abfallwirtschaft daher vor allem zur Effizienzsteigerung und Verbesserung der Prozesse eingesetzt. Relevante Anwendungen sind beispielsweise die Optimierung von Recyclingprozessen und der Abfallentsorgung sowie die Vorhersage von Abfallströmen. KI kann darüber hinaus auch helfen, Abfälle zielgerichtet zu identifizieren und eine effiziente Sortierung zu ermöglichen. (Abdallah, 2020) gibt einen umfassenden Überblick über sämtliche KI-Methoden in der Abfallsortierung von Feststoffen.

Dieser Beitrag zeigt auf, wie konkrete KI-Anwendungen in Kombination mit Robotik für eine automatisierte Sortierung praktisch eingesetzt werden können.

2 KI ZUR EFFEKTIVEN OBJEKTDETEKTION

Die konkrete KI-Anwendung fokussiert auf die Sortierung von Feststoffen. Hierbei werden zur differenzierteren Auswahl von Leichtfraktionen mehrere Kamerasysteme gleichzeitig verwendet, um sowohl das Spektrum als auch die Farbzusammensetzung der Objekte identifizieren zu können. Die Zusammenführung der Sensorinformationen bezogen auf ein konkretes Abfallobjekt ist mit einer Sensorfusion gelöst.

2.1 Methodik und Zielsetzung der KI

Ziel ist es, den Abfall, der in heterogener Zusammensetzung über Förderbänder transportiert wird, an einer konkreten Stelle im Prozess nach Fraktionen aufzutrennen. Im Konkreten gilt es, die einzelnen Abfallobjekte nach ihrer Materialklasse automatisiert zu identifizieren, um dann konkrete Steuersequenzen für die Robotik zur Ausschleusung der Fraktionen berechnen zu können. Abbildung 1 zeigt die Zielsetzung eine KI basierten automatisierten Sortierlösung.

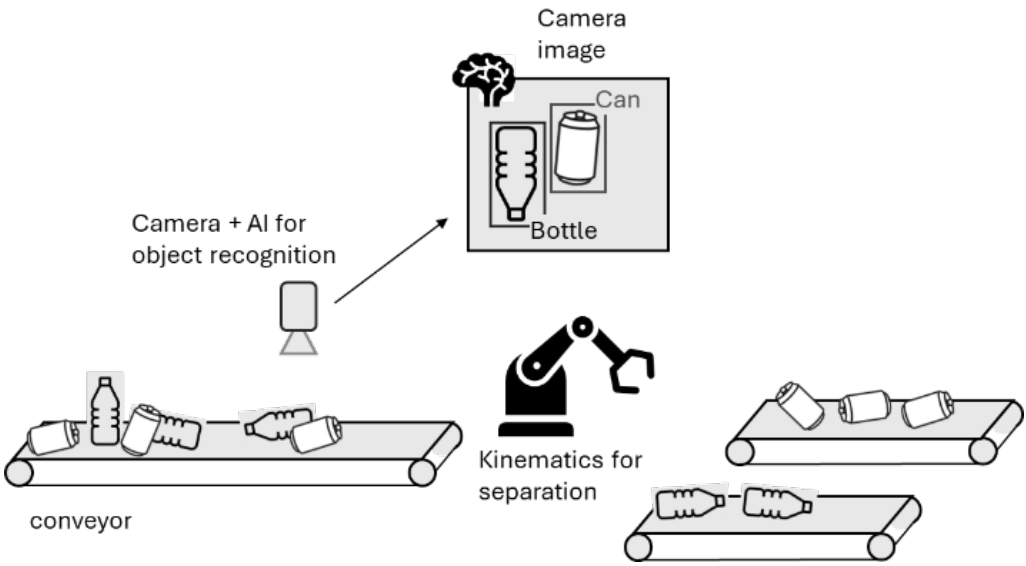


Abb. 1: Zielsetzung einer KI gestützten automatisierten Sortierung

Für dieses Vorhaben werden Kamerasysteme eingesetzt, deren Bilder zunächst in einem Trainingsverfahren zur Modellierung der KI herangezogen werden. Nach erfolgter Modellierung und erfolgreicher Validierung des Modells ist das Modell zur online-Überwachung auf einem Edge-PC einsatzbereit. Die an diese IT-Komponente angebundenen relevanten Kamerasysteme liefern dazu zur Laufzeit die Bildinformationen an die KI, also an das Modell selbst. Um automatisiert in einem nachfolgenden Prozessschritt auf den Output reagieren zu können, muss die Berechnung in nahezu Echtzeit passieren.
Für diese Interaktion mit dem Automatisierungssystem und der Robotik zur Ausschleusung der Objekte wurde der Blueprint (siehe Kapitel 3) entwickelt. Er ermöglicht eine individuelle Zusammensetzung von IT-/KI- und Automatisierungsbausteinen für den Zweck der automatisierten, KI-basierten Sortierung von Abfällen.

2.2 Sensorauswahl und Sensorfusion

Je nach gewünschter Sortiertiefe werden dazu geeignete Sensoren und Trainingsalgorithmen verwendet. Mittels NIR-Kamera können Materialklassen wie Papier, Kunststoffe, Metall oder Holz über die Analyse des Spektrums voneinander unterschieden werden. RGB Kameras liefern zusätzlich Detailinformation über die Farbgebung des Materials.

Werden mehrere Kamerasysteme für die Identifikation von Materialeigenschaften benötigt, ist eine Sensorfusion notwendig, um die Informationen aus diesen Quellen für die konkreten Objekte übereinander zu legen. Das ist die Basis für eine konkrete Aussortierung nach den gewünschten Materialeigenschaften. Diese fusionierten Sensordaten werden dann als ein Datenstrom der KI zugeführt.

3 KI & ROBOTICS – DER BLUEPRINT

Um das Zusammenspiel zwischen Kamerasystemen, der KI und der Automatisierung bis hin zum Roboter generisch wie ein Baukastensystem den Anforderungen des Prozesses entsprechend aufbauen zu können, wurde der Blueprint entwickelt.

3.1 Aufbau im Sinne eines Baukastens

Nachfolgende Abbildung 1 zeigt die Bestandteile des Prozesses von der Aufnahme der Bilder über den Einsatz der KI und der Weiterleitung der Positionsinformationen der Objekte an die Automatisierung, so dass am Ende der Kette der Roboter (hier schematisch rechts dargestellt) die Teile von einem Förderband entnehmen und in getrennte Behältnisse bzw. Schütten sortieren kann.

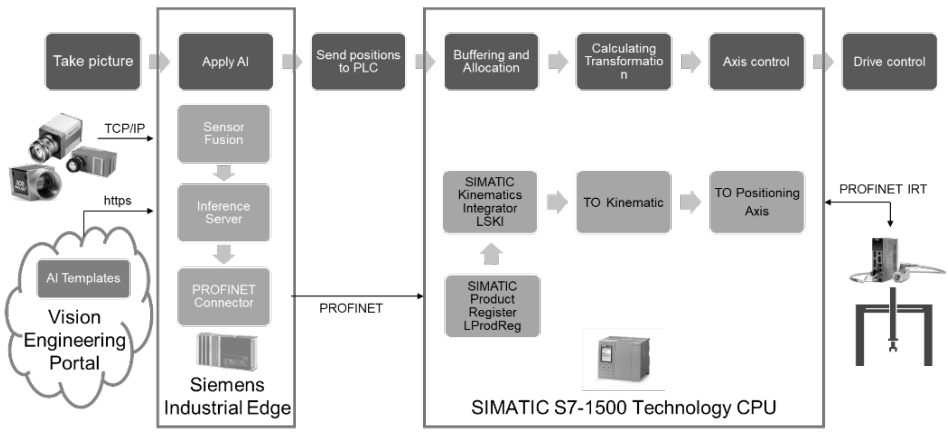


Abb. 2: Blueprint für das Zusammenspiel von KI und Robotik

Der Blueprint beinhaltet Umgebungen und Vorlagen zu Modellierung, so dass auch Personen, die Domain Expert*innen aber keine KI-Spezialist*innen sind, Prozess- und Sensorinformationen geeignet aufbereiten und die Modellierung konfigurieren können. IT-technisch ist diese Umgebung in der Cloud, im Vision Engineering Portal, gegeben. Diese bietet auch das Frontend, Bilder für das Training zu klassifizieren, also zu labeln. Die Industrial Edge, ein Prozessor nahe am Prozess, dient zur Anbindung und Verarbeitung der Kameradaten, sowie diese zu fusionieren und dem Inference Server zur Laufzeitbewertung zu übergeben. Der Ausgang des Modells ist die Information über die Objekte mit seinen Eigenschaften (je nach Modellierungstiefe variierend) und deren Positionen. Diese werden über eine Profinet Schnittstelle an die SPS, also die zentrale Steuerung, weitergeleitet, die die kinematischen Berechnungen für die Übertragung der Stellsequenzen für den Roboter macht. Dabei müssen Pick-Position, Stelle des Objekts zum Zeitpunkt der Roboterzugriffs, als auch Place-Position, Stelle des Gebindes, in das der Abfall aussortiert werden soll, berechnet und an den Roboter übermittelt werden.
Als Blueprint bzw. Baukasten kann dieser Aufbau verstanden werden, da jedes Modul austauschbar und auf Prozess und Kunden anpassbar ist. Die Schnittstellen bleiben dabei gleich.

3.2 Module Type Package (MTP) zur Standardisierung von Modulen

MTP ist ein Standard zur herstellerunabhängigen Beschreibung von Automatisierungsmodulen zur einheitlichen Verwendung und effizienten Bewirtschaftung von Schnittstellen. Ziel ist eine möglichst schnelle Inbetriebsetzung von Modulen in sich verändernden Prozessen. Das spart Zeit und Ressourcen.

Im Zuge des Forschungsprojekts ReWaste-F (Sarc, 2022) ist der Einsatz dieses Standards erstmals für eine Recyclinganlage, der Smart Waste Factory, zum Zug gekommen. Hierbei wurden Schnittstellen zwischen Kameras, Steuerungssystem und Monitoringsystem mittels MTP umgesetzt. Zukünftig sollen weitere in diesem Blueprint vorgesehene Schnittstellen über diesen Standard gelebt werden.

4 KI & ROBOTICS – USE CASE FÜR EFFIZIENTE ABFALLSORTIERUNG

Im Zuge des Forschungsprojekts ReWaste-F (Sarc, 2022) konnten erste Teile des Blueprints in der Smart Waste Factory realisiert werden. Dazu wurde Fokus auf die Sortierung von Kunststoffen gelegt. Für diese konkrete Anwendung wurden sowohl NIR- als auch RGB-Kameras eingesetzt, die individuell oder in Kombination für die weiterfolgende Analyse konfiguriert werden können. Abbildung 3 zeigt zwei Dashboards, eines zur Konfiguration der Sensorik, das andere zur transparenten Darstellung der fusionierten Daten zu den einzelnen Objekten sowie der Positionen, die für das Picking relevant sind.

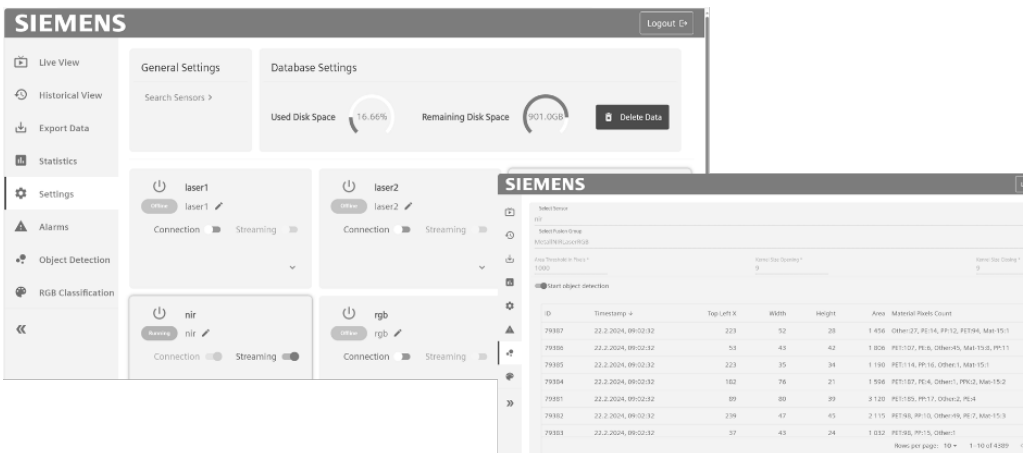


Abb. 3: Sensorintegration und -fusion

Dieser fusionierte Datenstrom wird direkt für die KI-Anwendung am Edge übernommen. Ein Delta-Picker ermöglicht eine automatisierte Aussortierung der Kunststofffraktionen nach Materialgruppen (PET, PP, PE) und ermittelter Farbklasse bzw. Größe.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Manuelle Prozesse sind heute für Sortierungen von Feststoffen oftmals zeitaufwändig und fehleranfällig. KI-basierte, automatisiert Sortierlösungen können hier effektiv Beitrag für eine Erhöhung der Recyclingquoten als Basis für eine verbesserte Kreislaufwirtschaft leisten. Erste Bausteine konnten bereits im Forschungsprojekt ReWaste-F realisiert werden. Eine Demonstrationsanlage vereint den Prozess von der Sensorik über die KI bis zur automatisierten Aussortierung der einzelnen Fraktionen mittels Robotik. Das erlaubt ein effizientes Handling in der Feststoffsortierung. Zukünftig soll der Fokus auf dem vielfältigen, individuellen Einsatz des vorgestellten Blueprints unter Verwendung von Standards wie MTP liegen.

LITERATURVERZEICHNIS

Abdallah, M. T. (2020). Artificial intelligence applications in solid waste management: A systematic research review. *Waste Management*, 231-246.

Pluskal, J. Š. (2021). Strategic decisions leading to sustainable waste management: Separation, sorting and recycling possibilities. *Journal of Cleaner Production 278*, 123359.

Sarc, R. (Poster session presented at Österreichischen Abfallwirtschaftstagung 2022 2022). Wels: Poster session presented at Österreichischen Abfallwirtschaftstagung.

Verschleiß als wesentlicher Einflussfaktor auf die Leistungsfähigkeit eines Vor- und Nachzerkleinerers von festen Abfällen

Christoph Feyerer[1], Tatjana Lasch[2], Karim Khodier[3] & Renato Sarc[3]
[1)] Komptech GmbH, Chief Executive Officer (CEO), Frohnleiten, Österreich
[2)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich
[3)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Strengere Regeln in Bezug auf Recyclingquoten, sowie die Einschränkung von Deponierungsmöglichkeiten führen zu der Notwendigkeit mehr Abfälle zu behandeln und auch stofflich verwertbar zu machen. Dafür sind komplexere Aufbereitungsprozesse erforderlich. Aufgrund von hohem Kostendruck auf Seiten der Anlagenbetreiber, unter anderem infolge von hohen Energiekosten, sind kontinuierliche Optimierungsmaßnahmen unumgänglich. Insbesondere der Prozessschritt der Vor- und Nachzerkleinerung ist aufgrund der hohen notwendigen Antriebsleistungen energieintensiv und bietet im Umkehrschluss ein entsprechendes Optimierungspotential. Infolge der Belastungen kommt es unweigerlich zu Verschleißerscheinungen an den Zerkleinerungswerkzeugen der Maschinen. Aktuell werden dessen Einflüsse auf die Leistungsparameter im laufenden Prozess kaum berücksichtigt. Im Rahmen dieser Forschungsarbeit wurde der Einfluss des Verschleißzustands der Zerkleinerungswerkzeuge auf das Zusammenspiel der Volumendurchsatzleistung, der Materialqualität und den Energieverbrauch untersucht. Am Beispiel eines Vorzerkleinerers und Nachzerkleinerers konnte gezeigt werden, dass die spezifische Volumendurchsatzleistung, in Bezug auf eine definierte Fraktionsgröße von <100mm bzw. <40mm, um 29% bzw. 20% sinkt, wenn verschlissene anstatt neue Zerkleinerungswerkzeuge eingesetzt werden. Des Weiteren erhöht sich der spezifische Energieverbrauch beim Vorzerkleinerer um 17% und beim Nachzerkleinerer um 9%, jeweils in Bezug auf die Volumendurchsatzleistung. Weitere Versuche sollen nun die Ergebnisse validieren und eine detaillierte Beschreibung über die Gesamtlebensdauer ermöglichen.

1 EINLEITUNG

Strenger werdende gesetzliche Rahmenbedingungen in Bezug auf steigende Recyclingquoten und weitgehende Einschränkungen der Deponierungsmöglichkeiten führen zu einer Notwendigkeit mehr Abfälle zukünftig zu behandeln. Maßgeblich für diese Entwicklung ist das Kreislaufwirtschaftspaket der Europäischen Union, welches insbesondere für das Recycling von Siedlungsabfällen bereits in 2025 ein klares Ziel von 55 Gewichtsprozent vorsieht (European Commission 2019, Directive (EU) 2018). Diese, aus umwelttechnischer und auch aus Sicht der abfallbehandelten Industrie, sehr positive Entwicklung bringt jedoch Herausforderungen mit sich. Unter Berücksichtigung der 2019 gemeldeten durchschnittlichen Recyclingquote von 38 Gewichtsprozent der EU-27 Länder zeigt sich, dass neben steigender Materialmengen sich auch der Behandlungsprozess infolge der vorgegebenen Qualitätsanforderungen verbessern muss (Eurostat 2019). Des Weiteren erschweren hohe Energiekosten den wirtschaftlichen Betrieb der leistungsintensiven Aufbereitungsanlagen, weshalb die Betreiber stets Optimierungspotentiale identifizieren und umsetzen müssen (BVSE 2023).
Im Falle von gemischten Gewerbeabfällen umfasst die Prozessführung der mechanischen Aufbereitung meist folgende Schritte: Vorzerkleinerung, unterschiedliche Sieb- und Separationsstufen und eine Nachzerkleinerung. Dies gilt insbesondere für die Herstellung von Ersatzbrennstoffen (EBS) und festen Sekundärbrennstoffen, für die Anteile, die nicht für das stoffliche Recycling geeignet sind (Austrian Standards 2021, Pomberger 2008). Den Prozessschritten Vor- und Nachzerkleinerung kommt eine besondere Bedeutung zu, da diese einen unmittelbaren Einfluss auf Prozess- bzw. Qualitätsparameter (Durchsatzleistung, Materialqualität und Energieverbrauch)

haben. Aufgrund der hohen notwendigen Antriebsleistung der Zerkleinerungsaggregate, welche sich auf den Energieverbrauch der Gesamtanlage maßgeblich auswirkt, wird der Energieverbrauch hier fokussiert.
In Khodier et al. (2021) werden Untersuchungen zu Einflussparametern auf das Zerkleinerungsverhalten diskutiert. Ergänzend zu diesen Erkenntnissen und aufbauend auf den Ergebnissen des MayRec Projekts (Winkler 2016) erscheint der Einfluss des Verschleißzustandes der Schneidgeometrien als besonders interessant und ermöglicht in weiterer Folge die Modellbildung für eine prädiktive Wartung. Aufbauend auf diesen Überlegungen wurde eine Versuchsmethodik für die Untersuchung des Einflusses erstellt und bereits umfassende Feldversuche in einem ein- und zweistufigen Zerkleinerungsprozess durchgeführt (Komptech 2022).

2 METHODIK

Nach einer ausführlichen Literaturrecherche und der Erarbeitung des Stands der Technik & Forschung wurde darauf aufbauend ein Versuchskonzept, -design und -plan entwickelt. Der Versuchsdurchführung folgte eine Analyse der gewonnenen Daten. Diese Daten wurden im Weiteren mittels DewesoftX 2021.6 ausgewertet.

2.1 Stand der Technik & Forschung

Im Rahmen einer Literaturrecherche wurden die theoretischen Grundlagen recherchiert. Dabei wurden technische Unterlagen, insbesondere jene der untersuchten Maschinentypen, recherchiert und studiert. Darüber hinaus wurden auch Interviews mit Expert:innen aus der Industrie geführt. Neben Technologieunternehmen wurden auch Repräsentant:innen von Abfallaufbereitungsunternehmen befragt.

2.2 Versuchsdesign

Das Versuchsdesign unterteilt sich in die Bereiche Maschinen und Material, Prozessschemata, untersuchte Werkzeuge (Verschleißteile), sowie Messdaten und Analyse. Sämtliche Details werden in den folgenden Kapiteln beschrieben.

2.2.1 Maschinen und Material

Im Rahmen der vorliegenden Forschungsarbeit wurden zwei unterschiedliche Zerkleinerungsmaschinen untersucht. In beiden Fällen handelte es sich um sogenannte Einwellenzerkleinerer, welche die gängigste Technologie für diese Anwendung in der Industrie darstellt. Der erste Versuchsträger ist ein Vorzerkleinerer, des Typs Terminator 5000 SD, von Komptech. Dieser Maschinentyp verfügt über ein sogenanntes reißendes Zerkleinerungskonzept, welches sich durch rotierende Walzenzähne und feststehenden Gegenkammzähnen definiert. Die zweite Maschine ist ein Nachzerkleinerer des Typs XR3000C der Firma UNTHA. Durch die definierte Gegenschneide, die geringen Schnittspalte zwischen Wendeschneidplatten und Gegenmesser, sowie des Einsatzes eines Siebkorbs, wird von einer definierten bzw. schneidenden Zerkleinerung gesprochen.
Als Inputmaterial diente jeweils gemischter Gewerbeabfall, welcher aufgrund der Zusammensetzung als sehr inhomogen beschrieben werden kann (Khodier et al. 2020).

2.2.2 Prozessschemata

Die Prozessschemata für die Untersuchungen des Vor- und Nachzerkleinerers sind in Abb. 1 dargestellt. Die Beschickung des Vorzerkleinerers erfolgte mittels Radlader/LKW mit Greifarm. Bei der Untersuchung des Nachzerkleinerers (XR3000C, UNTHA), wurde ein zweistufiger Zerkleinerungsprozess betrachtet, Vor- und Nachzerkleinerer wurden hierbei in Serie geschalten. Mithilfe eines dem Zerkleinerer oder im Prozessschemata 2 den Zerkleinerern nachgeschalteten Digital Material Flow Measurement Systems (DMFMS), der Fa. Komptech wurden Volumen- und Massendurchsatzleistung gemessen. Anschließend erfolgte eine repräsentative Probenahme und zur Bestimmung der Materialqualität eine Siebanalyse der Proben. Zusätzlich wurden in beiden Szenarien die Energieverbräuche aufgezeichnet.

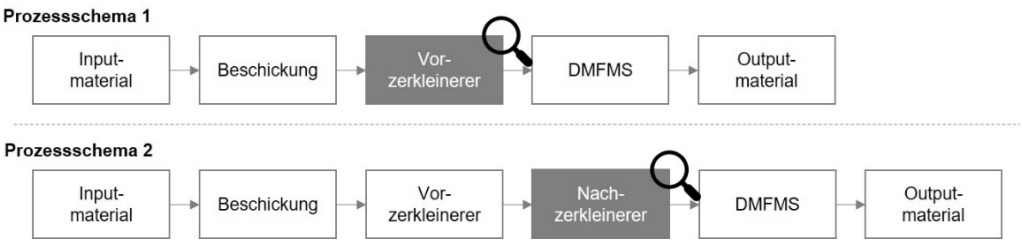


Abb. 1: Prozessschemata für die Untersuchungen des Vor- und Nachzerkleinerers

2.2.3 Werkzeuge (Verschleißteile)

Untersucht wurde jeweils der Einfluss des Verschleißzustands der Zerkleinerungswerkzeuge (siehe Abb. 2). Der Terminator verfügt dabei insgesamt über 32 Werkzeuge in Form von rechteckigen Zähnen, welche in einer Doppelhelix am Umfang der Zerkleinerungswalze positioniert sind (siehe Abb. 3). Der XR3000C hingegen ist mit insgesamt 42 Zerkleinerungswerkzeuge in Form von quadratischen Wendeschneidplatten ausgestattet. Diese sind in Form einer Vierfachhelix am Umfang der Zerkleinerungswalze positioniert (siehe Abb. 3). Die Versuche erfolgten jeweils mit den Extremzuständen der Werkzeuge, also zum einen gänzlich neue und zum anderen verschlissene Werkzeuge, welche lt. Betriebsanleitung der Hersteller die Verschleißgrenze erreicht haben.

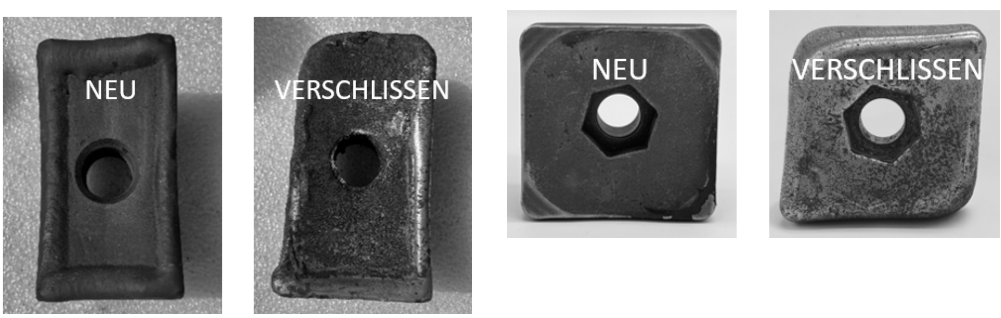


Abb. 2: Gegenüberstellung der Zerkleinerungswerkzeuge des Vorzerkleinerers (links) und des Nachzerkleinerers (rechts), jeweils im neuen und verschlissenen Zustand



Abb. 3: Zerkleinerungswalze des Vorzerkleinerers (links) und Nachzerkleinerers (rechts) (Komptech, 2023; Untha, 2024)

2.3 Messdaten und Analyse

Als Messdaten wurden folgende Leistungsparameter festgelegt: Durchsatzleistung (Volumen- und Massendurchsatzleistung), Materialqualität (Materialkörnung des erzeugten Materialstroms) und Energieverbrauch. Die Versuchsdauer betrug jeweils eine Stunde.
Bei einer Gesamtbetrachtung der mechanischen Abfallaufbereitung ist besonders in Bezug auf die Auslastung der Folgeaggregate die Volumendurchsatzleistung von Interesse, daher wurde diese für weitere Analysen anstatt der Massendurchsatzleistung herangezogen. Für die weiteren Betrachtungen der Volumendurchsatzleistung und des Energieverbrauchs wurden Mittelwerte der Zeitreihendaten gebildet. Dieses repräsentiert aufgrund der Versuchsdauer auch das spezifische Stundenmittel der Parameter. Die Materialqualität wurde mithilfe von Siebanalysen aus den Proben der jeweiligen Versuchsreihen bestimmt. Um einen quantitativen Vergleichswert zwischen den untersuchten Verschleißzuständen in Bezug auf die Materialqualität zu ermöglichen, wurden aus den jeweiligen Sieblinien der Anteil der Fraktion < 100mm, im Falle des Vorzerkleinerers, sowie die Fraktion < 40mm im Falle des Nachzerkleinerers bestimmt.

3 ERGEBNISSE

Die wesentlichen Ergebnisse aus den durchgeführten Versuchsreihen können der Abbildung 4 entnommen werden; links: die Ergebnisse des Vorzerkleinerers und rechts jene des Nachzerkleinerers. Dabei wird stets die fraktionsbezogene Volumendurchsatzleistung, normiert auf die maximale Volumendurchsatzleistung der Versuchsreihen für Vor- und Nachzerkleinerer visualisiert. Die Untersuchung des Vorzerkleinerers zeigt dabei, dass im Neuzustand der Werkzeuge 81% der Volumendurchsatzleistung einen Siebdurchgang von <100mm erreicht. Bei der Nutzung von verschlissenen Werkzeugen nimmt dieser Anteil grundsätzlich um ca. 18% ab. Durch die Nutzung von verschlissenen Werkzeugen reduziert sich jedoch auch der absolute Volumendurchsatz um ca. 17%, wodurch im normierten Vergleich der Werkzeugzustände eine Reduktion der Volumendurchsatzleistung der Fraktion <100mm von 29% festgestellt werden kann. Bei Einbeziehung des Energieverbrauchs zeigt sich, dass der relative Energieaufwand bezogen auf die Volumendurchsatzleistung um 17% zunimmt.
Bei Betrachtung des untersuchten Nachzerkleinerers ist grundsätzlich derselbe Trend zu erkennen. Hier reduziert sich, bei der Nutzung von neuen und verschlissenen Werkzeugen, der relative Anteil der Fraktion <40mm von 88% auf 68%, also um 20%. Die Zunahme des relativen Energieaufwands bezogen auf die beträgt 9%.

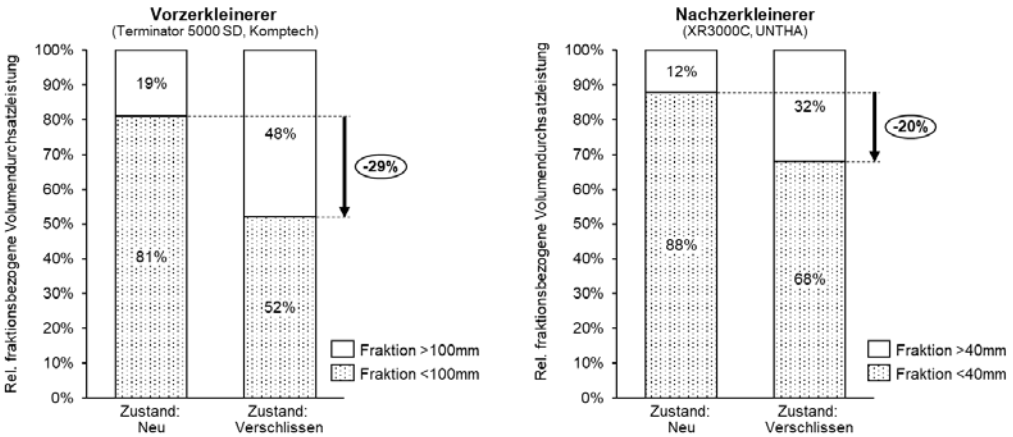


Abb. 4: Vergleich der fraktionsbezogenen Volumendurchsatzleistung von neuen und verschlissenen Werkzeugen für Vor- und Nachzerkleinerer

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Aus den Fachinterviews kann bereits ein grundsätzlicher Konsens gebildet werden: Das Thema Verschleiß und die damit in Verbindung stehenden Kosten bilden einen wesentlichen Teil der Betriebskosten der Maschinen und somit auch der gesamten Anlage. Dennoch erfolgt der Tausch der verschlissenen Werkzeuge im überwiegenden Fall meist nicht nach Bewertung etwaiger Leistungsparameter der Maschinen, sondern nach dem Erreichen der seitens der Hersteller vorgegebenen geometrischen Verschleißgrenzen. Unter Berücksichtigung der in Pkt. 3 dargestellte Ergebnisse kann ein signifikanter Einfluss des Verschleißes auf die Leistungsparameter, Volumendurchsatzleistung, Materialqualität und Energieverbrauch, dargelegt werden.
Diese Ergebnisse legen nahe, dass ein frühzeitigerer Tausch, also vor dem Erreichen der geometrischen Verschleißgrenzen der Werkzeuge, aus betriebswirtschaftlicher Gesamtbetrachtung sinnvoll erscheinen kann. Für eine individuelle Beurteilung ist jedoch wesentlich, ob die abnehmende Materialqualität z.B. zu Einbußen im Erlös führt und somit ein relevantes Entscheidungskriterium für den Anlagenbetreiber darstellt. Dies ist insbesondere für den Schritt der Vorzerkleinerung nicht zu erwarten, da nachfolgende Sieb- und Separationsstufen, sowie eine gegebenfalls stattfindende Nachzerkleinerung die Endspezifikation übernimmt. Des Weiteren sind Aufwände für daraus resultierende häufigere Tauschintervalle zu berücksichtigen, welche ebenso mit den möglichen Wartungsintervallen der Anlagenbetreiber synchronisiert werden müssen. Abschließend sind noch weitere Betrachtungen und Versuche erforderlich, welche sich mit der Bewertung des zeitlichen Verlaufs des Verschleißverhaltens über die Gesamtlebensdauer der Zerkleinerungswerkzeuge beschäftigen. Diese sind bereits in Planung und sollen die notwendigen Informationen für zukünftig individuelle und auch prädiktive Wartungsintervalle ermöglichen.

LITERATURVERZEICHNIS

Austrian Standards (2021). Solid recovered fuels — Specifications and classes (EN ISO 21640:2021-05). Austrian Standards plus GmbH.

BVSE. (2023). Explodierende Energiepreise stellen vitales Risiko für die europäischen Recycler dar. https://www.bvse.de/recycling/recycling-nachrichten/8969-explodierende-energiepreise-stellen-vitales-risiko-fuer-die-europaeischen-recycler-dar.html

Directive (EU) 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste (Text with EEA relevance), 2018.

European Commission. (2019). A European Green Deal. https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en

Eurostat. (2019). Municipal waste by waste management operations: ENV_WASMUN. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/product/page/ENV_WASMUN__custom_5882228
Khodier, K., Feyerer, C., Möllnitz, S., Curtis, A., & Sarc, R. (2021). Efficient derivation of significant results from mechanical processing experiments with mixed solid waste: Coarse-shredding of commercial waste. Waste Management (New York, N.Y.), 121, 164–174. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.12.015
Khodier, K., Viczek, S. A., Curtis, A., Aldrian, A., O'Leary, P., Lehner, M., & Sarc, R. (2020). Sampling and analysis of coarsely shredded mixed commercial waste. Part I: procedure, particle size and sorting analysis. International Journal of Environmental Science and Technology, 17(2), 959–972. https://doi.org/10.1007/s13762-019-02526-w
Komptech. (2022). Komptech Maschinen & Anlagen. https://www.komptech.com
Komptech. (2023). Terminator mobil - Komptech Zerkleinerungsmaschine. https://www.komptech.com/produkte/terminator-mobil/#/
Pomberger, R. (2008). Entwicklung von Ersatzbrennstoff für das HOTDISC-Verfahren und Analyse der abfallwirt-schaftlichen Relevanz. BibTeX.
Untha. (2024). XR-mobil-e: Ihr starker mobiler Schredder für die einstufige Aufbereitung von Abfällen, Altholz, Metall uvm. https://www.untha.com/de/produkte/xr-mobil-e
Winkler, C. (2016). "MayRec" - Recyclinganlage der Zukunft.

KONTAKT

Dipl.-Ing. Christoph Feyerer, BSc
c.feyerer@komptech.com
+43 3126 505-0
Komptech GmbH
Kühau 37
A-8130 Frohnleiten
www.komptech.com

circPLAST-mr - Das österreichische Leitprojekt zum mechanischen Recycling von Kunststoffen

Jörg Fischer[1], Nikolai Kuhn[2], Mauricio Pane[3], Tamara Cwioro[4], Lukas Zeilerbauer[5] & Moritz Mager[1]

[1)] Johannes Kepler Universität Linz, Institute of Polymeric Materials and Testing & LIT Factory, Linz, Österreich
[2)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[3)] AEE – Institut für Nachhaltige Technologien, Gleisdorf, Österreich
[4)] Transfercenter für Kunststofftechnik GmbH, Wels, Österreich
[5)] Energieinstitut an der Johannes Kepler Universität Linz, Linz, Österreich

KURZFASSUNG: Es wird ein Überblick über das Leitprojekt circPLAST-mr, das österreichische Leitprojekt zum mechanischen Recycling von Kunststoffen, gegeben, in dem alle relevanten Prozessschritte untersucht werden. Hervorzuheben sind die prozessschrittübergreifenden Arbeitspakete, in denen die Digitalisierung entlang der Prozesskette sowie die LCA-orientierte Prozessgestaltung untersucht werden. Die von der EU vorgegebenen Recyclingquoten für Verpackungskunststoffe von 50 % bis Ende 2025 und 55 % bis Ende 2030 stellen die gesamte Branche vor große Herausforderungen. Das Leitprojekt soll dazu beitragen, bisher ungenutzte Potenziale zu erschließen. Am Beispiel des Recyclings von Polypropylen wird gezeigt, welche zusätzlichen Möglichkeiten bestehen um Produkte aus spezifikationsgerechten Rezyklaten herzustellen. Dabei wird von der Gelben-Sack-Sammlung für Verpackungskunststoffe ausgegangen und mittels angepasster Verfahren werden Produkte mit unterschiedlichen Eigenschaftsprofilen hergestellt.

1 circPLAST-mr – ÜBERBLICK

Die EU und Österreich haben ambitionierte Zielvorgaben für das Recycling von Kunststoffabfällen festgelegt (Europäische Union 2018). Um diese Ziele zu erreichen, müssen die Recyclingprozesse erheblich verbessert werden. Österreich muss die Umsetzungsquoten für die Sammlung, Sortierung und Verwertung von Kunststoffabfällen auf 80 – 85 % erhöhen (ARA 2019).

1.1 Ziele und angestrebte Ergebnisse des Projekts

- Neue Recyclingpotenziale erschließen: Erforschung bisher ungenutzter Möglichkeiten im Kunststoffrecycling.
- Prozessoptimierung: Implementierung und Testen zentraler Verfahrensschritte im Labor- und Pilotmaßstab.
- Marktfähigkeit nachweisen: Schaffung von Produkten mit verbesserten Qualitäts- und Leistungsmerkmalen, um die ökologische und ökonomische Effizienz zu zeigen.
- Skalierbarkeit: Nachweis der Übertragbarkeit der Laborprozesse auf die industrielle Produktion.

1.2 Innovationsgehalt

Das Projekt integriert alle Prozessschritte des mechanischen Recyclings von Kunststoffen und setzt auf digitale Technologien und intelligente Sensortechniken, um technische und wirtschaftlich-ökologische Optimierungen zu erreichen. Es wird besonderer Wert auf Energieeffizienz, den Einsatz erneuerbarer Energien und die Kreislaufführung von Wasser gelegt. Die Forschungsergebnisse sollen direkt in die industrielle Praxis umgesetzt werden. Das Projekt ist so aufgebaut, dass die Arbeitspakete AP2 bis AP5 die relevantesten Prozessschritte im mechanischen

Recycling umfassen. Ein Hauptfokus hier liegt darauf, dass Materialströme sämtliche Arbeitspakete durchlaufen und aufgezeigt wird, welche nicht genutzten Potenziale bei den jeweiligen Stoffströmen noch gehoben werden können. Neben den prozessrelevanten Arbeitspaketen werden in den prozessübergreifenden Arbeitspaketen die Schwerpunkte Digitalisierung, Lebenszyklusanalyse und Recht in der Kreislaufwirtschaft behandelt. Hier wird besonderes Augenmerk daraufgelegt, aus Daten zu lernen und Prozesse basierend darauf zu optimieren. Dies nicht nur in Bezug auf Qualität, sondern auch in Bezug auf die Umweltauswirkung der realisierten Lösungen.

2 FALLBEISPIEL: RECYCLING VON POLYPROPYLEN-VERPACKUNGSABFÄLLEN ZU SPEZIFIKATIONSGERECHTEN PRODUKTEN

2.1 Sortierung auf Objektebene und weitere Stoffstromaufbereitung

In einer Folge von Durchläufen wurden PP-Ballen aus der LVP-Sortierung sensorbasiert nachsortiert. So entstanden die Fraktionen nicht-PP, PP-weiß, PP-transparent und PP-Rest, wobei der Fokus nachfolgend auf die Zielfraktionen PP-weiß und PP-transparent gelegt wurde. Diese beiden Fraktionen wurden charakterisiert und anhand von Werkstoff, Farbe und Verarbeitungsart zugeordnet und in vier Unterfraktionen mit unterschiedlichen Schmelzfließrate (MFR) klassifiziert. Dabei ergaben sich 180 kg PP-weiß mit niedrigem MFR, 330 kg PP-weiß mit hohem MFR, 88 kg PP-transparent mit niedrigem MFR und 175 kg PP-transparent mit hohem MFR. Die Fraktionen wurden dann weiters mit einem Einwellenzerkleinerer zerkleinert und mit einem Friktionswäscher gewaschen. Die gereinigten Flakes wurden mit einem Flakesorter nachsortiert und für die Weiterverarbeitung mit einer Recyclingmaschine vorbereitet.

2.2 *Stoffstromkonversion und Produkterzeugung*

Die gewonnenen PP-Fraktionen werden auf einer Recyclingmaschine zu Pellets verarbeitet. Entsprechend der vier gewählten Unterfraktionen, welche sich in der Schmelzfließrate und Farbe unterschieden, wurden zwei Zielprodukte (Tiefziehbecher für niedrigen MFR und dünnwandiger Spritzgießbecher für hohen MFR) ausgewählt. Zur Erzeugung dieser Produkte war eine weitere Materialmodifikation erforderlich, um die spezifikationsgerechten Rezyklateigenschaften zu erhalten.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Zur Erschließung bisher ungenutzter Potenziale ist ein umfassender Ansatz erforderlich, der nicht nur die zusammenhängenden Prozesse aufeinander abstimmt und optimiert, sondern auch die Endanwendung von Beginn an berücksichtigt. Dies ist der Schlüssel zu innovativen und ökologischen Produktlösungen basierend auf Kunststoffabfällen.

LITERATURVERZEICHNIS

Altstoff Recycling Austria AG (ARA) (2019) *Rohstoff Kunststoff: Ressourcen und Kreislaufwirtschaft neu denken. Und machen.* https://www.ara.at/uploads/Dokumente/EU-Kreislaufwirtschaftspaket/Kunststoffbroschuere/ARA_Kunststoffbroschuere.pdf. Zugegriffen: 04. August 2024

Europäische Union (2018) *Directive 2018/852 of the European Parliament and the Council of 30 May 2018 amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste.* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32018L0852. Zugegriffen: 04. August 2024

Berücksichtigung von Eigenschaftsprofilen bei der Aufbereitung von Leichtverpackungen aus Polypropylen

Nikolai Kuhn[1], Moritz Mager[2], Gerald Koinig[1], Jörg Fischer[2] & Alexia Tischberger-Aldrian[1]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[2)] Johannes Kepler Universität Linz, Institut für Polymeric Materials and Testing, Linz, Österreich

KURZFASSUNG: Die breite Anwendung von mechanisch recycelten Kunststoffen wird unter anderem durch den Verlust der ursprünglichen Eigenschaften während der Lebensphase und des Recyclingprozesses limitiert. Daraus resultiert ein geringes Substitutionspotential des Rezyklats gegenüber Neuware, welches wiederum die ökonomische und ökologische Attraktivität von Rezyklaten reduziert. Werden während des Aufbereitungsprozesses produktspezifische Eigenschaftsprofile berücksichtigt, dann werden ursprüngliche Funktionen des Materials aufrechterhalten und somit das Substitutionspotential des Rezyklats gesteigert. Eigenschaftsprofile können durch die Definition bzw. Kombination von bestimmten technischen Eigenschaften bzw. Parametern erstellt und bereits auf Artikelebene durch direkte und indirekte Merkmale erfasst werden. Im vorliegenden Beitrag wurden 2.240 kg Leichtverpackungen aus Polypropylen nach Farbe (weiß, transparent) sowie Korngröße aufbereitet. Ziel ist die Generierung von Rezyklaten mit höheren Substitutionspotential gegenüber Neuware mit besonderer Rücksicht auf die Verarbeitbarkeit.

1 EINLEITUNG

Mechanisch recycelte Kunststoffe erreichen aufgrund der Degradation während der Lebensphase als auch der thermisch-mechanischen Degradation während des Recyclingvorgangs nicht die gleichen Eigenschaften wie Neuware (Biron 2020, Ehrenstein 2011, Ragaert et al. 2017). In vielen Anwendungen reduziert dies die Fähigkeit des Rezyklats, Neuware zu substituieren und verringert somit auch seine ökonomische und ökologische Attraktivität. Ein weiteres Hindernis ist die komplexe Zusammensetzung der Abfallströme, da diese von der Herkunft des Materials abhängt. Während Post-Industrial Abfälle oft sauber und von bekannter Zusammensetzung sind, enthalten Post-Consumer Abfälle, z. B. Verpackungsabfälle, mehrere Kunststoffarten, organische Rückstände oder nicht-polymere Materialien (Christensen 2011). Derartige Materialien können während der Aufbereitung gezielt entfernt werden (Feil und Pretz 2020, Gundupalli et al. 2017). Dennoch unterscheiden sich selbst gleiche Kunststoffarten auf makromolekularer Ebene. Je nach Anwendung stehen unterschiedliche Grades zur Verfügung, die sich in Bezug auf Kettenlänge, Seitenkettenkonfiguration, Additive, Füllstoffe und eventuellen Copolymeren unterscheiden (Ehrenstein 2011, Elsner und Dominghaus 2007, van Krevelen 2009, Wiesinger et al. 2021). Diese Grades sind für spezifische Anwendungen optimiert und eignen sich beispielsweise für bestimmte Verarbeitungsmethoden oder Produktgruppen (Borealis AG und Borouge Pte Ltd 2022, Eriksen und Astrup 2019). Fehlt ein geschlossener Sammelkreislauf, wie z. B. ein Pfandsystem bei Flaschen, werden bei der Post-Consumer Sammlung Produkte aus unterschiedlichen Anwendungen und damit mit unterschiedlicher makromolekularer Struktur vermischt. Da jedes Produkt aus einem bestimmten Kunststoff-Grade besteht, weist das resultierende recycelte Material eine Mischung aus den Eigenschaften des Ausgangsmaterials auf. (Traxler et al. 2022) Daraus resultiert eine eingeschränkte Substituierbarkeit von Neuware (Klotz et al. 2022).
Grundlage dieses Beitrags ist die Überlegung, dass wenn bereits während des Aufbereitungsprozesses produktspezifische Eigenschaftsprofile berücksichtigt werden, auch ursprüngliche Funktionen des Materials aufrechterhalten werden. Dadurch kann das Substitutionspotential des Rezyklats gesteigert werden. Derartige Eigenschaftsprofile können durch die Kombination von direkt und indirekt erfassbaren Merkmalen definiert werden. Basierend auf den Vorschlägen von Caro et al. (2023) haben Kuhn et al. (2024) relevante Parameter, technische Eigenschaften sowie

erfassbare direkte und indirekte Merkmale für die Erstellung von Eigenschaftsprofilen von Kunststoffabfällen zusammengetragen (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Zusammenstellung relevanter Parameter zur Bildung von Eigenschaftsprofilen von Kunststoff-Leichtverpackungen auf Rezyklatebene

Parameter	Technische Eigenschaft	Erfassbare direkte / indirekte Merkmale
Mechanische Eigenschaft	Elastizitätsmodul	Werkstoff, Formstabilität, Partikelgröße, Opazität
	Schlagzähigkeit	Werkstoff, Formstabilität, Partikelgröße, Opazität
	Zugfestigkeit	Werkstoff, Formstabilität, Partikelgröße, Opazität
Verarbeitbarkeit	Schmelzflussrate	Verarbeitungsart, Metallisierung, Materialverbund
Ästhetische Eigenschaft	Farbe	Farbe, Bedruckungsgrad, Labeltyp
	Geruch	Packgut / Produktart, Labeltyp
Chemikalienbelastung	Additive	Packgut / Produktart
	Schwermetallgehalt	Packgut / Produktart
	Besonders besorgniserregende Stoffe (SVHC)	Packgut / Produktart
	Unabsichtlich eingebrachte Stoffe (NIAS)	Packgut / Produktart
Gesetzliche Vorgaben	Lebensmittelkontakt	Packgut / Produktart
	REACH	Packgut / Produktart

In einer experimentellen Entwicklung wurde dieser Gedanke aufgegriffen und im Rahmen eines großtechnischen Versuches umgesetzt. Es wurden Kunststoff-Leichtverpackungen (LVP) auf Artikelebene nach den Merkmalen Werkstoffart (Polypropylen, PP), Farbe (weiß, transparent) sowie Korngröße aufbereitet. Ziel war die Generierung von Rezyklaten mit einem höheren Substitutionspotential gegenüber Neuware mit besonderer Rücksicht auf die Verarbeitbarkeit. Eine wichtige technische Eigenschaft zur Beurteilung der Verarbeitung ist die Schmelzflussrate (melt flow rate, MFR). Bei dieser wird das Polymer bei einer bestimmten Temperatur und Druck durch eine definierte Kapillare gedrückt und die austretende Masse in Abhängigkeit der Zeit gemessen (van Krevelen 2009).

2 MATERIAL UND METHODEN

Ausgangsmaterial für die nachfolgenden Versuche waren vier nach DSD 324 sortierte PP-Ballen aus LVP-Sortieranlagen in Süddeutschland. Diese waren zusätzlich nach Farbe sortiert, sodass zwei Ballen mit insgesamt 1.330 kg hauptsächlich aus weißen und transparenten Verpackungen bestanden und zwei Ballen mit insgesamt 910 kg hauptsächlich weiße Verpackungen enthielten. Die Aufbereitung fand je nach Aufbereitungsaufgabe an unterschiedlichen Orten statt: Die Sortierung auf Artikelebene fand im Digital Waste Research Lab der Montanuniversität Leoben statt, die Zerkleinerung und Wäsche der Flakes an der LIT Factory der Johannes Kepler Universität, die Nachsortierung der Flakes im Technikum der Firma Sesotec GmbH und die Konversion zu Pellets an der LIT Factory der Johannes Kepler Universität.
Für die Sortierung des Materials auf Artikelebene wurden die Ballen zunächst per Zange geöffnet, das Material mit Hacken vereinzelt und dann über einen Steigförderer und eine Vibrationsrinne auf das Beschleunigungsband des Sensorbasierten Sortiergeräts gegeben. Im ersten Durchlauf wurden alle Materialien außer PP separiert, im zweiten Durchlauf wurde weißes Material und im dritten Durchlauf transparentes Material separiert. Die jeweils entstandenen Reject-Fraktionen wurden anschließend ebenfalls noch einmal nach dem Merkmal weiß bzw. transparent

nachsortiert. Insgesamt entstanden so die vier Fraktionen nicht-PP, PP-weiß, PP-transparent und PP-Rest.
Anschließend wurden aus dem Schüttgut der Fraktion PP-weiß 105 kg Probenmaterial und aus der Fraktion PP-transparent 82 kg Probenmaterial unter Berücksichtigung von CEN/TR 15310-2:2006 gezogen. Diese wurden gemeinsam mit den beiden anderen Fraktionen nicht-PP und PP-Rest anhand des Werkstoffs, der Farbe und der Verarbeitungsart charakterisiert und zwölf Fraktionen zugeordnet. Daraufhin wurde eine Siebanalyse mittels Trommelsieb bei 5 min^{-1} und den Siebschnitten 60 mm, 80 mm, 100 mm, 120 mm, 140 mm, 160 mm, 180 mm, 200 mm durchgeführt und die so gewonnenen Fraktionen gewogen.
Die Ergebnisse der Siebanalyse zeigten einen hohen Anteil an Spritzgussteilen bei Maschenweiten unter 60 mm und über 120 mm und höhere Anteile an thermogeformten Teilen zwischen 60-120 mm. Daher wurde die verbleibende Fraktion PP-weiß bei 60 mm und 120 mm gesiebt. Die resultierenden Fraktionen wurden so gemischt, dass eine Fraktion mit erwartetem niedrigem MFR (60-120 mm; 278 kg) und eine mit einem erwartet hohen MFR (< 60 mm & > 120 mm; 503 kg) erhalten wurden. Die Zusammensetzung der Fraktion PP-transparent ergab ein weniger eindeutiges Ergebnis: Der Anteil der Spritzgussteile war unter 80 mm, zwischen 140-160 mm und 180-200 mm am höchsten, während der Anteil der Thermoformteile zwischen 80 und 140 mm und über 180 mm konstant blieb. Der Anteil der Blasformteile war jedoch bei Maschenweiten von 80 bis 100 m und oberhalb von 140 mm hoch. Daher wurde die PP-transparent Fraktion bei 80 mm, 140 mm und 160 mm gesiebt. Die resultierenden Fraktionen wurden ebenfalls in eine Fraktion mit erwartetem niedrigen MFR (80-140 mm & > 160 mm; 218 kg) und eine Fraktion mit einem erwartet hohem MFR (< 80 mm & 140-160 mm; 493 kg) gemischt.
Jede der vier PP-Fraktionen wurde anschließend einzeln weiter aufbereitet. Dazu wurden sie zunächst mit einem Einwellenzerkleinerer (Micromat 1500, Lindner-Recyclingtech GmbH, Österreich) und einem Siebkorb mit 20 mm Maschenweite zerkleinert. Anschließend wurden die Flakes gewaschen und durch einen Twister und einen Loop-Dryer (beide Lindner-Washtech GmbH, Deutschland) getrocknet. Um die abschließende Sortierung der Flakes zu erleichtern, wurden kleine und große Partikel durch ein Vibrationssieb (Trennso-Technik GmbH, Deutschland) mit Maschenweiten von 2,5 mm und 25 mm klassiert. Anschließend wurde das Mittelkorn von Metallen befreit und leichte Partikel wie Folien und Etiketten durch einen Zick-Zack-Windsichter (Trennso-Technik GmbH, Deutschland) entfernt. Abschließend wurden die Flakes auf ein Sensorbasiertes Sortiergerät (FlakePurifier+, Sesotec GmbH, Deutschland) sortiert. Dabei wurde nicht-PP-Material sowie transparentes bzw. nicht-transparentes Material entfernt. Schließlich wurden 180 kg PP-weiß mit niedrigem MFR, 330 kg PP-weiß mit hohem MFR, 88 kg PP-transparent mit niedrigem MFR und 175 kg PP-transparent mit hohem MFR erhalten.
In einem nächsten Schritt werden die gewonnenen vier Zielfraktionen auf einer Recyclingmaschine (Intarema 1108 TVE+, Erema GmbH, Österreich) zu Pellets weiterverarbeitet. Aus diesen sollen anschließend Vielzweckprüfkörpern zur Erfassung relevanter technischer Werkstoffeigenschaften sowie Schauprodukte zur Darstellung der Skalierbarkeit des Prozesses hergestellt werden.

3 ERWARTETE ERGEBNISSE UND AUSBLICK

Aufgrund der unterschiedlichen Anteile der Verarbeitungsarten in den jeweiligen Siebschnitten erwarten wir Unterschiede in den technischen Eigenschaften der Rezyklate. Diese sollten insbesondere bei dem für die Verarbeitung relevanten MFR hoch sein. In Vorversuchen wurde bei einer reinen Blasformfraktion ein MFR von unter 2 g 10 min^{-1} ermittelt, bei einer reinen Thermoformfraktion ein MFR von 6 g 10 min^{-1} und bei einer reinen Spritzgussfraktion ein MFR von 50 g 10 min^{-1}. Ferner erwarten wir Unterschiede zwischen den mechanischen Eigenschaften der weißen und transparenten Rezyklate aufgrund der unterschiedlichen Kristallinität, wie bspw. beim Elastizitätsmodul und der Zugfestigkeit.

DANKSAGUNG

Das Projekt circPLAST-mr wird von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft innerhalb des Programms "Energie der Zukunft, Kreislaufwirtschaft 2021 (KP)" mit der Fördervereinbarung 4238670 gefördert.

LITERATURVERZEICHNIS

Biron M. A (2020) *Practical guide to plastics sustainability: Concept, solutions, and implementation*. Kidlington, Osford, Cambridge, MA: William Andrew, Applied Science Publishers.

Borealis AG, Borouge Pte Ltd. (2022) *Solutions for Moulding Applications: Summary Data Sheet*. Vienna, Singapore.

Caro D, Albizzati PF, Cristóbal Garcia J, Saputra Lase I, Garcia-Gutierrez P, Juchtmans R (2023) *Towards a better definition and calculation of recycling*. Luxembourg: Publications Office of the European Union;. JRC Science for Policy Report.

CEN/TR 15310-2:2006. *Characterization of waste - Sampling of waste materials - Part 2: Guidance on sampling techniques*. Brussels: European Committe for Standardization.

Christensen TH (2011) *Solid Waste Technology & Management*. Chichester: Wiley.

Ehrenstein GW (2011) Polymer-Werkstoffe: Struktur - Eigenschaften - Anwendung. 3 ed. München: Hanser.

Elsner P, Dominghaus H (2007) *Kunststoffe: Eigenschaften und Anwendungen*. 7th ed. Berlin: Springer-Verlag.

Eriksen MK, Astrup TF (2019) *Characterisation of source-separated, rigid plastic waste and evaluation of recycling initiatives: Effects of product design and source-separation system*. Waste management (New York, N.Y.) 2019;87:161–72. https://doi.org10.1016/j.wasman.2019.02.006.

Feil A, Pretz T (2020) *Mechanical recycling of packaging waste*. In: Letcher T, editor. Plastic Waste and Recycling: Environmental Impact, Societal Issues, Prevention, and Solutions. Elsevier; p. 283–319.

Gundupalli SP, Hait S, Thakur A (2017) *A review on automated sorting of source-separated municipal solid waste for recycling*. Waste management (New York, N.Y.) 2017;60:56–74. https://doi.org10.1016/j.wasman.2016.09.015.

Klotz M, Haupt M, Hellweg S (2022) *Limited utilization options for secondary plastics may restrict their circularity*. Waste management (New York, N.Y.) 2022;141:251–70. https://doi.org10.1016/j.wasman.2022.01.002.

Kuhn N, Koinig G, Wachtler L, Pomberger R, Tischberger-Aldrian A (2024) *Im Sinne der Kreislaufwirtschaft: Berücksichtigung von Kunststoff-Eigenschaftsprofilen bei der Charakterisierung von Leichtverpackungsabfällen*. In: DGAW. 13. Wissenschaftskongress Kreislauf- und Ressourcenwirtschaft am 15. und 16. Februar 2024 an der Technischen Universität Wien. Innsbruck University Press.

Ragaert K, Delva L, van Geem K. (2017) *Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste.* Waste management (New York, N.Y.) 2017;69:24–58. https://doi.org10.1016/j.wasman.2017.07.044.

Traxler I, Marschik C, Farthofer M, Laske S, Fischer J (2022): *Application of Mixing Rules for Adjusting the Flowability of Virgin and Post-Consumer Polypropylene as an Approach for Design from Recycling*. Polymers 2022;14(13). https://doi.org10.3390/polym14132699.

van Krevelen DW (2009): *Properties of polymers: Their correlation with chemical structure, their numerical estimation and prediction from additive group contributions*. 4th ed. Amsterdam, Heidelberg: Elsevier.

Wiesinger H, Wang Z, Hellweg S (2021): *Deep Dive into Plastic Monomers, Additives, and Processing Aids. Environmental science & technology 2021* (55):9339–51. https://doi.org10.1021/acs.est.1c00976.s001.

KONTAKT

Nikolai Kuhn, M.Sc.
nikolai.kuhn@unileoben.ac.at
Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität Leoben

Advancing Polypropylene Recycling: A Study on Possibilities to Improve Sorting Systems

Jutta Geier[1,2], Márton Bredács[1] & Gernot Oreski[1,2]
[1)] Polymer Competence Center Leoben GmbH, Leoben, Austria
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Materials Science and Testing of Polymers, Leoben, Austria

ABSTRACT: The current use of recycled polypropylene (PP) is still limited as the quality cannot compete with virgin PP. In addition to other influences, the mixing of different types and grades of PP during recycling has a negative effect on the quality of the recycled PP. It leads to the loss of the tailor-made properties of the former grades and therefore often to a poorer performance compared to virgin grades. In particular, the low viscosity, i.e., high melt flow rate (MFR), and the poorer mechanical properties of the recyclate pose a challenge for their use in various applications. The aim of this study is to investigate how the quality of recycled PP can be improved through improved near infrared (NIR) sorting systems. Data from both a laboratory device and an industrial NIR sorting line are used together with multivariate data analysis methods and machine learning algorithms to demonstrate the ability to separate different PP types and grades. Promising results were obtained for the classification of different PP types and the separation into low and high MFR fractions.

1 INTRODUCTION

Polypropylene (PP) is one of the most widely used plastics (PlasticsEurope 2023). Its versatile properties and cost-effectiveness make it a preferred choice for a wide range of applications ranging from packaging to pipes and automotive components. To serve these diverse applications, PP is available in different types and grades, each differing in their chemical structure, molecular weight and molecular weight distribution, morphology, and additives.
The high volume of PP produced and used, particularly in packaging applications, results in a high volume of PP waste. To meet the waste management challenge and to conserve resources, the recycling of PP is crucial. Due to its thermoplastic nature, PP can be easily melted and reshaped into new products, making it an attractive material for mechanical recycling.
Mechanical recycling involves sorting, shredding, washing and reprocessing plastics into secondary raw materials (Ragaert et al. 2017). During the sorting step, the PP must be separated from other plastics and non-plastic contaminants. Polymeric contaminants, such as polyethylene in PP, would lead to immiscible blends that would degrade the performance of the recyclate (Messiha et al. 2020). Non-polymeric contaminants often act as crack initiators, leading to premature failure of products made from the recycled plastics. In addition, the degradation during the usage, storage after disposal and reprocessing reduces the performance of the recycled plastics. However, even when contaminants and degradation are kept to a minimum, recycled PP grades are often unable to compete with the virgin ones. Every PP has tailor-made properties for specific applications. During the recycling, different PP grades are mixed together, resulting in the loss of these specific properties. As a result, recycled PP can often only be used in less demanding applications or only added in small quantities to virgin PP. The main issues are the low viscosity, i.e., the high melt flow rate (MFR), or the mechanical properties (e.g., low ductility). It has already been shown in a previous study using manual sorting that further sorting PP waste by specific grades can increase the application field of recycled PP (Geier et al. 2024). However, automatic systems are much more favourable. A common method to separate different plastics is by near-infrared (NIR) sorting lines (Gundupalli et al. 2017), which do not yet distinguish between different PP types or grades.

The aim of this work is to investigate the possibility of separating different PP types and grades using NIR spectroscopy in order to improve the quality of PP recyclates. To this end, the feasibility of sorting PP samples by type (homopolymer, block- and random copolymers) and by processing method (injection moulding, extrusion blow moulding, thermoforming) using laboratory and industrial NIR spectroscopic methods was investigated.

2 EXPERIMENTAL

To study the feasibility of separating PP types, virgin samples of known type, i.e., homopolymers (H), block copolymers (B) and random copolymer (R), were used. Post-consumer waste samples with known applied processing method were used to investigate the separation of PP by processing grade. A distinction was made between injection moulding (IM), thermoforming (THF) and extrusion blow moulding (EBM).
NIR data were collected using a laboratory near-infrared (NIR) spectrometer and an industrial hyperspectral NIR camera at an industrial sorting line. The camera was situated above a conveyor belt which transported the samples at 3 m/s. Multivariate data analysis (MVDA) and machine learning algorithms were used to investigate the potential for separating different PP types and processing grades. New sorting models were developed and tested in sorting trials on the industrial sorting line.
The NIR spectra from the laboratory instrument and the industrial sorting line were first pre-processed and then split into test and training data in order to evaluate the performance of the models. Five measurements per sample were carried out with the laboratory NIR device. In case of the NIR data from the sorting line, the high number of collected spectra per sample was reduced in order to reduce the computational time. Different algorithms were investigated for the prediction of the PP classes, here the results of the k-Nearest Neighbour (kNN) models are shown.

3 RESULTS AND DISCUSSION

In Fig. 1 the classification results of different PP types (H, B, R) are shown for both the laboratory NIR data and hyperspectral camera data. In the case of the laboratory NIR device, all test spectra were correctly classified. The prediction from the hyperspectral camera data showed some misclassification but an overall accuracy of 89% was achieved. The separation of different PP types would help to preserve the specific properties of each type, e.g., the high impact strength of PP block copolymers. This would increase the potential applications of the recycled PP.

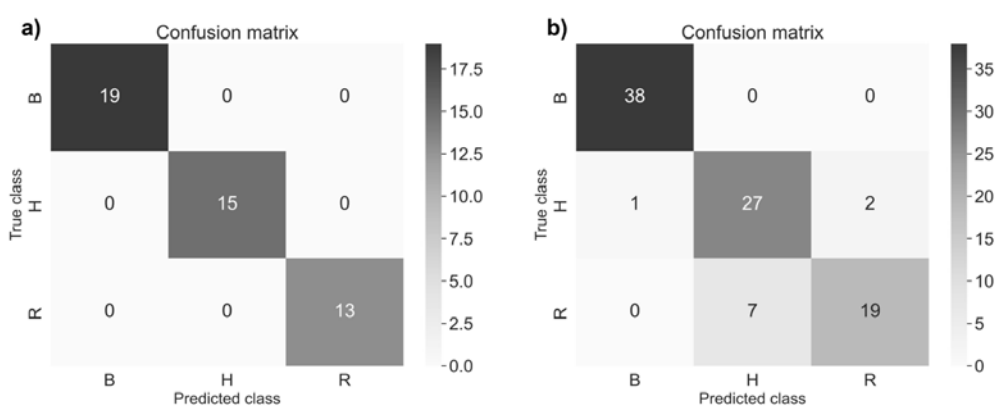


Fig. 1: Comparison of correctly and incorrectly classified PP types from a) laboratory NIR data and b) data from NIR sorting line

Fig. 2 shows the confusion matrix representing the correctly and incorrectly classified processing classes from the hyperspectral NIR camera data. It can be seen that the prediction struggles in some cases, especially in the case of the thermoforming (THF) class. However, there is still potential to improve PP recyclates with this classification. A major problem with the use of recycled PP is that its MFR is too high. Separation of low MFR grades from high MFR grades would therefore be beneficial. It has been shown that separating EBM grades, which typically have low MFR values, from the other grades results in recyclates with low MFR values that can be used in applications where conventional recyclates are normally not suitable (Geier et al. 2024). In the results presented here, the predicted EBM class consists of 70 % correctly classified EBM spectra and 30 % incorrectly classified spectra from the other processing grades. The build models are being continuously adapted and tested in ongoing sorting trials. First sorting trials on an industrial sorting line showed promising results in producing low MFR recyclates (i.e., MFR ~ 5 g/10min at 2.16kg and 230°C) by automatically sorting EBM from the other processing grades.

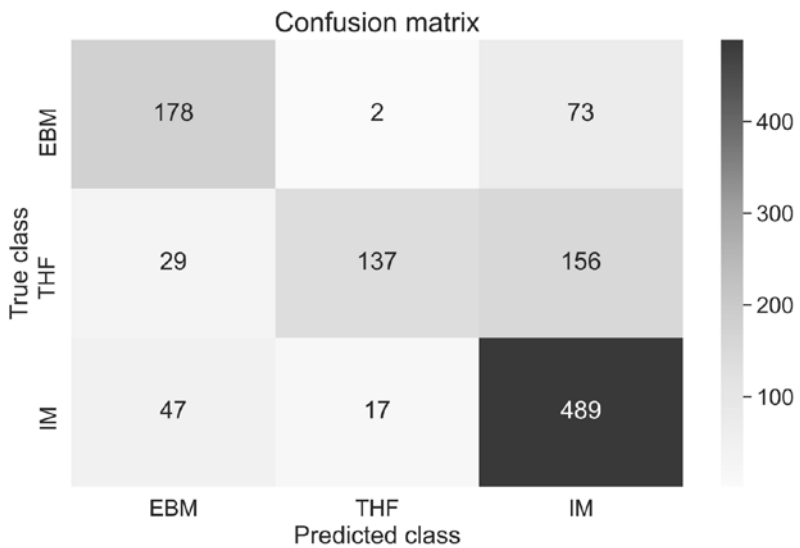


Fig. 2: Confusion matrix of the classification of PP processing grades via kNN

4 CONCLUSION

The findings show the potential for further separating PP into types and processing grades using NIR spectroscopic techniques. This would help expanding the application field of PP recyclates as the tailor-made properties of the types or grades can be preserved. The separation using laboratory NIR data usually shows better results than the data from the industrial NIR hyperspectral camera. However, promising results can still be achieved from the industrial NIR data. Both the separation of PP types and the separation of low and high MFR PP grades seem feasible.

REFERENCES

Geier, J., Barretta, C., Hinczica, J., Haar, B., Bredács, M., Witschnigg, A., Oreski, G. (2024). Feasibility study on the production of low melt flow rate recycled polypropylene from postconsumer waste. Journal of Applied Polymer Science. doi:10.1002/app.55694

Gundupalli, S., Hait, S., & Thakur, A. (2017). A review on automated sorting of source-separated municipal solid. Waste Management.

Messiha, M., Frank, A., Koch, T., Arbeiter, F., & Pinter, G. (2020). Effect of polyethylene and polypropylene cross-contamination on slow crack growth resistance. International Journal of Polymer Analysis and Characterization. doi:10.1080/1023666X.2020.1833143

PlasticsEurope. (2023). Plastics - the fast Facts 2023. Retrieved from https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/

Ragaert, K., Delva, L., & Van Geem, K. (2017). Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste. Waste Management.

ACKNOWLEDGEMENT

The research work was performed within the COMET project “Improving the quality of recycled polymer waste” (FFG project-no.: 879785) at the Polymer Competence Center Leoben GmbH (PCCL, Austria) within the framework of the COMET-program of the Federal Ministry for Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology and the Federal Ministry for Labor and Economy. The PCCL is funded by the Austrian Government and the State Governments of Styria, Lower Austria and Upper Austria.

CONTACT

Dipl.-Ing. Jutta Geier
jutta.geier@pccl.at
Sustainable Polymer Solutions
Polymer Competence Center Leoben GmbH
https://www.pccl.at/

Mehr als Sortieren: Potenziale von Sensortechnik zur Optimierung von Sortieranlagen

Nils Kroell[1], Xiaozheng Chen[1], Bastian Küppers[1], Annika Ludes[1], Marvin Emmerich[1], Elias Pfund[1] & Julia Stadler[1]
[1)] STADLER Anlagenbau GmbH, Digital Solutions, Altshausen, Deutschland

KURZFASSUNG: Sensortechnik ist ein essenzieller Bestandteil von Sortieranlagen, beschränkt sich im Stand der Technik allerdings überwiegend auf sensorbasierte Sortieranwendungen. Wird Sensortechnik nicht nur als Sortiertechnologie sondern als grundlegende Charakterisierungstechnologie verstanden, so ergeben sich hieraus neue Potenziale zur ganzheitlichen Optimierung von Sortieranlagen und des gesamten Lebenszyklus. Der vorliegende Beitrag gibt einen Überblick über die Potenziale, die sich aus diesem erweiterten Verständnis abgeleitet werden können und fasst aktuelle Entwicklungen zusammen.

1 EINLEITUNG

Kunststoffverpackungen machen mit ca. 18,5 Mt/a den Großteil (57,3 Ma.-%) des europäischen Kunststoffabfallaufkommens aus (Plastics Europe 2024). Ihr Lebenszyklus setzt sich vereinfacht aus Produktion, Nutzung, Sammlung, Sortierung, Aufbereitung und dem Wiedereinsatz der gewonnenen Kunststoffrezyklate zusammen (Abb. 1a). Durch Substitution von Primärkunststoffen mit Rezyklaten lassen sich ökologische Vorteile insbesondere in Form von Energie- und Treibhausgasemissionseinsparungen und damit ein wichtiger Beitrag zum Klimaschutz erzielen (Hüsgen & Greiff 2024).

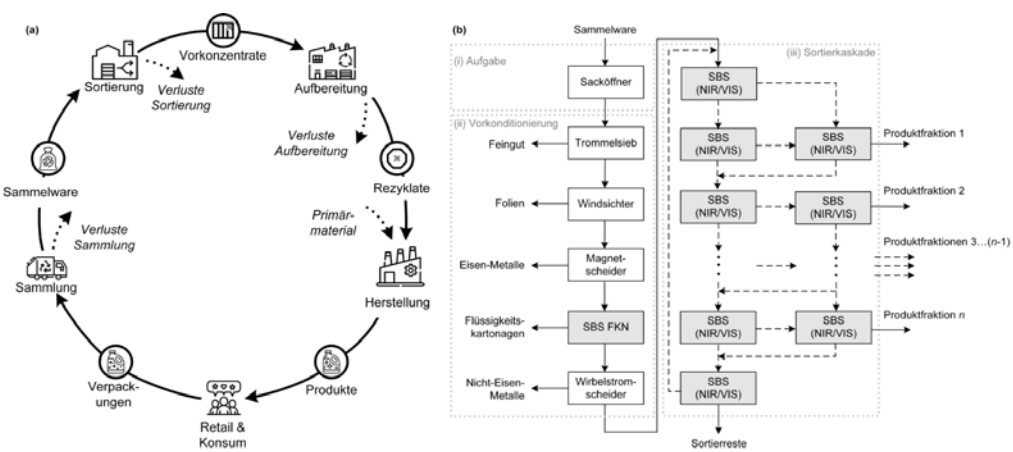


Abb. 1: Mechanisches Recycling von Post-Consumer Kunststoffverpackungen. (a) Übersicht vereinfachter Lebenszyklus (Kroell 2023) und (b) stark vereinfachtes Fließbild von LVP-Sortieranlagen (Chen et al. 2023)

Innerhalb dieses Lebenszyklus separieren Sortieranlagen i. d. R. gemischt erfasste Kunststoffverpackungsabfallströme in Vorkonzentrate für anschließende Aufbereitungsprozesse. Um den Materialkreislauf weitgehend zu schließen, ist eine hohe Sortieranlagenperformance essenziell. Die Sortieranlagenperformance lässt sich dabei im Wesentlichen in die technischen Zielgrößen (i) hohes Wertstoffausbringen, (ii) hohe Reinheit/Erreichen von Mindestreinheiten der Produktfraktionen bei (iii) hohem Anlagendurchsatz, (iv) hoher Verfügbarkeit sowie (v) minimalem Energie- und Ressourcenverbrauch aufgliedern.

Zur Erreichung dieser Zielgrößen hat sich im Bereich der Sortierung von Post-Consumer-Kunststoffverpackungen ein vereinfacht dreistufiges Verfahrenskonzept bestehend aus (i) einer möglichst konstanten Beschickung der Sortieranlage und Öffnung der Sammelgebinde, (ii) einer Vorkonditionierung des Stoffstroms für die Sortierung, und (iii) mehrstufiger Sortierkaskaden zur Erzeugung der Produktfraktionen etabliert (Abb. 1b) (Feil et al. 2024). Innerhalb dieses Verfahrenskonzeptes nimmt Inline-Sensortechnik zur sensorbasierten Sortierung in den Sortierkaskaden eine Schlüsselrolle ein. Die Rolle der Inline-Sensortechnik hat sich bisher überwiegend auf die eigentliche Sortierung fokussiert. Zukünftig ergeben sich neue Potenziale, wenn Inline-Sensortechnik nicht nur als Sortiertechnologie, sondern auch als grundlegende Charakterisierungstechnologie verstanden wird. Dies ermöglicht eine ganzheitliche Optimierung der Sortieranlage und des gesamten Lebenszyklus. Der vorliegende Beitrag gibt hierzu einen Überblick über die Potenziale, die sich aus diesem erweiterten Verständnis ableiten lassen und fasst aktuelle Entwicklungen zusammen.

2 STATUS QUO: INLINE-SENSORTECHNIK IN SORTIERANLAGEN

Für die sensorbasierte Sortierung von Post-Consumer-Kunststoffverpackungen hat sich die Nahinfrarot (NIR)-Spektroskopie als zentrale Charakterisierungstechnologie als Stand der Technik etabliert. Zur Klassifizierung verschiedener Polymere wie bspw. Polyethylenterephthalat (PET), Polyethylen (PE), Polypropylen (PP) und Polystyrol (PS) aber auch Papier, Pappe, Kartonagen (PPK) und Flüssigkeitskartonagen (FKN) werden hierbei materialspezifische Absorptionsbanden im Bereich 780 nm bis 2.500 nm (in industriellen Anwendungen insb. 1.000 nm bis 1.700 nm) verwendet. Mit diesen materialspezifischen Absorptionsbanden lassen sich die o. g. Materialklassen mit sehr hohen Klassifikationsgenauigkeiten (> 95 %) unterscheiden (Kroell et al. 2022).
Zur farblichen Sortierung von Stoffströmen (bspw. transparent/blau/grün für PET-Flaschen oder bunt/weiß für PE/PP) werden i. d. R. Sensoren im sichtbaren (VIS) Bereich von 380 nm bis 780 nm verwendet, die überwiegend auf Rot-Grün-Blau (RGB)-Farb(zeilen)kameras basieren. Neben der Sortierung nach Farbe lassen sich diese RGB-Bilddaten ebenfalls zur Klassifizierung nach weiteren Sortiermerkmalen wie Form (bspw. Flasche vs. Tray) oder Herkunft (bspw. Food vs. Non-Food) einsetzen (Pellenc 2024, Steinert 2024, Tomra Systems 2024). Anstelle einer isolierten Betrachtung einzelner Pixel werden hierbei größere Bildausschnitte mittels Deep-Learning-Modellen (insb. Convolutional-Neural-Networks) klassifiziert.
Ergänzend zu NIR- und VIS-Sensoren, die den Großteil der Sortierapplikationen abdecken, können diese mit weiteren Sensoren für spezielle Sortieranwendungen kombiniert werden. Ein Beispiel dafür ist die Erkennung schwarzer Kunststoffe mittels 3D-Lasertriangulation. Weitere Optionen wie bspw. eine markerbasierte Partikelcharakterisierung (bspw. HolyGrail 2.0 2024, Woidasky et al. 2021) oder der Einsatz von Mittelinfrarot (MIR)-Spektroskopie befinden sich im Entwicklungs- bis Erprobungsstadium und zielen auf eine tiefergehende Charakterisierung des Sortierguts ab.

3 POTENZIALE DURCH EINEN WEITERGEHENDEN EINSATZ VON SENSORTECHNIK

Während der Einsatz von Inline-Sensortechnik in Sortieranlagen bisher auf die partikelweise Sortierung von Stoffströmen fokussiert war, haben sich in den letzten Jahren im Wesentlichen zwei neue Anwendungsfelder von Sensortechnik in Sortieranlagen entwickelt (Abb. 2). Diese adressieren sowohl die Stoffstrom- und Prozessebene und konzentrieren sich stärker auf die Optimierung der gesamten Anlage als Ganzes (Kroell et al. 2022).

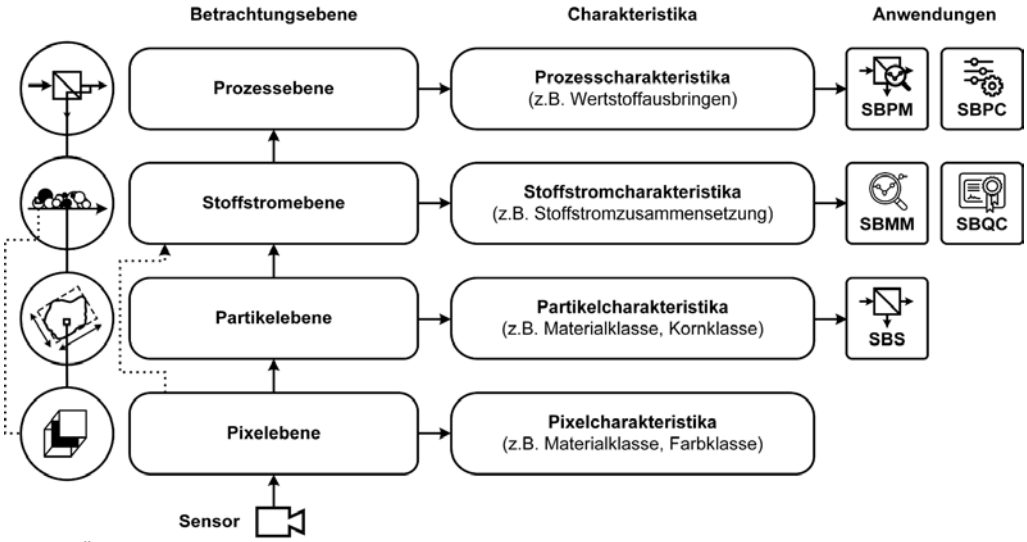


Abb. 2: Übersicht Sensortechnik-Anwendungen nach Kroell et al. (2022); SBS: Sensor-basierte Sortierung; SBMM: sensorbasiertes Stoffstrommonitoring; SBQC: sensorbasierte Qualitätskontrolle; SBPM & SMPC: Sensorbasiertes Prozessmonitoring und -kontrolle

3.1 Potenziale auf Stoffstromebene: Qualitätsmonitoring

Auf Stoffstromebene wurde hierzu der Einsatz von NIR-Sensoren für ein sensorbasiertes Stoffstrom- und Qualitätsmonitoring untersucht (Kroell et al. 2023, Kroell et al. 2024a, Schloegl et al. 2024). Für das sensorbasierte Qualitätsmonitoring wurde temporär ein Inline-NIR-Sensor über ein Produktförderband eines PET-Tray-Produktstroms in einer LVP-Sortieranlage installiert und ein Machine-Learning-Modell zur Umrechnung der flächenbasierten NIR-Daten in massenbasierte Störstoffmengen und Produktreinheiten entwickelt (Kroell et al. 2024a). Beim Vergleich der sensorbasierten Qualitätsmonitoringsdaten mit der wirklichen, artikelbasierten Stoffstromzusammensetzung in 334 Einzelversuchen zeigt sich eine Messunsicherheit (95%-Perzentil) des sensorbasierten Qualitätsmonitoringsystems von lediglich ±0,31 Ma.-%.
Im Vergleich mit manuellen, probenahmebasierten Verfahren (Abb. 3b) zeigt sich, dass statistisch mehr als 350 kg eines 600 kg PET-tray Ballens hätten beprobt werden müssen, um eine vergleichbare Genauigkeit zu erzielen. Das bedeutet, für realitätsnahe Probenmengen übertrifft die Genauigkeit des sensorbasierten Ansatzes die bisherige probenahmebasierte Qualitätsanalyse mit einer um mehr als 2,5-fach höheren Genauigkeit für den untersuchten PET-tray-Stoffstrom ohne weitere Personalkosten zu erzeugen.

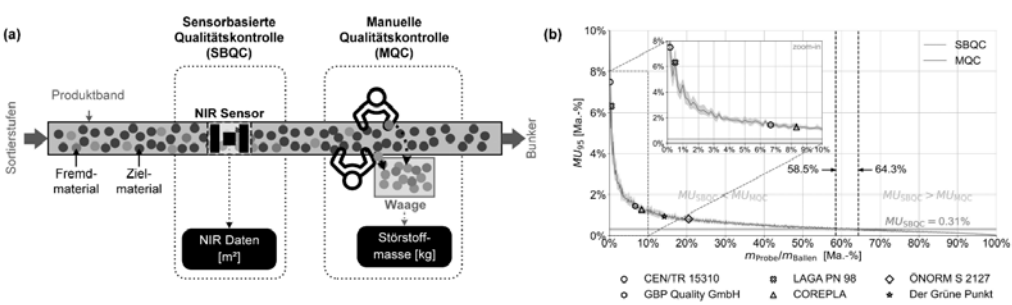


Abb. 3: Sensorbasiertes Qualitätsmonitoring Kroell et al. 2024a. (a) Versuchsaufbau zum Vergleich, (b) Gegenüberstellung der Messungenauigkeit (MU_{95}) von sensorbasierter und manueller Qualitätskontrolle

3.2 Potenziale auf Prozessebene: Prozessmonitoring und -steuerung

Das zweite Anwendungsfeld adressiert Potenziale auf der Prozessebene, indem die Sensordaten von mehreren Stoffströmen miteinander kombiniert werden. Am Beispiel eines sensorbasierten Sortiersystems und eines ballistischen Separators wurde hierbei aufgezeigt, wie sich die Daten zur Erlangung eines besseren Prozessverständnisses und zur Entwicklung von datenbasierten Prozessmodellen nutzen lassen (Kroell et al. 2024b, Scherling et al. 2024, Spies et al. 2024).
Am Beispiel eines Trommelsiebes konnte gezeigt werden, wie sich Sensordaten zur adaptiven Steuerung von Vorkonditionierungsaggregaten einsetzen lassen (Küppers 2022). Im Ergebnis konnte durch die intelligente Parametrierung das anlagenweite Wertstoffausbringen bei gleichzeitig verbesserten Produktqualitäten durch eine ausgeglichene Beschickung zweier Prozesslinien für die 3D-Sortierprodukte um 12% gesteigert werden (Küppers et al. 2022).

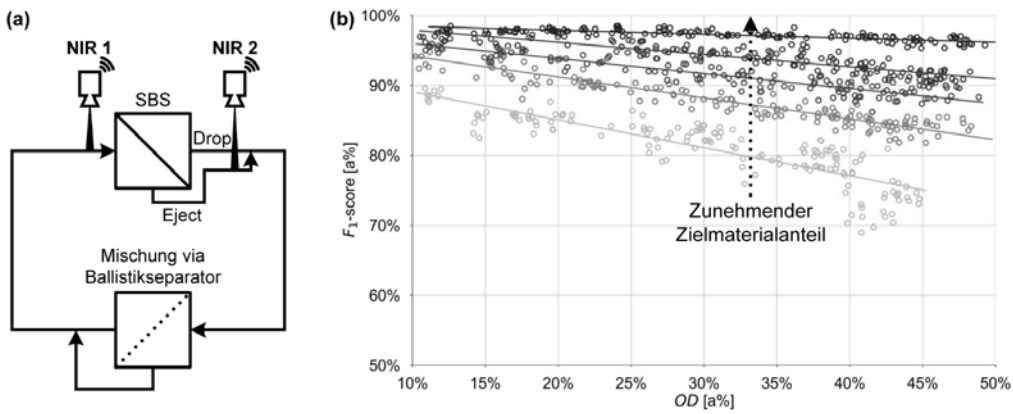


Abb. 4: Sensorbasiertes Prozessmonitoring Kroell et al. 2024b. (a) Versuchsaufbau, (b) Einfluss von Bandbelegung (OD) und Zielmaterialanteil auf Sortierperformance (F1-score)

3.3 Ausblick und weiterer Forschungsbedarf

Bei Umsetzung der hier vorgestellten Potenziale in die großtechnische Praxis spielt insbesondere die Wirtschaftlichkeit der entwickelten Lösungen eine zentrale Rolle. Daher ist die Nutzung bestehender Datenströme von Interesse. An dieser Stelle ist vor allem die Belastbarkeit dieser Datenströme relevant, die aktuell unter anderem durch den Einfluss des Sortierprogramms, manueller Anpassungen des Klassifikationsmodells (Schloegl et al. 2024) oder unterschiedlicher Bezugssysteme eingeschränkt wird (Kroell et al. 2024a). Unter anderem im Forschungsprojekt ReVise-UP wird daher gemeinsam mit Projektpartnern an der Entwicklung von Methoden und Standards zur Erhöhung der Datenbelastbarkeit sowie an Methoden zur Bewertung der Genauigkeit sensorbasierter Qualitäts- und Prozessmonitoringsysteme gearbeitet.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT

Sensortechnik zur Sortierung ist ein etablierter und essenzieller Bestandteil moderner Sortieranlagen. Wird Sensortechnik nicht nur als Teil einer Sortiertechnologie, sondern weitergehend als Charakterisierungstechnologie verstanden, so ergeben sich hieraus vielfältige Potenziale zur ganzheitlichen Optimierung in Sortieranlagen und Lebenszyklen. Innerhalb von Sortieranlagen lassen sich hieraus neue Anwendungsfelder von Inline-Sensortechnik wie ein sensorbasiertes Qualitätsmonitoring sowie eine adaptive Prozesssteuerung entwickeln, die über diverse Fallstudien hinweg vielversprechende Potenziale aufzeigen. In mehreren Forschungs- und Entwicklungsprojekten wird derzeit intensiv an der Überführung dieser Potenziale in die industrielle Praxis gearbeitet. Durch die großtechnische Umsetzung dieser Potenziale lässt sich die

Sortieranlagenperformance weiter steigern und der Materialkreislauf damit insgesamt weiter schließen.

5 DANKSAGUNG

Herzlichen Dank an das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), das Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz (BMWK) und die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) für die Förderung der zugrundeliegenden Arbeiten im Rahmen der Forschungsprojekte ReVise & ReVise-UP (BMBF; FKZ: 033R341 & 033R390), EnEWA (BMWK; FKZ: 03EN2073) und EsKorte (FFG; FKZ: 877341) sowie an alle Projektpartner für die Unterstützung und fruchtvolle Zusammenarbeit. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

LITERATURVERZEICHNIS

Chen, X., Kroell, N., Feil, A. & Greiff, K. (2023) *Sensor-based sorting*. In C. Meskers, E. Worrell & M. A. Reuter (Hrsg.), Handbook of recycling: State-of-the-art for practitioners, analysts, and scientists (Second edition). Elsevier.

Feil, A., Kroell, N. & Greiff, K. (2024) *Mechanische Aufbereitung von Post-Consumer Verpackungsmaterialien für das werkstoffliche Recycling von Kunststoffen*. In W. Frenz (Hrsg.), Handbuch Kreislaufwirtschaft: Recht, Ingenieur- und Naturwissenschaften, Nachhaltigkeit, Klimaschutz, Digitalisierung (1st ed.). Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. KG.

HolyGrail 2.0. (2024) HolyGrail 2.0. https://www.digitalwatermarks.eu/

Hüsgen, M. & Greiff, K. (2024) *Klimaschutz durch Circular Economy*. In W. Frenz (Hrsg.), Handbuch Kreislaufwirtschaft: Recht, Ingenieur- und Naturwissenschaften, Nachhaltig-keit, Klimaschutz, Digitalisierung (1st ed.). Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. KG.

Kroell, N. (2023) *Sensor-based characterization of anthropogenic material systems: developing characterization methods and novel applications for optimizing the mechanical recycling of lightweight packaging waste*. RWTH Aachen University. https://doi.org/10.18154/RWTH-2023-11638

Kroell, N., Chen, X., Greiff, K. & Feil, A. (2022) *Optical sensors and machine learning algorithms in sensor-based material flow characterization for mechanical recycling processes: A systematic literature review.* Waste Management, 149, 259–290. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.05.015

Kroell, N., Chen, X., Küppers, B., Lorenzo, J., Maghmoumi, A., Schlaak, M., Thor, E., Nordmann, C. & Greiff, K. (2023) *Near-infrared-based determination of mass-based material flow compositions in mechanical recycling of post-consumer plastics: Technical feasibility enables novel applications*. Resources, Conservation and Recycling, 191, 106873. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.106873

Kroell, N., Chen, X., Küppers, B., Schlögl, S., Feil, A. & Greiff, K. (2024a) *Near-infrared-based quality control of plastic pre-concentrates in lightweight-packaging waste sorting plants*. Resources, Conservation and Recycling, 201, 107256. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107256

Kroell, N., Maghmoumi, A., Dietl, T., Chen, X., Küppers, B., Scherling, T., Feil, A. & Greiff, K. (2024b) *Towards digital twins of waste sorting plants: Developing data-driven process models of industrial-scale sensor-based sorting units by combining machine learning with near-infrared-based process monitoring.* Resources, Conservation and Recycling, 200, 107257. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107257

Küppers, B. (2022). *Prozesseinheit, Verfahren zum Betrieb einer Prozesseinheit, Sortieranlage und Verfahren zum Betrieb einer Sortieranlage* (EU-Patent, Anmeldenummer 22207676.2). Europäisches Patentamt. https://data.epo.org/publication-server/rest/v1.0/publication-dates/20230614/patents/EP4194106NWA1/document.pdf

Küppers, B., Schlögl, S., Kroell, N. & Radkohl, V. (2022) *Relevance and challenges of plant control in the pre-processing stage for enhanced sorting performance*. In K. Greiff, H. Wotruba, A. Feil, N. Kroell, X. Chen, D. Gürsel & V. Merz (Hrsg.), 9th Sensor-Based Sorting & Control 2022 (S. 17–33). Shaker.

PELLENC ST (Hrsg.). (2024) *Central Nervous System: The new electronic & software architecture*. https://www.pellencst.com/central-nervous-system/

Plastics Europe (Hrsg.). (2024) *The Circular Economy for Plastics: A European Analysis*. https://plasticseurope.org/knowledge-hub/the-circular-economy-for-plastics-a-european-analysis-2024/

Scherling, T., Spies, A. M., Ludes, A., Kroell, N., Küppers, B., Raul, K. & Greiff, K. (2024) *Modellierung eines Ballistikseparators mittels sensorbasiertem Prozessmonitoring und Machine-Learning*. In Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V. & Fakultät für Bau- und Umweltingenieurwesen der Technischen Universität

Wien (Vorsitz), 13. Wissenschaftskongress Kreislauf- und Ressourcenwirtschaft am 15. und 16. Februar 2024 an der Technischen Universität Wien. Innsbruck University Press.

Schloegl, S., Kamleitner, J., Kroell, N., Chen, X., Vollprecht, D. & Tischberger-Aldrian, A. (2024) *Developing a prediction model in a lightweight packaging waste sorting plant using sensor-based sorting data combined with data of external near-infrared and LiDAR sensors*. Waste management & Research: the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA, 734242X241237184. https://doi.org/10.1177/0734242x241237184

Spies, A. M., Scherling, T., Ludes, A., Kroell, N., Küppers, B., Kaufeld, S., Raul, K. & Greiff, K. (2024) *Abtrennung von Papier aus Kunststoffgemischen: Parameterstudie mittels sensorbasiertem Prozessmonitoring zur optimierten Einstellung eines Ballistikseparators*. In Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V. & Fakultät für Bau- und Umwel-tingenieurwesen der Technischen Universität Wien (Vorsitz), 13. Wissenschaftskon-gress Kreislauf- und Ressourcenwirtschaft am 15. und 16. Februar 2024 an der Tech-nischen Universität Wien. Innsbruck university press.

STEINERT GmbH (2024) *UniSort PR EVO 5.0®: NIR sorting unit with hyperspectral imaging camera technology*. https://steinertglobal.com/magnets-sensor-sorting-units/sensor-sorting/nir-sorting-systems/unisort-pr/

TOMRA Systems ASA (2024) *TOMRA achieves worldwide industry first with ground-breaking food-grade plastics sorting solution*. https://www.tomra.com/en/waste-metal-recycling/media-center/news/2024/tomra-latest-deep-learning-innovation-food-grade-plastic-sorting-solution

Woidasky, J., Auer, M., Schmidt, J., Kusch, A., Gasde, J., Lang-Koetz, C., Wiethoff, S., San-der, I., Schau, A., Richards, B. S., Turshatov, A., Busko, D., Treick, A., Wendler, P., Kirchenbauer, D., Wacker, D., Fuchs, F. & Moesslein, J. (2021) *„Tracer-Based-Sorting“ in der Verpackungs-Abfallwirtschaft*. MÜLL und ABFALL. Vorab-Onlinepublikation. https://doi.org/10.37307/j.1863-9763.2021.07.05

KONTAKT

Dr.-Ing. Nils Kroell
nils.kroell@w-stadler.de
+49 151 46332 750
Digital Solutions
STADLER Anlagenbau GmbH
www.w-stadler.de

Sensor-basierte Optimierung von Kunststoffsortieranlagen – Erfolgreiche Fallbeispiele

Sabine Schlögl[1]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die sensor-basierte Erhebung von Stoffstromeigenschaften hat das Potenzial Sortieranlagen zu revolutionieren. In diesem Beitrag werden die erfolgreichen Fallstudien von drei Jahren intensiver Forschungstätigkeit präsentiert. Dabei wurden Daten von verschiedenen Sensoren (NIR, VIS, Induktion, 3DLT, LiDAR) genutzt. Als besonders ökonomische Variante ist die Datennutzung aus sensor-basierten Sortierern zu nennen. Die erhobenen Daten können beispielsweise genutzt werden, um die optimalen Settings von einzelnen Aggregaten (z.B. Trommelsieb, Wirbelstromscheider, Sensor-basierter Sortierer, etc.) zu finden. Weiters ist es möglich, ein Stoffstrommonitoring auf Anlagenebene zu realisieren, also unter Berücksichtigung der Wechselwirkungen zwischen Aggregaten den optimalen Betriebspunkt der Anlage zu ermitteln. Dafür sind umfassende Modellierungen erforderlich. Ein weiteres wichtiges Tool, um die Anforderungen eines hochwertigen Recyclings zu erfüllen, ist das sensor-basierte Qualitätsmonitoring, welches im ununterbrochenen Anlagenbetrieb mit minimalem Personalaufwand funktioniert. Neben diesen rein technischen Anwendungen wurde auch die unternehmerische und öko-soziale Perspektive beleuchtet, da sensor-basierte Informationen des Anlagenbetriebes und der Stoffstrom- und Produkteigenschaften in der Zukunft multiple Anwendungsfelder über die Grenzen der Sortieranlage hinaus haben werden.

1 NOTWENDIGKEIT DER SENSOR-BASIERTEN ANLAGENOPTIMIERUNG

In Europa wurden 2021 ca. 20,3 Mio. t Leichtverpackungsabfälle (LVP) produziert, davon ca. 369 000 t allein in Österreich (Eurostat, 2024). Dieser Stoffstrom ist aktuell mit besonderen Herausforderungen konfrontiert: Recyclingquoten erhöhen den Anspruch an Menge und Qualität von LVP-Sortieranlagen, während sich der Anlageninput in Menge und Zusammensetzung durch das neue Sammelsystem und das Pfandsystem verändert (BMK Infothek, 2022). Dies sorgt zusätzlich zu den gewöhnlichen Schwankungen in der Inputzusammensetzung – Verursacht durch grundsätzlich heterogenes Material, sowie Unterschiede in Sammelregionen, saisonalen Schwankungen, Veränderungen im Verpackungsdesign, etc. – zu langfristigen Verschiebungen von Art und Menge des Inputmaterials.

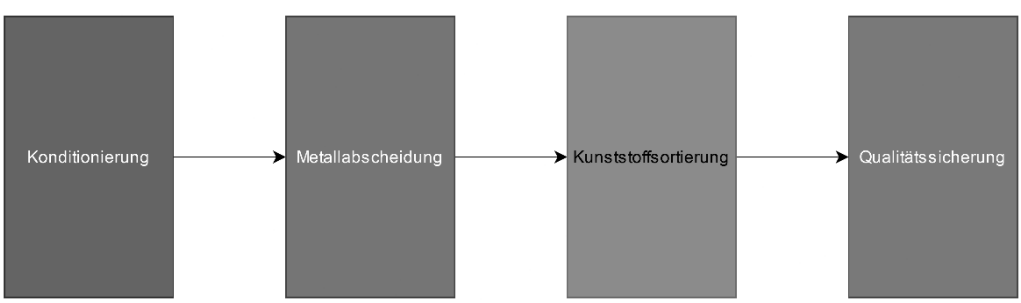


Abb. 1: Phasen der Materialaufbereitung in einer LVP-Sortieranlage

Wie in Abb. 1 visualisiert ist, kann eine Sortieranlage grundsätzlich in vier Phasen eingeteilt werden: Konditionierung (u. a. Störstoffabtrennung, Zerkleinerung, Vereinzelung, Klassierung, Aufteilung von Volumenströmen), Metallabscheidung (Eisen- und Nichteisenmetalle), Kunststoffsortierung (nach Materialart und ggf. nach Farbe), Qualitätssicherung (manuelle oder automatische Nachsortierung). Wie eine Sortieranlage jeweils im Detail aufgebaut ist, kann dabei sehr stark variieren. Dies gilt insbesondere für ältere Anlagen, die häufig historisch gewachsene Strukturen durch wiederholte partielle Veränderungen und Erweiterungen des Anlagenaufbaus aufweisen. Durch die Vielfalt an Varianten von Art und Anordnung von Aggregaten, ist es nicht trivial pauschale Empfehlungen z.B. für Maschineneinstellungen zu treffen. Dies wird insbesondere durch die zuvor erwähnten Veränderungen des Inputmaterials zusätzlich erschwert.

Um Recyclingquoten erreichen zu können, ist es erforderlich jeweils abhängig von der Materialzusammensetzung den „optimalen Betriebspunkt" einer Anlage, also jene Kombination von Einstellungen, die für beste ökologische und ökonomische Resultate innerhalb geltender rechtlicher Vorgaben sorgt, zu finden. In der Vergangenheit wurden Untersuchungen zur Anlagenoptimierung mittels manueller Sortierung von Stichproben durchgeführt, welche allerdings trotz hohem Personalaufwand nur eine begrenzte Materialmenge in einem begrenzten Zeitfenster untersuchen können. Im Forschungsprojekt *EsKorte* wurde die Nutzbarkeit verschiedener Sensortypen zur Analyse von Stoffströmen untersucht, um eine sensor-basierte Optimierung von Sortieranlagen zu ermöglichen. Dies hat den Vorteil der stetigen Datenerhebung unter definierten Bedingungen und einem geringeren Personalaufwand. In Tab. 1 sind für das Stoffstrommonitoring relevante Sensortypen mit ihren Hauptanwendungen dargestellt. Es ist zu erwähnen, dass die Forschungsergebnisse gezeigt haben, dass Flächendaten von NIR- und VIS-Sensoren ebenfalls zur Ermittlung von Anlagendurchsätzen genutzt werden können (Höhere Bandbelegung entspricht höherem Durchsatz). Diese Sensortypen werden auch in Anlagen nach Stand der Technik zur Material- und Farbsortierung in sensor-basierten Sortierern (SBS) eingesetzt.

Tab. 1: Relevante Sensortypen und deren Hauptanwendungen in Sortieranlagen

Abkürzung	Langname	Anwendung
NIR	Nahinfraroter Spektralbereich	**Material**identifikation
VIS	Sichtbarer Spektralbereich (engl. „visible")	**Farb**identifikation
3DLT	3D-Lasertriangulation	**Volumen**strommessung
LiDAR	Light Detection and Ranging	**Volumen**strommessung
Ind	Induktion	**Metall**erkennung

Da Sortieranlagen komplexe Systeme sind, müssen einerseits die Optimierungsmöglichkeiten einzelner Elemente (z.B. gewählte Bandgeschwindigkeiten, Maschineneinstellungen, Inputmengen, etc.) separat untersucht werden, um relevante Einflussgrößen zu ermitteln. Andererseits müssen aber auch die Wechselwirkungen verschiedener Elemente beachtet werden, da die isolierte Optimierung eines Aggregates zu einer Verschlechterung in einem nachfolgenden Aggregat führen kann. Durch sensor-basiertes Stoffstrommonitoring kann einerseits der Abgleich bestehender mit den gewünschten Stoffstromeigenschaften durchgeführt werden, es kann aber auch basierend auf den Sensordaten aktiv in den Prozess eingegriffen werden, um sich dem optimalen Betriebspunkt anzunähern („Sensor-basierte Prozesssteuerung").

Im folgenden Abschnitt werden einige Beispiele angeführt, bei denen im Zuge des Forschungsprojekt *EsKorte* die Nutzbarkeit von Sensordaten für tatsächliche Use Cases der LVP-Aufbereitung gezeigt werden konnte.

2 ERFOLGREICHE FALLBEISPIELE

In Tab. 2 enthält die Anwendungsfelder, die während den umfassenden Versuchsreihen in der Projektlaufzeit (2020-2023) untersucht worden sind:

Tab. 2: Mit Versuchsreihen bestätigte Anwendungsfelder im Themenfeld der sensor-basierten Anlagenoptimierung in LVP-Sortieranlagen, jeweils mit eingesetzten Sensortypen

Untersuchtes Thema	*Quelle*
Grundlagen	
• Genauigkeit von sensor-basierten Daten im Vergleich zu massen-basierten Daten in verschiedenen Mischungen (NIR)	*Kroell et al. 2023a*
• Berechnung von Partikelmassen unter der Nutzung von Machine Learning (LiDAR, VIS)	*Kroell et al. 2021*
• Python-Paket um 2D- und 3D-Maße aus Bildern zu berechnen	*Kroell 2021*
• Einfluss von Abbauprozessen auf NIR-basierte Sortierung (NIR)	*Chen et al. 2021*
• Einfluss von Durchsatz und Inputzusammensetzung auf Sortierergebnisse von SBS	*Küppers et al. 2020a & 2020b*
SBS	
• Nutzung von SBS-Daten, um Stoffstromeigenschaften (Durchsatz, Inputzusammensetzung) zu quantifizieren (NIR, VIS)	*Schlögl et al. 2024b*
• Nutzung von SBS-Daten, um Ausbringen und Reinheit nachfolgender Sortierprodukte vorherzusagen (NIR)	*Schlögl et al. 2023*
Trommelsiebe	
• Relevante Steuergrößen für sensor-basierte Aggregatsteuerung (3DLT)	*Chen et al. 2023b*
• Sensor-basierte Aggregatsteuerung basierend auf Flächendaten (NIR)	
• Sensor-basierte Aggregatsteuerung: Vergleich von Flächen- und Volumendaten (NIR, LiDAR)	*Küppers et al. 2022 & Schlögl 2022* *Schlögl et al. O.D.*
Wirbelstromscheider	
• Sensor-basierte Aggregatsteuerung und frühzeitige Erkennung von Störfällen (Ind, NIR)	*Schlögl et al. O.D.*
Verpackungen mit Label/Sleeve	
• Machine Learning Ansätze, um Klassifikation von Full-Sleeve-Getränkeflaschen zu verbessern (NIR)	*Chen et al. 2023a*
• Sensor-basierte Überwachung des Delabelling-Prozesses, um eine korrekte Maschineneinstellung sicherzustellen und erforderliche Wartungsarbeiten frühzeitig zu erkennen	*Schlögl und Küppers 2022*
Qualitätsmonitoring	
• Vorteile der sensor-basierten Qualitätskontrolle im Vergleich zur manuellen Beprobung im Anlagenmaßstab (NIR)	*Kroell et al. 2024*
Modellierung auf Anlagenebene	
• Nutzung von Sensordaten, um eine reale Anlage zu modellieren und Qualitäten des PET-Sortierproduktes vorherzusagen (NIR)	*Schlögl et al. 2024a & Schlögl et al. 2022*
• Simulation von Sortierkaskaden von SBS unter der Nutzung von neuronalen Netzwerken (NIR)	*Kroell et al. 2023b*

Neben der Nutzung von Sensordaten zur technischen Optimierung der Anlage gibt es noch weitere Anwendungsmöglichkeiten der sensor-basierten Datenerhebung von Stoffstromeigenschaften: Die Unternehmensleitung kann die Daten beispielsweise für das sogenannte Enterprise-Resource-Planning (ERP) Nutzen, um die optimale Personalauslastung zu ermitteln, oder Materialanlieferungen bzw. -abholungen zu planen. Weiters könnten in Zukunft solche Daten Teil von Vertragsinhalten sein, um beispielsweise die Reinheit gewisser Fraktionen nachzuweisen, oder minderwertige Materialanlieferungen zu beanstanden. So könnten hypothetisch verschiedene Qualitätsklassen von Sortierprodukten entstehen, was für Recyclingunternehmen mit hohen Anforderungen attraktiv sein könnte. Auch Sammel- und Verwertungssysteme könnten über sensor-basierte Daten objektivere Einblicke in den Anlagenbetrieb bekommen.

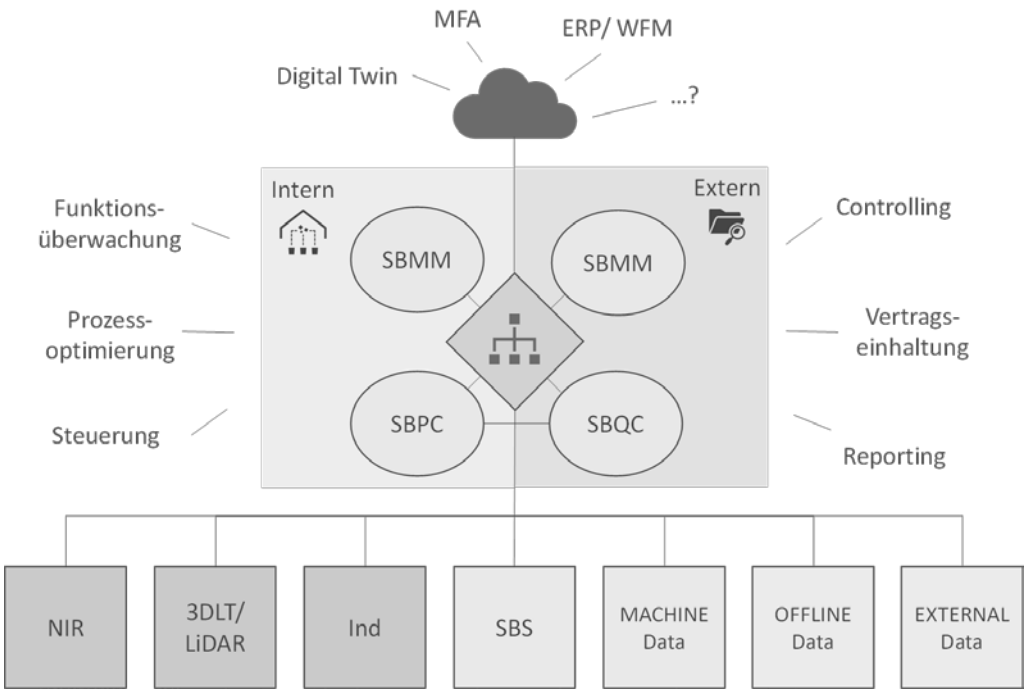


Abb. 2: Netzwerk des Stoffstrommonitoring: Inputdaten (unten), Nutzung der Daten in der Anlage (links), weitere Verarbeitung in Cloudlösungen (oben), sowie die externe Nutzung für das Unternehmen (rechts)

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Sensor-basiertes Stoffstrommonitoring ist eine kosteneffiziente Möglichkeit, um den gestiegenen Anforderungen an LVP-Sortieranlagen gerecht zu werden. Zu der dafür erforderlichen Datenerhebung können entweder zusätzliche „externe“ Sensoren oder bestehende „interne“ Sensoren genutzt werden. Die Art, sowie die räumliche und zeitliche Auflösung des Sensors, die Position der Datenerhebung, die extrahierten Parameter und die ggf. erforderliche Verarbeitung der Daten ist essenziell, um eine ökonomische, ökologische und vor allem funktionierende Datennutzung sicherzustellen. Dies stellt die größte Herausforderung im Themenfeld der sensor-basierten Anlagenoptimierung dar und erfordert eine hohe Expertise der umsetzenden Personen. Die präsentierten Fallbeispiele zeigen das enorme Potential des Stoffstrommonitoring in bestehenden und neu gebauten Anlagen. Inwiefern dieses Potential sowohl innerhalb der Anlagen, als auch darüber hinaus im Stoffkreislauf genutzt werden kann, ist insbesondere auch von entsprechender Legislatur, die vereinheitlicht und verpflichtet, abhängig.

LITERATURVERZEICHNIS

BMK Infothek (2022) *Kreislaufwirtschaft: Ab 2023 österreichweit einheitliche Sammlung von Kunststoffverpackung*. Vom 14.02.2022 Online: https://infothek.bmk.gv.at/verpackungsverordnung-ab-2023-oesterreich-weit-einheitliche-sammlung-von-kunststoffverpackung/

Chen, X., Kroell, N., Althaus, M., Pretz, T., Pomberger, R., & Greiff, K. (2023a). *Enabling mechanical recycling of plastic bottles with shrink sleeves through near-infrared spectroscopy and machine learning algorithms*. Resources, Conservation and Recycling, 188, 106719. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106719

Chen, X., Kroell, N., Dietl, T., Feil, A., & Greiff, K. (2021) *Influence of long-term natural degradation processes on near-infrared spectra and sorting of post-consumer plastics*. Waste Management, 136, 213–218. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.10.006

Chen, X., Kroell, N., Hofmann, B., Schlögl, S., & Greiff, K. (2023b). *Improving drum sieve performance in lightweight packaging waste recycling by automatic parameter adjustment through 3D laser triangulation-based process monitoring*. Resources, Conservation and Recycling, 192, 106924. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.106924

Eurostat (2024) *Packaging waste by waste management operations. Waste categories: "Plastic packaging", "Metallic packaging", "Other packaging"* https://doi.org/10.2908/ENV_WASPAC

Kroell N. (2021) *imea: A Python package for extracting 2D and 3D shape measurements from images*. JOSS 2021;6(60):3091. https://doi.org10.21105/joss.03091

Kroell, N., Chen, X., Küppers, B., Lorenzo, J., Maghmoumi, A., Schlaak, M., Thor, E., Nordmann, C., & Greiff, K. (2023a). *Near-infrared-based determination of mass-based material flow compositions in mechanical recycling of post-consumer plastics: Technical feasibility enables novel applications*. Resources, Conservation and Recycling, 191, 106873. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.106873

Kroell, N., Chen, X., Küppers, B., Schlögl, S., Feil, A. & Greiff, K. (2024) *Near-infrared-based quality control of plastic pre-concentrates in lightweight-packaging waste sorting plants*. Resources, Conservation and Recycling, 201, 107256. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107256

Kroell, N., Chen, X., Maghmoumi, A., Koenig, M., Feil, A., & Greiff, K. (2021) *Sensor-based particle mass prediction of lightweight packaging waste using machine learning algorithms*. Waste Management, 136, 253–265. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.10.017

Kroell, N., Maghmoumi, A., Dietl, T., Chen, X., Küppers, B., Scherling, T., Feil, A., & Greiff, K. (2023b). *Towards digital twins of waste sorting plants: Developing data-driven process models of industrial-scale sensor-based sorting units by combining machine learning with near-infrared-based process monitoring*. Resources, Conservation and Recycling, 200, 107257, https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107257

Küppers B., Schlögl S., Friedrich K., Pichler C., Lederle L., Freil J., Vollprecht D., Pomberger R. (2020a) *Influence of material alterations and machine impairment on throughput related sensor-based sorting performance*. Waste management & Research, https://doi.org/10.1177/0734242X20936745

Küppers B., Schlögl S., Kroell N. (2022) *Relevance and challenges of plant control in the pre-processing stage for enhanced sorting performance*. 9th Sensor-Based Sorting & Control 2022, Aachen, Deutschland. https://doi.org/10.2370/9783844085457

Küppers B., Schlögl S., Vollprecht D. (2020b) *Einfluss von Durchsatz und Inputzusammensetzung auf die sensorgestützte Sortierung*. Konferenzbeitrag Recy- und Depotech 2020. Leoben, Österreich. https://www.recydepotech.at/media/Konferenzband.pdf

Schlögl S. (2022) *Entwicklung und Erprobung eines sensorgestützten Stoffstromüberwachungssystems*. DGAW-Konferenz, 11. Wissenschaftskongress Abfall- und Ressourcenwirtschaft., Dresden, Deutschland. innsbruck university press. ISBN: 978-3-99106-064-2

Schlögl S. und Küppers B. (2022) *Quantifying the Delabelling Performance using Sensor-based Material Flow Monitoring*. 9th Sensor-Based Sorting & Control 2022, Aachen, Deutschland. https://doi.org/10.2370/9783844085457

Schlögl S., Kamleitner J., Kroell N., Chen X. (2022) *Implementierung von Sensor-based Material flow Monitoring in einer Kunststoffsortieranlage*. Konferenzbeitrag Recy- und Depotech 2022. Leoben, Österreich. https://www.recydepotech.at/media/Konferenzband_Vortraege_1.pdf

Schlögl S., Schmölzer G., Weber A., Anditsch A., Aldrian-Tischberger A. (2023) *Monitoring the sorting performance in lightweight packaging waste sorting plants using data of sensor-based sorters*. Konferenzbeitrag OCM 2023 - 6th International Conference on Optical Characterization of Materials. https/doi.org/10.58895/ksp/1000155014-1

Schlögl, S., Kamleitner, J., Kroell, N., Chen, X., & Aldrian, A. (2024a). *Developing a Prediction Model in a Lightweight Packaging Waste Sorting Plant using Sensor-based Sorting Data combined with Data of External Near-infrared and LiDAR Sensors* [under review]. Waste management & research, https://doi.org/10.1177/0734242X241237184

Schlögl, S., Küppers, B., Vollprecht D., Pomberger R., Tischberger-Aldrian A. (2024b) *Exploitability of Data from Sensor-Based Sorters for Material Flow Monitoring*. Manuskript zur Veröffentlichung eingereicht.

KONTAKT

Dipl.-Ing. Sabine Schlögl
sabine.schloegl@stud.unileoben.ac.at
https://www.researchgate.net/profile/Sabine-Schloegl-2

Kaskadierte Anwendung von Foundation Models als Verfahren zur Beschreibung von Leichtverpackungsstoffströmen im Recycling

Moritz Ottenweller[1], Michael Kalb[1] & Steffen Rüger[1]
[1)] Fraunhofer Institute for Integrated Circuits IIS, Division Development Center X-Ray Technology, Fürth, Deutschland

KURZFASSUNG: Bildbasierte Sortierung von Wertstoffen liefert einen essenziellen Beitrag zur längeren Nutzung von Sekundärrohstoffen in der Kreislaufwirtschaft. Dazu werden aktuell neue Hochdurchsatzverfahren zur bildbasierten Abfallsortierung unter Nutzung von trainierbaren KI-Methoden erforscht und etabliert. Um geeignete KI-Modelle zur Materialunterscheidung zu erstellen, ist eine ausreichend große und kuratierte Lerndatenmenge notwendig. In diesem Beitrag wird daher der Einsatz von *Foundation Models* hinsichtlich einer potenziell zeitlich effizienteren Gestaltung des Datenannotationsprozesses zur Erstellung einer Lerndatenmenge vorgestellt und bewertet. Annotierte Daten werden benötigt, um überwachte Lernverfahren aus dem Bereich der KI trainieren und einsetzten zu können. Zwei verschiedene Aufgaben werden betrachtet: die Lokalisierung und die Beschreibung (Klassifikation) von Objekten. Für diese Untersuchung wurden RGB-Bilder verwendet, die mit einer Zeilenkamera über den Fließbändern einer Wertstoffaufbereitungsanlage für Leichtverpackungsstoffströme aufgenommen wurden. In den Bildern werden zunächst die einzelnen Objekte mittels adaptiertem SAM (*Segment Anything Model*) als Segmente detektiert und extrahiert und anschließend durch ein adaptiertes DINOv2 *Foundation Model* nach „transparent“ und „nicht-transparent“ klassifiziert. Die „nicht-transparenten“ Objekte werden mit Schwellenwerten verschiedenen Farben zugeordnet. Basierend auf dieser automatisch annotierten Datengrundlage können im Nachgang KI-Modelle trainiert werden, um zukünftig die Sortiertiefe bei Wertstoffen zu erhöhen. Für die Lokalisierung wurde ein F1-Score von 0,77 und bei der Unterscheidung „transparenter“ Objekte eine Genauigkeit von 93,27% erzielt.

1 EINLEITUNG

Eine bessere stoffliche Verwertung von Leichtverpackung (LVP)-Stoffströmen im Sinne einer effizienteren Kreislaufwirtschaft erfordert eine umfangreiche Charakterisierung auf Partikelebene. Für die Herstellung eines hochwertigen Rezyklats aus Abfällen sind Kenntnisse über Merkmale wie Material, Herstellungsart, Farbe, Aufdruck, etc. relevant. Zur Erfassung dieser Merkmale kommen optische Messmethoden zum Einsatz. Für die Auswertung der erfassten Bilddaten eignen sich neben klassischen Bildverarbeitungsalgorithmen auch Verfahren des maschinellen Lernens. Allerdings sind für den Einsatz von Methoden des maschinellen Lernens inhärent immer repräsentative Lerndaten in genügender Menge und Qualität notwendig. Für die Etablierung eines repräsentativen Lerndatensatzes werden Bilddaten eines LVP-Stoffstroms von Fließbändern einer LVP-Wertstoffaufbereitungsanlage mittels einer hochauflösenden RGB-Zeilenkamera kontinuierlich erfasst. Allerdings ist der daraus resultierende manuelle Annotationsaufwand äußerst zeit- und somit auch kostenintensiv.
Zur Reduktion dieser Aufwände wird in diesem Beitrag eine iterative Kaskade vorgestellt, in der zu Beginn lediglich ein kleiner Teil der Bilddaten händisch annotiert wird, um damit – bezogen auf die Annotationsaufgabe – für die verbleibenden nicht-annotierten Daten ein effizientes, automatisches Vorschlagssystem zu liefern. Hierzu werden sog. *Foundation Models* wie das *Segment Anything Model* (SAM) (Kirillov, et al., 2023) und *self-DIstillation with NO labels* (DINO) (Caron, et al., 2021; Oquab, et al., 2024) untersucht. *Foundation Models* sind Modelle, die üblicherweise anhand von selbstüberwachten Lernstrategien, wie *Masked Autoencoder* (MAE) (He, et al., 2021) oder DINO, auf einer sehr großen Anzahl von unterschiedlichsten Daten trainiert wurden. Der Vorteil dieser Lernstrategien ist, dass hierzu keine annotierten Daten benötigt werden. Dies wird auch als *pretraining* der Modelle bezeichnet. Aufgrund der Vielfalt und der Menge der genutzten

Lerndaten generalisieren diese Modelle sehr gut und lassen sich damit auch auf weitere Aufgabenstellungen übertragen. Hierzu ist eine Adaption der Modelle hin auf die neue Aufgabe möglich, man spricht vom *Fine-Tuning*.
Dies dient als Grundlage zum Aufbau einer geeigneten Segmentierungs- und Klassifikationskaskade. In dieser Arbeit wird ein konkretes Beispiel einer solchen Kaskade anhand einer Unterteilung in „transparente“ und „nicht-transparente“ Objekte und einer anschließenden Farbzuordnung aller „nicht-transparenten“ Objekte vorgestellt, was zukünftig die Sortiertiefe erhöhen kann. Infolge einer farblichen Kontamination der Sekundärrohstoffe können sich diese bereits bei geringen Mengen farblicher Verunreinigung grau verfärben (Volk, et al., 2021; Klotz, Haupt, & Hellweg, 2022), dem kann durch eine Farbeinteilung entgegengewirkt werden.

2 DATENGRUNDLAGE

Bei den hier verwendeten Daten handelt es sich um Farbbilder eines realen Abfallstoffstroms aus Leichtverpackungen (LVP). Für die Aufnahme der LVP-Objekte auf einem Förderband wurde eine RGB-Zeilenkamera (SW-4000T-10GE) mit 4.096 Pixeln pro 1D Bildzeile eingesetzt. Durch eine Aneinanderreihung der Bildzeilen lassen sich 2D RGB-Bilder erzeugen. Zur homogenen Beleuchtung des Stoffstroms wurde ein Halogenstrahler eingesetzt.
Die resultierende Datengrundlage ist in Tab. 1 dargestellt und besteht aus insgesamt 196 RGB-Bildern mit jeweils 4.096² Pixeln. Durch manuelle Annotation wurde für jedes LVP-Objekt eine Pixel-Maske erstellt und diese entweder der Klasse „transparent“ oder „nicht-transparent“ zugewiesen. Zur Evaluierung der *Foundation Model* Ergebnisse wurden klassisch sowohl die Bilder als auch die Objekt-Masken in Training-, Validierung- und Test-Satz aufgeteilt.

Tab. 1: Übersicht der vorhandenen Datensätze

	Training-Satz	Validierung-Satz	Test-Satz
RGB-Bilder	155	13	28
Pixel-Masken	2058	68	474
Klasse: transparent	298	37	37
Klasse: nicht-transparent	1.376	171	171

3 METHODIK

Die Methodiken, die in dieser Arbeit gezeigt werden, sind im Wesentlichen unterteilt in zwei Zielsetzungen: die Lokalisierung und die Beschreibung (Klassifikation) der Objekte. Die Lokalisierung wird durch ein für die Segmentierung von LVP-Abfall adaptiertes SAM (Kirillov, et al., 2023) realisiert. Lokalisierte LVP-Objekte werden darauffolgend beschrieben. Für die Beschreibung wird im ersten Schritt das DINOv2 (Oquab, et al., 2024) zur Klassifikation von „transparenten“ und „nicht-transparenten“ LVP-Objekten verwendet. In einem zweiten Schritt werden „nicht-transparente“ Objekte mit Schwellenwerten farblich geclustert. Im Folgenden werden die einzelnen Methodiken genauer erläutert.

3.1 SAM Fine-Tuning

Das SAM ist ein *Foundation Model* aus dem Bereich der KI und für die Segmentierung von Bildern konzipiert. Die zugrundliegende Architektur ist ein sog. *Vision Transformer* (ViT) (Dosovitskiy, et al., 2021; Vaswani, et al., 2023). Das SAM kann generell in drei Komponenten unterteilt werden: den Encoder, den Prompt-Encoder und den Decoder. (1) Der Encoder verarbeitet das Eingabebild zu sog. *Image Embeddings*, also geeigneten Vektoren zur Beschreibung von Bildregionen. (2) Durch geeignete Eingabe-Prompts – in dieser Arbeit realisiert durch ortsbezogene Punkte im Eingabebild – werden die Segmentierungsergebnisse (Vorhersagemasken) angesteuert. (3) Durch den Decoder wird das Segmentierungsergebnis mit der höchsten Wahrscheinlichkeit bezogen auf den Eingabe-Prompt vorhergesagt. Von Meta AI wurden drei *pretrained* SAM’s

öffentlich zur freien Nutzung zur Verfügung gestellt, welche anhand der bisher größten Bilddatensammlung für Segmentierungsaufgaben (11 Mio. Bilder und 1,1 Bill. Masken) trainiert wurden (Kirillov, et al., 2023).
Fine-Tuning (He, et al., 2021; Caron, et al., 2021; Kirillov, et al., 2023) bezeichnet den Prozess, ein bereits trainiertes Modell für eine bestimmte Aufgabe unter Nutzung adäquater Daten weiter zu trainieren und zu verfeinern. Durch die Anpassung der Parameter anhand neuer repräsentativer Lerndaten ermöglicht das F*ine-Tuning* eine Spezialisierung des Modells auf eine dedizierte Aufgabe.
Im Kontext der in dieser Arbeit adressierten Kaskade liegt ein Fokus auf dem *Fine-Tuning* des SAM-Decoders, um verbesserte Ergebnisse bei der Lokalisation und Segmentierung von LVP-Objekten zu erzielen. Ausgehend vom *Image Embedding Space,* der durch den größten verfügbaren SAM-Encoder (vit_h) generiert wird, wird der Decoder anhand von ortsbezogenen Punkten (den o.g. Eingabe-Prompts) auf LVP-Objekten und den in Abschnitt 2 beschriebenen Trainings- und Validierungsdaten nachtrainiert. Folgende *Fine-Tuning* Parameter werden dabei verwendet: 300 Epochen, eine Lernrate von 10^{-4}, der Optimierer *Adam* (ohne Weight Decay) (Kingma & Ba, 2017), eine Batch-Größe von 32 und eine Kombination aus gemitteltem Dice- (Sudre, Li, Vercauteren, Ourselin, & Jorge Cardoso, 2017) und Cross-Entropy Loss.

3.2 Gezielte Segmentierung durch Prompt Engineering mit SAM

Durch das gezielte Ansteuern der Eingabe-Prompts (*Prompt Engineering*) kann SAM auf die Segmentierung von LVP-Objekten abgestimmt werden. Dabei besteht die Möglichkeit auf eine bereitgestellte *Prompt Engineering* Methodik zurückzugreifen (Kirillov, et al., 2023).
AutoMaskGenerator: In diesem werden mithilfe eines äquidistanten Rasters aus *N*x*N* Vorhersagepunkten, die über das Bild verteilt werden, binäre Segmentierungsmasken anhand jedes Punktes generiert. Eine nachfolgende Non-Maximum-Suppression (NMS) filtert anhand der Vorhersagewahrscheinlichkeit auftretende Duplikate aus. Ein Nachteil dieser Verarbeitungskette für die Segmentierung ist, dass Verunreinigungen auf dem darunterliegenden Fließband sowie Teile des Fließbandes selbst als LVP-Objekte erkannt werden. Um dieses Problem zu minimieren, wurde eine angepasste Verarbeitungskette entwickelt.
PCAMaskGenerator: Zur Vermeidung von Segmentierungsfehlern wird zunächst eine Vorsegmentierung anhand der o.g. *Image Embeddings* durchgeführt. Untersuchungen (Oquab, et al., 2024) haben gezeigt, dass sich der Hintergrund gleichartiger Bildobjekte mittels Hauptkomponentenanalyse (PCA) der *Image Embeddings* und einer geeigneten Schwellenwertberechnung eliminieren lassen. Entsprechend wurden für die Trennung von Vorder- und Hintergrund auf allen *Embeddings* der Trainingsdaten die ersten drei Hauptkomponenten berechnet und ein visueller Schwellenwert für die erste Hauptkomponente ermittelt. Basierend auf den dadurch erhaltenen Vordergrundinformationen wurde eine erneute PCA durchgeführt. Diese wird in der Verarbeitungskette auf die *Embeddings* angewandt. Durch eine Schwellenwertberechnung der ersten Hauptkomponente wird im Anschluss eine binäre Maske mit 64x64 Pixeln erzeugt, mittels derer die Koordinaten der Vorhersagepunkte ermittelt und an die Größe des Eingangsbildes angepasst werden. Die daraus resultierenden Vorhersagemasken werden in einem nächsten Schritt verarbeitet und gesäubert. Mittels einer *Connected Component Analyse* (Bolelli, Cancilla, & Grana, 2017) werden nicht zusammenhängende Fragmente in einer Vorhersagemaske entfernt und das größte Fragment beibehalten. Übersteigt die Anzahl der Fragmente einen Schwellenwert, wird die gesamte Maske entfernt. Duplikate von Masken werden anhand ihrer Schnittmenge *S* erkannt. Übersteigt das Verhältnis zwischen Maskengröße und *S* einen festgelegten Wert, wird die Maske mit geringerer Fläche verworfen, um Teilsegmentierungen wie bspw. die Segmentierung von Verpackungsaufdrucken zu vermeiden. Andernfalls wird die Maske anhand ihrer Vorhersagewahrscheinlichkeit ausgewählt. Um bei geringer Belegung des Förderbandes eine falschpositive Erkennung des Bands als potenzielles LVP-Objekt zu vermeiden, wird zusätzlich ein Schwellenwert für die maximale Maskengröße angewandt. Alle Schwellenwerte wurden mittels einer Rastersuche optimiert.

3.3 Klassifizierung mit DINOv2- und SAM-Embeddings

Im nächsten Schritt werden die detektierten und segmentierten LVP-Objekte (s. Abschnitt 3.2) bzgl. verschiedener Eigenschaften klassifiziert, im vorliegenden Fall sollen „transparente“ und „nicht-transparente“ Objekte voneinander unterschieden werden. Das *Foundation Model* DINOv2 (Oquab, et al., 2024) verdichtet dazu die semantischen Merkmale aus den Bildern auf eindimensionale Vektoren. Zudem werden innerhalb eines Datensatzes die Vektoren von zueinander ähnlichen Bildern geclustert. Dabei ist die zugrundeliegende Annahme, dass sich diese eindimensionalen *Embeddings* besser zum Training klassischer Klassifikatoren eignen als die Bilder selbst. Diese so erstellten eindimensionalen Vektoren aus den *Embeddings* werden im nächsten Schritt zum Training einer *Support Vector Machine* (SVM) (Cortes & Vapnik, 1995) sowie einem *Multilayer Perceptron* (MLP) genutzt. Alternativ werden die segmentierten LVP-Objekte direkt über den ViT Encoder des SAM verdichtet, um damit ein MLP und eine SVM zu trainieren. Hierbei gilt es zu prüfen, welches *Foundation Model* sich für die adressierte LVP-Klassifikation besser eignet, um mit wenigen Annotationen geeignete Klassifikatoren zu trainieren und damit iterativ eine größere Grundlage annotierter Lerndaten zu erstellen.

3.4 Farbauswertung

Alle „nicht-transparenten“ Objekte werden in die Farbkategorien „weiß“, „schwarz“, „rot“, „grün“, „blau“ und „bunt“ eingeteilt. Die Bildsegmente der detektierten LVP-Objekte ergeben im RGB-Bild die zugehörigen Pixel, die zu einer farbbasierten Auswertung herangezogen werden können. Für jeden Farbkanal im RGB-Raum wird der Mittelwert μ bestimmt und auf den Bereich von 0 bis 1 skaliert. Liegen diese Werte in jedem der drei Farbkanäle bei $\mu > 0{,}785$ wird das Objekt als „weiß“, bei $\mu < 0{,}215$ als „schwarz“ eingeordnet. Ein Objekt wird als „rot“ klassifiziert, wenn $\frac{\mu_{blau}}{\mu_{rot}} < 0{,}7$ und $\frac{\mu_{grün}}{\mu_{rot}} < 0{,}7$, als „grün“ wenn $\frac{\mu_{rot}}{\mu_{grün}} < 0{,}7$ und $\frac{\mu_{blau}}{\mu_{grün}} < 0{,}7$ und „blau“ analog. Alle LVP-Objekte, die nicht in diese Klassenbeschreibungen passen, werden als „bunt“ beschrieben. Die gewählten Schwellen wurden zur Kalibrierung auf die angewandte Beleuchtung explorativ ermittelt anhand einer repräsentativen Menge von Objekten aus dem Datensatz jeder Klasse.

4 ERGEBNISSE

4.1 Objekt-Lokalisierung: Segmentieren von LVP mit SAM

Im Folgenden werden die Ergebnisse des *Fine-Tuning* und des *Prompt Engineering* erläutert. Das *Fine-Tuning* des SAM-Decoders verlief zielführend. Dabei konnte das Zusammenfassen einzelner Subregionen (z. B. Etiketten oder Aufdrucke auf Verpackungen) und das Unterdrücken einzelner unrelevanter Instanzen (z. B. Regionen des Förderbandes) auf dem LVP-Stoffstrom erlernt werden.

Tab. 2: Übersicht der Testergebnisse bei der Objekt-Lokalisierung

Modell	*Prompt Engineering*	Test-Ergebnisse			
		TP	FN	FP	F1-Score (2*TP/(2*TP+FP+FN))
pretrained	AutoMaskGenerator	**413**	**61**	1.972	0,29
pretrained	PCAMaskGenerator	358	116	307	0,63
Fine-Tuning	AutoMaskGenerator	357	117	650	0,48
Fine-Tuning	PCAMaskGenerator	358	116	**98**	**0,77**

Tab. 2 zeigt eine Gegenüberstellung der Test-Ergebnisse, die mit und ohne *Fine-Tuning* sowie *Prompt Engineering* erzielt wurden. Als „erkannt“ (true positive, TP) gelten dabei vorhergesagte Masken mit der maximalen *Intersection-over-Union* (IOU) zu einer zuvor händisch annotierten Maske, falls IOU ≥ 0,6. Annotierte Masken, die keiner Vorhersage zugeordnet werden konnten,

gelten als „nicht erkannt“ (false negative, FN). Vorhersagen, die keiner annotierten Maske zugeordnet werden konnten, sind als „nicht zuordenbar“ (false positive, FP) definiert. Hierbei bildet sich eine Schnittmenge zwischen „nicht erkannt“ und „nicht zuordenbar“ für vorhergesagte Masken mit einem IOU < 0,6.

4.2 Klassifizierung der extrahierten Objekte

Mit den annotierten Daten der Klassen „transparent“ und „nicht-transparent“ aus Tab. 1 wurden verschiedene Klassifikatoren trainiert, validiert und getestet. Als Referenz (*Baseline*) wurde ein vortrainiertes *ResNet18* verwendet. Das ResNet18 erhält als Eingangsformat die ausgeschnittenen LVP-Objekte im RGB-Bildformat. Demgegenüber werden die *Embeddings* aus den *Foundation Models* DINOv2 und SAM als Eingangsformat für das MLP und die SVM verwendet. Dabei wurde gezeigt, dass die Kombination von DINOv2 und MLP zum besten Klassifikations-resultat (93,27%) führt. Tab. 3 zeigt die Genauigkeit und Testergebnisse aller Kombinationen, wobei true negative (TN) richtig erkannte nicht-transparente Objekte beschreibt. Die Farbauswertung funktionierte zufriedenstellend für die Klassen „weiß“, „schwarz“, „rot“, „grün“ und „blau“, wobei eine genaue Auswertung noch aussteht.

Tab. 3: Übersicht der Klassifikationsresultate zur Transparenz

Modell	Eingangsformat	Test-Ergebnisse				[%]		
		TP	FN	TN	FP	Transparent (TPR=$\frac{TP}{TP+FN}$)	Nicht-transparent (TNR=$\frac{TN}{TN+FP}$)	Genauigkeit
ResNet18	RGB	25	12	163	8	67,57	95,32	90,38
MLP	*Embedding (*DINOv2)	34	3	160	11	91,89	93,57	**93,27**
MLP	*Embedding (*SAM)	7	30	170	1	18,92	99,42	85,10
SVM	*Embedding* (DINOv2)	23	14	168	3	62,16	98,25	91,83
SVM	*Embedding (*SAM)	0	37	171	0	0,00	100	82,21

5 FAZIT UND ZUSAMMENFASSUNG

Unsere Untersuchung der Lokalisierung und Segmentierung von LVP-Objekten aus RGB-Bildern mit dem *Foundation Model* SAM zeigt, dass bereits ohne *Fine-Tuning* 413 der insgesamt 474 vorhandenen Masken erkannt werden. Dabei übersteigt die Anzahl der falsch-negativen Vorhersagemasken jedoch deutlich die Gesamtzahl der vorhandenen Masken, was einen geringen F1-Score von 0,29 zur Folge hat. Durch das *Fine-Tuning* sowie eine angepasste Verarbeitungskette konnten wir unter Verwendung des Testdatensatzes eine Erhöhung des F1-Scores auf 0,77 erzielen. Dies zeigt, dass durch die Verwendung des *Foundation Models* SAM, und einem verhältnismäßig geringen Annotationsaufwand, Vorannotationen für LVP-Daten generiert werden können. Zukünftige Untersuchungen sollen zeigen, ob sich die Verlässlichkeit der vorgestellten Kaskade durch weiteres *Fine-Tuning* und händische Nachbearbeitung der Vorhersagemasken verbessert. Dies würde ein automatisiertes *Fine-Tuning* mittels vorhergesagter Masken ermöglichen. Für die anschließende Klassifikationsfrage zur Beschreibung der Objekte im LVP-Stoffstrom konnte trotz weniger Annotationen und einer unbalancierten Klassenverteilung für „transparente“ Objekte eine Genauigkeit von 93,27%mit einem MLP und DINOv2 erzielt werden. Mit jeder Iteration der Kaskade aus Segmentierung und Klassifikation wird die Annotationsbasis erweitert und soll so komplett auf den erfassten LVP-Stoffstrom erweitert werden können. In Zukunft kann diese Kaskade auch für eine umfangreichere Objektbeschreibung (Sortiertiefe) des LVP-Wertstoffstromes angewandt werden, indem das System um weitere Klassen erweitert wird. Der Aufwand für die Annotation lässt sich dadurch insgesamt verringern.

6 FINANZIERUNG

Die Finanzierung erfolgte durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) mit der Fördermaßnahme „KI-Anwendungshub Kunststoffverpackungen – nachhaltige Kreislaufwirtschaft durch Künstliche Intelligenz“ unter dem Förderkennzeichen 033KI201.

7 DANKSAGUNG

Die Autoren bedanken sich für die Möglichkeit einer Messdurchführung bei dem Unternehmen Lobbe Holding GmbH & Co KG in der Wertstoffaufbereitungsanlage Iserlohn, im Speziellen für die Unterstützung von Simon Sadowski und Arne Prior. Ein weiterer Dank geht an Lukas Roming vom Fraunhofer-Institut für Optronik, Systemtechnik und Bildauswertung IOSB für die wissenschaftlich Messdurchführung und das Zurverfügungstellen der Messdaten.

LITERATURVERZEICHNIS

Bolelli, F., Cancilla, M., & Grana, C. (2017). Two More Strategies to Speed Up Connected Components Labeling Algorithms. In S. Battiato, G. Gallo, R. Schettini, & F. Stanco (Ed.), *Image Analysis and Processing - ICIAP 2017* (pp. 48-58). Cham: Springer International Publishing. doi:10.1007/978-3-319-68548-9_5

Caron, M., Touvron, H., Misra, I., Jégou, H., Mairal, J., Bojanowski, P., & Joulin, A. (2021). Emerging Properties in Self-Supervised Vision Transformers. *arXiv*. doi:https://doi.org/10.48550/arXiv.2104.14294

Cortes, C., & Vapnik, V. (1995). Support-vector networks. *Machine Learning*(20), 273-297. doi:https://doi.org/10.1007/BF00994018

Dosovitskiy, A., Beyer, L., Kolesnikov, A., Weissenborn, D., Zhai, X., Unterthiner, T., . . . Houlsby, N. (2021). An Image is Worth 16x16 Words: Transformers for Image Recognition at Scale. *arXiv*. doi:https://doi.org/10.48550/arXiv.2010.11929

He, K., Chen, X., Xie, S., Li, Y., Dollár, P., & Girshick, R. (2021). Masked Autoencoders Are Scalable Vision Learners. *arXiv*. doi:https://doi.org/10.48550/arXiv.2111.06377

Kingma, D., & Ba, J. (2017). Adam: A Method for Stochastic Optimization. *arXiv*. doi:https://doi.org/10.48550/arXiv.1412.6980

Kirillov, A., Mintun, E., Ravi, N., Mao, H., Rolland, C., Gustafson, L., . . . Girshick, R. (2023). Segment Anything. *arXiv*. doi:https://doi.org/10.48550/arXiv.2304.02643

Klotz, M., Haupt, M., & Hellweg, S. (2022). Limited utilization options for secondary plastics may restrict their circularity. *Waste Management, 141*, 251-270. doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.01.002

Oquab, M., Darcet, T., Moutakanni, T., Vo, H., Szafraniec, M., Khalidov, V., . . . Bojanowski, P. (2024). DINOv2: Learning Robust Visual Features without Supervision. *arXiv*. doi:https://doi.org/10.48550/arXiv.2304.07193

Sudre, C., Li, W., Vercauteren, T., Ourselin, S., & Jorge Cardoso, M. (2017). Generalised Dice overlap as a deep learning loss function for highly unbalanced segmentations. *arXiv*. doi:https://doi.org/10.48550/arXiv.1707.03237

Vaswani, A., Shazeer, N., Parmar, N., Uszkoreit, J., Jones, L., Gomez, A., . . . Polosukhin, I. (2023). Attention Is All You Need. *arXiv*. doi:https://doi.org/10.48550/arXiv.1706.03762

Volk, R., Stallkamp, C., Steins, J., Yogish, S., Müller, R., Stapf, D., & Schultmann, F. (2021). Techno-economic assessment and comparison of different plastic recycling pathways: A German case study. *Journal of Industrial Ecology, 25*(5), 1318-1337. doi:https://doi.org/10.1111/jiec.13145

KONTAKT

Moritz Ottenweller
moritz.ottenweller@iis.fraunhofer.de
+49 911 58061-7656
Fraunhofer Institute for Integrated Circuits IIS, Division Development Center X-Ray Technology

Sensorbasierte Optimierung der Sortierperformance in LVP-Sortieranlagen

Marvin Emmerich[1], Bastian Küppers[1], Nils Kroell[1], Annika Ludes[1], Xiaozheng Chen[1], Elias Pfund[1], Lenard Saenger[1], Daniel Vollprecht[2] & Roland Pomberger[3]
[1)] STADLER Anlagenbau GmbH, Digital Solutions, Bottrop, Deutschland
[2)] Universität Augsburg, Lehrstuhl für Resource and Chemical Engineering, Augsburg, Deutschland
[3)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Bei der Behandlung von Leichtverpackungsmaterial ist die Sortierperformance der Anlage entscheidend von der Leistung und somit von Durchsatz bzw. Bandbelegung der optischen Sortierer abhängig. In der vorliegenden Arbeit wurden kurzfristige periodische Materialschwankungen mit temporär bis zu dreifachem Durchsatz manuell generiert und deren Einfluss auf die Sortierperformance quantifiziert. Dies simuliert suboptimale Materialzuführung durch die Vorzerkleinerung. Mittels Bandwaage und optischen Sortierern wurden die Schwankungen eindeutig identifiziert und die Bandbelegung bestimmt. Zur Bewertung wird der gewichtete F_1-Score vorgestellt. Die Änderung dieser Kennzahl durch die generierten Materialbatches beträgt bei den Roughern (3D) im Median 0,18%, bei den Scavengern 0,35% und bei den Foliensortierern (2D) 0,21%. Die Ergebnisse stellen eine notwendige Basis für eine Methode zur Bestimmung von schwankungsbedingter Performancereduktionen und daraus folgenden finanziellen Gewinnminderungen dar.

1 EINLEITUNG

Im Jahr 2022 wurden 362,3 Mio. t Primärkunststoffe produziert (Plastics Europe 2023). Der globale Materialabbau verdreifachte sich zwischen 1970 und 2024 (UNEP IRP 2024). Bis 2060 wird sogar eine 60-prozentige Steigerung auf rund 160 Mrd. t prognostiziert (UNEP IRP 2024). Durch einen Wandel der linearen Abfallwirtschaft zu einer Kreislaufwirtschaft kann Primärmaterial durch Sekundärmaterial substituiert werden (UNEP 2023). In der Vergangenheit haben Gesetzgeber Regelwerke geschaffen, um diesen Wandel zu verstärken. So sieht die EU für ihre Mitgliedsstaaten bis Ende 2025 eine Recyclingquote für Verpackungsabfälle von 65 Ma.-% vor (RL 94/62/EG 1994). Doch wie in jeder Wirtschaft, ist auch in der Abfallwirtschaft der ökonomische Aspekt der größte Katalysator für Veränderungen. Im Sortierprozess verlorene Wertstoffe werden in der Regel einer energetischen Verwertung zugeführt und stehen somit nicht für nachfolgende hochwertige Recyclingprozesse zur Verfügung und neben dem entgangenen Erlös fallen zusätzlich Entsorgungskosten an (Dehoust & Christiani 2012).
Eine große Stellschraube zur Performanceerhöhung einer Sortieranlage ist die der sensorbasierten Sortiersysteme. Schwankungen im Materialstrom können die Bandbelegung und damit die Sortierperformance der optischen Sortierer negativ beeinflussen (Kroell et al. 2023, Küppers et al. 2022b). Solche Schwankungen können beispielsweise durch fehlerhafte Einstellungen der Vorkonditionierungsaggregate (bspw. Sacköffner, Trommelsieb, Windsichter) hervorgerufen werden. Der Vorbehandlung kommt somit beim Erreichen der gewünschten Sortierperformance große Bedeutung zu (Küppers et al. 2022a, Küppers et al. 2022b). Die Bandbelegung der sensorbasierten Sortierer kann hierbei als Indikator für die Feinjustierung der Vorbehandlung genutzt werden. Der vorliegende Beitrag thematisiert daher den Einfluss extremer Materialschwankungen auf die Performance der sensorbasierten Sortierer einer realen Abfallbehandlungsanlage und diskutiert weiterhin die Möglichkeit anhand dessen die durch die reduzierte Sortierleistung hervorgerufenen finanziellen Kosten zu berechnen.

2 MATERIAL UND METHODEN

Die vorliegenden Untersuchungen wurden mit Leichtverpackungsmaterial (LVP) in einer Sortieranlage durchgeführt. Zwischen Input und Sortierkaskade durchläuft das Material die typischen Behandlungsschritte einer Sortieranlage: Sackaufreißen – Siebung – Windsichtung – Magnetscheidung – Wirbelstromscheidung – ballistische Separation – sensorbasierte Sortierkaskade.

Für die Versuche wurde ein Materialbatch erzeugt, der etwa alle 3 min zusätzlich zum normalen Durchsatz zugegeben wurde. Um den Effekt der temporären Durchsatzerhöhung durch die ca. 3-minütigen Materialbatches auf die Sortierleistung zu ermöglichen, wurden die Transportzeiten zwischen Input und den jeweiligen optischen Sortierern ermittelt und die Daten durch Verschiebung korrigiert. Dazu wurden markante Schwankungen ausgelesen und deren Zeitversatz durch die Anlage anhand der Maschinendaten nachverfolgt.
Zur kontinuierlichen Messung des Massenstroms wurde die vorhandene Bandwaage der Anlage verwendet. Die Materialdaten wurden aus den sensorbasierten Sortiersystemen ausgelesen und in der Datenverarbeitung zur Bandbelegung umgerechnet. Durch eine Kombination (Abb. 1) aus gleitendem Mittelwert und gleitendem Minimum konnte in einem iterativen Verfahren (zur Bestimmung der Ordnungszahl) das theoretische Durchsatzoptimum als Referenzwert zur batchweisen Beschickung der Sortieranlage bestimmt werden. Die nachfolgende Abb. 1 zeigt beispielhaft die sich daraus ergebenden zeitlichen Verläufe der Bandbelegung mit und ohne Materialbatch.

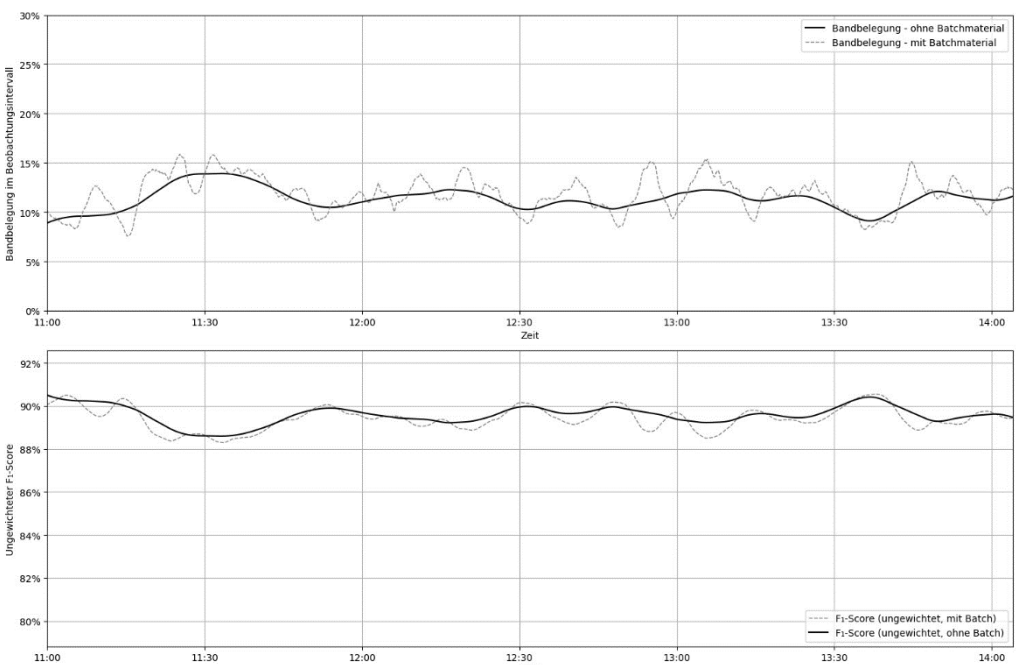


Abb. 1: Beispielhafte Bandbelegung (oben) und beispielhafter ungewichteter F_1-Score (unten) mit Materialbatch vs. optimaler Referenzwert

Mithilfe der in (Kroell et al. 2023) bestimmten funktionellen Beziehungen, kann für beide Fälle aus der Bandbelegung ein F_1-Score berechnet werden. Der F_1-Score ist ein Maß für die Sortierperformance (sensorbasierter) Sortierprozesse (Kroell et al. 2022) und berechnet sich als harmonisches Mittel von Reinheit und Wertstoffausbringen. Der F_1-Score wurde im Folgenden

über die Bandbelegungsdaten gewichtet, um den verstärkt negativen Effekt des erhöhten Durchsatzes auf die Sortierleistung quantitativ zu berücksichtigen. Auf diese Weise wird verhindert, dass eine gute Sortierperformance, d.h. ein guter F_1-Score, zu Zeiten hohen Durchsatzes den gleichen Effekt auf die Bewertung der Gesamtanlagenperformance hat wie die Sortierperformance zu Zeiten niedrigen Durchsatzes. Dies entspricht einer realen Sortierperformance, da bei einer Massenbilanzierung ebenfalls nach Material und nicht nach der Zeit gewichtet wird. Der gewichtete F_1-Score über einen in i äquidistante Bereiche aufgeteilten Zeitraum berechnet sich damit über

$$F_1 = \frac{\sum_i OD_i \cdot F_{1,i}}{\sum_i OD_i},$$

wobei OD_i die Bandbelegung und $F_{1,i}$ den ungewichteten F_1-Score im Bereich i repräsentieren. Zur Klassifizierung der Ergebnisse wurden die sensorbasierten Sortierer in die vier Gruppen Rougher (3D), Scavenger und Foliensortierer (2D) aufgeteilt. Für diese Gruppen wurde die Änderung der gewichteten F_1-Scores durch den Materialbatch berechnet.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Durch die Materialbatches wurde eine Schwankung von näherungsweise 3-fachem Nominaldurchsatz generiert. Aus den Pixeldaten der optischen Sortierer ergeben sich somit die nachfolgenden mittleren Bandbelegungen und F_1-Scores sowie deren Standardabweichungen:

Tab. 1: Mittlere Bandbelegung, mittlerer F_1-Score und Änderung des gewichteten F1-Scores

	Rougher (3D)	Scavenger	Foliensortierer (2D)
Bandbelegung, gemittelt	$9\% \pm 3\%$	$18\% \pm 5\%$	$45\% \pm 5\%$
F_1-Score, gewichtet, gemittelt	$90\% \pm 2\%$	$87\% \pm 3\%$	$77\% \pm 12\%$
F_1-Score, gewichtet, gemittelt (ohne Batch)	$90\% \pm 2\%$	$87\% \pm 3\%$	$77\% \pm 12\%$
Gewichtete Änderung des F_1-Scores (Median)	$0{,}18\%$	$0{,}35\%$	$0{,}21\%$

Für die einzelnen sensorbasierten Sortierer ergeben sich die in Abb. 2 dargestellten gewichteten F_1-Scores und F_1-Score-Änderungen. Die Darstellung gruppiert die Sortiermaschinen nach den oben genannten Gruppen (R = Rougher, SC = Scavenger, FS = Foliensortierer).

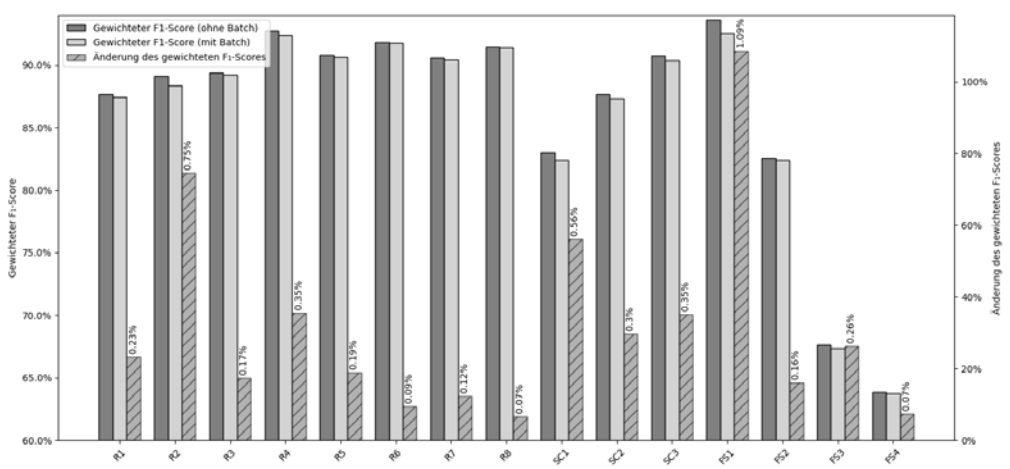


Abb. 2: Vergleich des gewichteten F_1-Scores mit und ohne Schwankungseinfluss

Die Gruppen der Scavenger und der Foliensortierer weisen höhere gruppenspezifische mittlere Bandbelegungen auf als die Rougher, was insbesondere im Falle der Foliensortierer durch Überlagerungseffekte zur Beeinflussung der Gewichtung des F_1-Scores und damit zu einer Verzerrung der Kennzahl führen kann. Es ergeben sich die in Abb. 3 dargestellten gruppenspezifischen gewichteten F_1-Scores sowie die Bandbelegungen der sensorbasierten Sortierer (zeitliche Schwankung). Die Scavenger-Gruppe wird durch die Materialschwankungen am stärksten in der Sortierperformance beeinflusst. Die Sortierer sind innerhalb ihrer Gruppen positionsbezogen in aufsteigender Reihenfolge sortiert, sodass der erste Sortierer stets die kleinste Positionsnummer (bspw. R1) und der letzte Sortierer stets die höchste Positionsnummer (bspw. R8) besitzt. Für die Rougher- und Scavenger-Gruppen ist folgende Tendenz zu beobachten: Mit steigender Anzahl durchlaufener Prozessschritte (Vorbehandlung eingeschlossen) bzw. geringerer Stoffstromgröße, sinkt der tendenziell durch die Materialschwankung hervorgerufene Reduktionseffekt.

Die dargestellten F_1-Scores zeigen das Potenzial, welches in der Optimierung (Stoffstromvergleichmäßigung) von Abfallsortieranlagen liegen kann. Als das arithmetische Mittel von Reinheit und Ausbringen, wird der F_1-Score durch beide Parameter beeinflusst. Der Reduktionseffekt durch die Durchsatzschwankungen kann sich daher gleichermaßen oder einseitig verstärkt auf Reinheit oder Wertstoffausbringen auswirken. Im schlechtesten Fall kann der F_1-Score vollständig durch das Wertstoffausbringen bestimmt werden. Unter Annahme von Materialpreisen für die Produkte der einzelnen Schritte der Sortierkaskade könnte somit eine obere Schranke der durch die Materialschwankung verursachten jährlichen Gewinnreduktionen bestimmt werden.

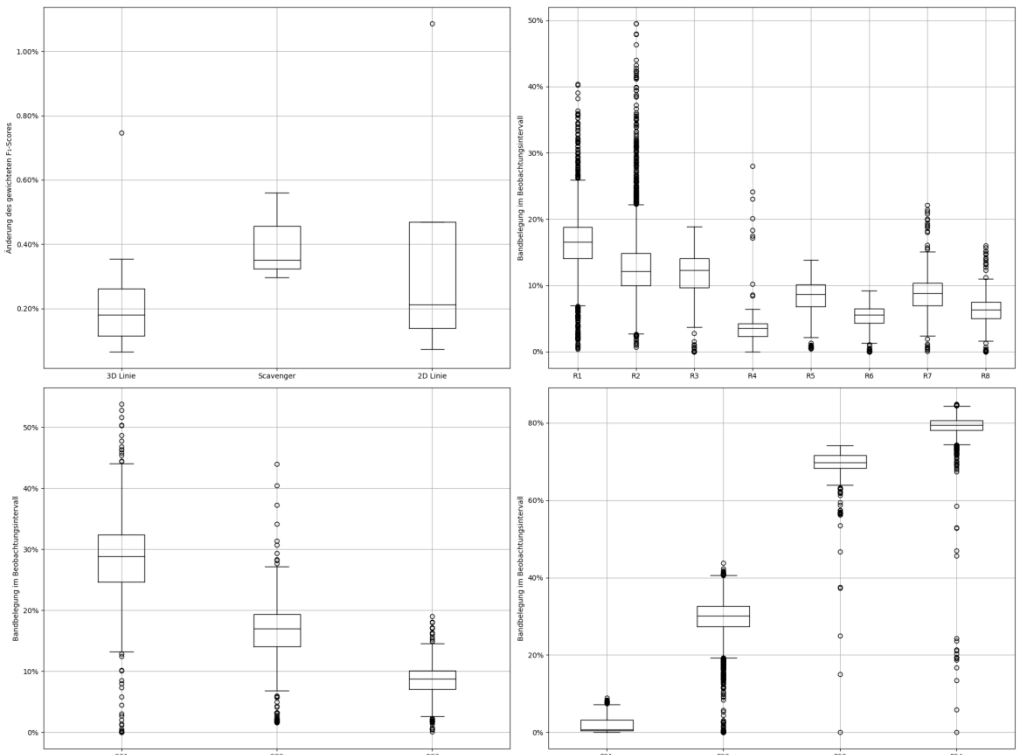


Abb. 3: Gewichteter F_1-Score und Bandbelegung nach Gruppe (R=Rougher, SC = Scavenger, FS=Foliensortierer)

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

In diesem Beitrag wurde der Einfluss von Materialschwankungen auf die Performance sensorbasierter Sortierer quantifiziert. Dazu wurde auf der Grundlage früherer Forschungen die Kennzahl des gewichteten F_1-Scores eingeführt. Grundsätzlich ließ sich beobachten, dass

- die Sortierperformance an den optischen Sortierern in den Rougher- und Scavenger-Stufen mit steigender Anzahl durchlaufener Behandlungsschritte (Vorbehandlung eingeschlossen) tendenziell weniger durch die Stoffstromschwankungen beeinflusst wurde und
- die Performancereduktion bei der Scavenger-Stufe mit einem gruppenübergreifenden Median von 0,35% am höchsten war.

5 EINSCHRÄNKUNGEN UND AUSBLICK

Die in dieser Arbeit vorgestellte Methodik zur Gewichtung des F_1-Scores kann zur einfachen Abschätzung von schwankungsbedingten Gewinnreduzierungen in Abfallsortieranlagen verwendet werden. Für eine komplexere Abschätzung können jedoch die Wechselwirkungen zwischen den Stufen der Sortierkaskade, welche durch die Performanceänderungen zu einer dynamischen Aktualisierung der Massenbilanz führen, berücksichtigt werden.

Im Idealfall kann die vorliegende Versuchsmethodik durch eine zweite Versuchsreihe ergänzt werden, welche die Sortierperformance ohne Materialbatch untersucht.

LITERATURVERZEICHNIS

Dehoust, G., & Christiani, J. (2012). *Analyse und Fortentwicklung der Verwertungsqutoten für Wertstoffe.* Freiburg: Umweltbundesamt. Abgerufen am 24. 06 2024 von https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4342.pdf

Kroell, N., Dietl, T., Maghmoumi, A., Chen, X., Küppers, B., Feil, A., & Greiff, K. (2022). Assessment of sensor-based sorting performance for lightweight packaging waste through sensor-based material flow monitoring: Concept and preliminary results. *SBSC* (S. 35-42). Aachen: Shaker Verlag.

Kroell, N., Maghmoumi, A., Dietl, T., Chen, X., Küppers, B., Scherling, T., . . . Greiff, K. (2023). Towards digital twins of waste sorting plants: Developing data-driven process models of industrial-scale sensor-based sorting units by combining machine learning with near-infrared-based process monitoring. *Resources, Conservation and Recycling, MusterBAND*, 107257.

Küppers, B., Ludes, A., Nordmann, C., Hernandez Parrodi, J. C., & Pfund, E. (2022a). Sortieranlage der Zukunft - Perspektive eines Anlagenbauers.

Küppers, B., Schlögl, S., Kroell, N., & Radkohl, V. (2022b). Relevance and challenges of plant control in the pre-processing stage for enhanced sorting performance. *SBSC. 1. Auflage*, S. 17-33. Aachen: Shaker Verlag.

Plastics Europe. (2023). *Plastics - the fast Facts 2023.* Plastics Europe.

(1994). *RL 94/62/EG.* Abgerufen am 30. 03 2024 von https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=celex%3A31994L0062

UNEP. (2023). *Turning off the Tap. How the world can end plastic pollution and create a circular economy.* UNEP. Nairobi: United Nations Environment Programme. Retrieved 06 24, 2024, from https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/42277/Plastic_pollution.pdf?sequence=3

UNEP IRP. (2024). *Global Resources Outlook 2024 - Bend the trend: Pathways to a Liveable Planet as Resource Use Spikes.* Nairobi: United Nations Environment Programme International Resource Panel. doi:wedocs.unep.org/20.500.11822/44901.

KONTAKT

Marvin Emmerich, M. Sc.
marvin.emmerich@w-stadler.de
+49 (0) 170 1276360
Digital Solutions
STADLER Anlagenbau GmbH
www.w-stadler.de

Waste4Future – Mit digitalen Techniken zur „optimalen“ Sortierung

Malte Vogelgesang[1], Chanchan Li[1], Wladislaw Benner[1], Alice do Carmo Precci Lopes[1], Katharina Hendrich[1], Gert Homm[1] & Emanuel Ionescu[1]
[1)] Fraunhofer IWKS, Digitalisierung der Ressourcen, Alzenau, Deutschland

KURZFASSUNG: Recycling bietet eine Möglichkeit, CO_2-Emissionen zu vermeiden und wertvolle Ressourcen für die Industrie bereitzustellen. Aufgrund ihrer Heterogenität konnte für viele kunststoffhaltige Post-Consumer-Abfälle jedoch noch kein ausreichendes Recycling etabliert werden. Zahlreiche physikalische und chemische Verfahren bergen individuelle Vor- und Nachteile, die je nach Material und dessen Beschaffenheit zu bevorzugen sind. Hier setzt die Sortierung an, um die Bestandteile von kunststoffhaltigen Abfällen in die jeweils beste Verwertung zu lenken. Im Rahmen des Fraunhofer-Leitprojekts Waste4Future werden daher neuartige Sensoren entwickelt, um auch die häufigen schwarzen Kunststoffe sortieren zu können. Mit Hilfe digitaler Zwillinge werden Daten aus Pilotanlagen und detaillierten Modellen von Verwertungsprozessen wie Sortierung, mechanischem Recycling, lösemittelbasierten Verfahren, Pyrolyse, Gasifizierung und thermischer Verwertung in ein ganzheitliches Bewertungsmodell gespeist. Anhand ökonomischer, ökologischer und entropischer Kennzahlen aller verfügbaren Prozesskombinationen wird durch die digitalen Zwillinge anschließend das Prozessnetzwerk für ein „optimales“ Recycling gesteuert und die Sortierung veranlasst. Im Rahmen des Projektes soll dieser Ansatz in einem Demonstrator gezeigt und erprobt werden.

1 EINLEITUNG

Mit steigender Tendenz werden weltweit jährlich mehr als 400 Mio. t Kunststoffe produziert (Roland Geyer 2017), wovon der mit Abstand größte Teil aus fossilen Quellen stammt. Zwischen 2018 und 2022 konnte in der EU der Anteil von Post-Consumer-Rezyklaten an neuen Produkten von 7,2 % auf 12,6 % gesteigert werden (Plastics Europe 2024). Doch trotz dieses Zuwachses verbleibt eine große Lücke nicht-zirkulärer Wertschöpfung. Zahlen aus Deutschland weisen für 2021 einen Wert von 11,7 % aus, der in der Kunststoffproduktion aus Post-Consumer- und Post-Industrial-Abfällen stammt, bzw. 9,1 %, wenn nur Post-Consumer-Abfälle betrachtet werden (Conversio Market & Strategy GmbH 2022). Dies bedeutet, dass der größte Anteil an Post-Consumer-Abfällen weiterhin energetisch verwertet statt recycelt wird. Die Entnahme fossilen Kohlenstoffs aus der Erde und anschließende Emission in die Atmosphäre ist der wesentliche Treiber der bereits heute spürbaren weltweiten Klimaveränderungen. Doch auch zukünftig benötigt die chemische Industrie Kohlenwasserstoffe für die Produktion von Kunststoffen. Die Transformation von der bisher überwiegend linearen Wirtschaftsweise hin zu einer Kreislaufwirtschaft bietet eine Lösung. Recycling soll den Bedarf nach weiterer Rohstoffentnahme verringern und die Emission klimawirksamer Gase reduzieren, indem bereits im System befindlicher Kohlenstoff in technischen Kreisläufen gehalten wird. Allerdings stellt das Recycling von Kunststoffen unter anderem wegen ihrer großen Vielfalt eine Herausforderung dar. Ungenutzte Potentiale von Kunststoffabfällen als Werk- und Rohstoffquellen können nur durch eine geschickte Kombination verschiedener Recyclingtechnologien „optimal“ erschlossen werden. Da durch die große Heterogenität der Abfälle kein einzelnes Verfahren eine hohe Qualität der Produkte und geringen Ressourcenverbrauch auf sich vereint, ist es wichtig, die verschiedenen Technologien gemäß der Zusammensetzung einer Abfallcharge individuell auszuwählen. Hinzu kommt das Spannungsfeld zwischen verschiedenen, zukünftig immer wichtiger werdenden, Bewertungsdimensionen. Neben der Wirtschaftlichkeit eines Prozesses sind Umweltwirkungen, etwa im Sinne des Treibhauspotenzials bereits heute Grundlage politischer Entscheidungen.
Das Projekt Waste4Future zielt darauf ab, einen neuartigen Ansatz zu demonstrieren, in dem nicht die Verbesserung von Einzelprozessen im Fokus steht, sondern die geschickte Verknüpfung vieler Akteure in einem ganzheitlichen, systemweit optimierten Prozessnetzwerk. Zentral

hierfür ist der bidirektionale Datenaustausch zwischen den physischen Prozessen und einem umfassenden Bewertungsmodell. Durch die intelligente Steuerung der Sortierung soll damit für jeden Bestandteil eines Abfallstroms der optimale Recyclingpfad gefunden werden.
Dieser Konferenzbeitrag gibt einen Überblick über das Projekt und seine laufenden Arbeiten.

2 DAS PROJEKT WASTE4FUTURE

Waste4Future (Fraunhofer-Gesellschaft 2024) ist ein von der Fraunhofer-Gesellschaft gefördertes Leitprojekt zur nachhaltigen Schließung von Kohlenstoffkreisläufen im Kunststoffbereich. Während aktuell überwiegend fossile Rohstoffe in Kunststoffen eingesetzt werden und der größte Anteil nach ihrem Produktlebensende verbrannt wird, müssen für eine klimaneutrale Wirtschaftsweise in Zukunft neue Rohstoffquellen und alternative Verwertungswege erschlossen und ausgebaut werden. Die acht beteiligten Institute und Forschungseinrichtungen haben es sich zur Aufgabe gemacht, durch die Entwicklung neuer Technologien sowie den geschickten Einsatz und die Weiterentwicklung bestehender Verfahren, für diese Herausforderungen eine Lösung zu entwickeln.

2.1 Lösungsansatz

In Waste4Future sollen neue und bereits existierende Technologien geschickt so miteinander kombiniert werden, dass für jeden Bestandteil eines Abfallstroms der bestmögliche Recyclingweg erschlossen wird (Abbildung 1).

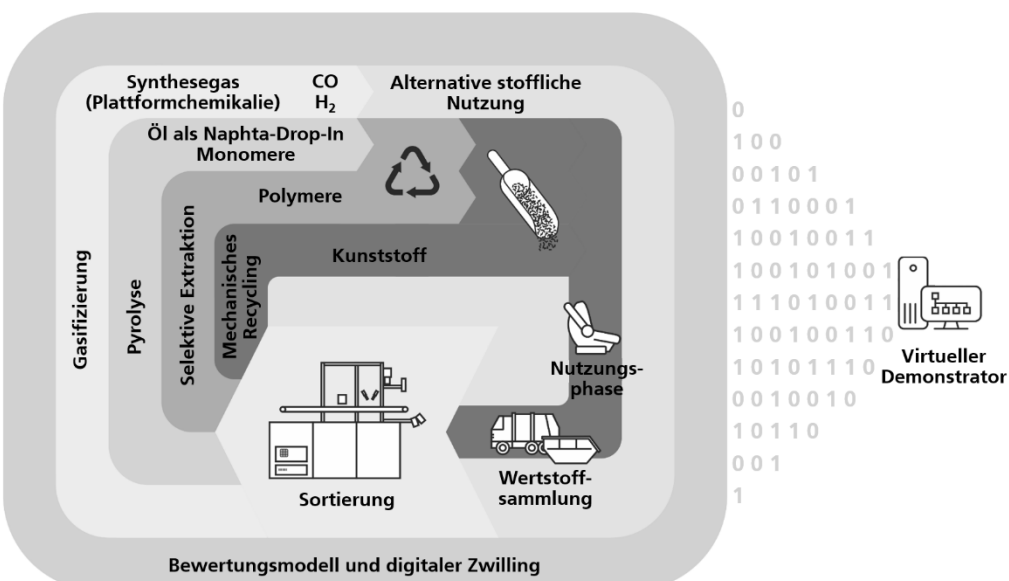


Abb. 1: Schematischer Überblick über das Fraunhofer Leitprojekt Waste4Future. Recyclingkreislauf für Kunststoffe, unterstützt mit digitalen Techniken. (basierend auf Abbildung des Fraunhofer IKTS)

Unter der Leitung des Fraunhofer IWKS werden im Projekt die Expertisen verschiedenster Fachrichtungen vereint: Zunächst wird der kunststoffhaltige Abfall von einem neuartigen Sensorsystem erfasst. Die Sensoren sollen in einem Sortierdemonstrator [Fraunhofer IOSB] zum Einsatz kommen und erproben die Anwendung von Terahertz-Spektroskopie [Fraunhofer FHR], luftgekoppeltem Ultraschall [Fraunhofer IZFP] und Thermographie [IZFP] für die Erkennung schwarzer Kunststoffe. Sensordatenfusion mithilfe künstlicher Intelligenz [IZFP] erlaubt eine partikelgenaue

Auswertung und digitale Zwillinge [IOSB] übergeben die Daten an ein Bewertungsmodell [IWKS]. Anhand dessen Ergebnissen wird eine Entscheidung über die Recycling- und damit Sortierstrategie gefällt. Hierbei spielen die vorhandenen Optionen nachfolgender Recyclingprozesse eine entscheidende Rolle. Von den digitalen Zwillingen wird das Bewertungsmodell mit Daten zu werkstofflichen und rohstofflichen Recyclingverfahren gespeist, die auf Pilotversuchen und verfahrenstechnischen Computersimulationen im Industriemaßstab beruhen. Neben dem mechanischen Recycling [Fraunhofer LBF] wird als weiteres werkstoffliches Verfahren die lösemittelbasierte selektive Extraktion [Fraunhofer IVV] betrachtet. Das rohstoffliche Recycling [Fraunhofer IKTS] umfasst die chemischen Verfahren der Pyrolyse und Gasifizierung. Das multikriterielle Bewertungsmodell [IWKS] beurteilt die Qualität möglicher Produkte und ermittelt für alle Verfahrenskombinationen die ökologischen, ökonomischen und im Projekt neu entwickelten entropiebasierten [IKTS] Kennwerte. Auf Basis dieser Kennwerte wird eine Recyclingstrategie ausgewählt und über die digitalen Zwillinge die Prozesssteuerung veranlasst. Der Abfallstrom wird sortiert und bestmöglich verwertet, was anhand realer Abfallstoffe demonstriert werden soll. Durch die Entwicklung von Szenarien werden zukünftige Bedingungen gezielt mit den heute vorherrschenden verglichen. Dabei sind neben Veränderungen des Energiemarktes und von CO_2-Preisen insbesondere der Vergleich zu aktuellen industriellen Sortierprozessen [IWKS] und dem Status Quo der Verbrennung der betrachteten Fraktionen [IKTS] hervorzuheben. Aus den übrigen eventuell entstehenden CO_2-Emissionen sollen anschließend Marker und funktionale Additive hergestellt werden [Fraunhofer IMWS].

2.2 Sortierung, neuartige Sensortechnologien und künstliche Intelligenz

Voraussetzung für das erfolgreiche Recycling ist die Herstellung definierter Inputqualitäten für die jeweiligen Prozesse. Je nach Prozess können diese Qualitäten weiter gefasst sein, etwa bei der Gasifizierung, oder eng gefasst, wie beim mechanischen Recycling. Zentrale Eigenschaft der Stoffströme ist ihre Materialzusammensetzung. Daher werden Sortierverfahren eingesetzt, um aus dem heterogenen Abfallgemisch Fraktionen definierter Zusammensetzungen zu erzeugen. Neben direkten Sortierverfahren, die auf physikalischen Effekten beruhenden, haben aufgrund ihrer Flexibilität in jüngerer Zeit indirekte, sensor-basierte Verfahren eine immer größere Verbreitung gefunden. Das etablierte Verfahren zur Unterscheidung von Kunststofftypen ist die Nahinfrarot-Spektroskopie (NIR). Bei rußgefärbten schwarzen Kunststoffen stößt die Technologie jedoch an ihre Grenzen, wodurch große Kunststoffmengen aus dem Automobil- und Elektro(nik)-Bereich derzeit praktisch nicht recycelt werden können. Um diesem Problem zu begegnen, werden in Waste4Future verschiedene neuartige Sensortechnologien entwickelt. Von Thermographie-Sensorik über luftgekoppelte Ultraschallarrays bis hin zu Terahertz-Spektroskopie werden Sensoren entwickelt, gebaut und erprobt. Aufgrund ihrer genauen und zuverlässigen Ergebnisse wurde die Terahertz-Sensorik schließlich ausgewählt, um in einem Sortierdemonstrator eingesetzt zu werden. In diesem Demonstrator wird der neuartige Sensor mit konventionellen NIR-Sensoren und Farbkameras kombiniert. Künstliche Intelligenz wertet die Ergebnisse der verschiedenen Sensoren aus, um eine Aussage über die Art und Qualität jedes einzelnen Kunststoffpartikels zu treffen. Mit Hilfe des Bewertungsmodells, das die vollständigen Prozessketten modelliert, wird eine ökologisch, ökonomisch und entropisch optimierte Sortierentscheidung getroffen.

2.3 Recyclingverfahren und energetische Verwertung

Im Kunststoffrecycling wird zwischen werkstofflichen und rohstofflichen Recyclingverfahren unterschieden. Beim werkstofflichen Recycling werden in der Regel physikalische Verfahren eingesetzt und der Kunststoff bleibt als Werkstoff erhalten. Bei den rohstofflichen Verfahren werden die Kunststoffe über vorwiegend chemische Verfahren in ihre Bestandteile, etwa Monomere, Molekülgruppen oder Elemente, zerlegt, um daraus wieder neue Kunststoffe herzustellen. Im Projekt Waste4Future werden Verfahren beider Kategorien bewertet und mit dem Status Quo einer

energetischen Verwertung verglichen, um für die Bestandteile des Abfalls die bestmöglichen Verwertungswege zu identifizieren. Je tiefer eine Zerlegung der Materialien stattfindet, desto flexibler ist eine spätere Verwendung, doch desto größer ist in der Regel auch der Energieeinsatz.
Der verbreitetste Vertreter des werkstofflichen Recyclings ist das sogenannte mechanische Recycling. Hierbei werden Kunststoffe eingeschmolzen und ggf. neu additiviert oder mit Neuware vermischt. Die Qualität der dabei erhaltenen Rezyklate hängt maßgeblich von der Zusammensetzung, aber auch vom Alterungszustand des Ausgangsmaterials ab. Es stellt daher die höchsten Anforderungen an die zugeführten Materialien, benötigt jedoch den geringsten Einsatz an Energie, Infrastruktur und Betriebsstoffen der getesteten Recyclingverfahren. Als zweiter Vertreter des werkstofflichen Recyclings wurde die selektive Extraktion mittels CreaSolv® untersucht. Hierbei werden die Polymerketten einer Kunststofftype selektiv in einem Lösemittel gelöst, aus dem sie anschließend wieder ausgefällt werden. Die Polymerketten bleiben dabei erhalten und der Werkstoff wird in nahezu Neuware-Qualität zurückgewonnen. Durch die sehr selektiv wirkenden Lösemittel können hochwertige Rezyklate auch aus Gemischen verschiedener Kunststoffe zurückgewonnen werden, jedoch mit zusätzlichem Energie- und Materialeinsatz gegenüber dem mechanischen Recycling.
Zu den untersuchten Varianten des rohstofflichen bzw. chemischen Recyclings zählen die Solvolyse, Pyrolyse und Gasifizierung. Bei der Solvolyse werden im Gegensatz zur selektiven Extraktion chemische Bindungen mittels Lösemittel aufgebrochen, womit Reaktionsprodukte für eine Synthese neuer Kunststoffe gewonnen werden können. Um saubere Produkte zu gewinnen, ist hierbei eine hohe Reinheit der Ausgangsstoffe wichtig. Bei der Pyrolyse werden unter Einsatz von Wärme bei Sauerstoffausschluss die Polymerketten sowie andere etwaig enthaltene höhermolekulare Verbindungen in kleinere chemische Verbindungen aufgespalten. In Abhängigkeit des Prozesses und der Ausgangsstoffe werden dabei unterschiedliche feste, flüssige und gasförmige Produkte erzeugt. Beispielsweise hängt von der Qualität der flüssigen Fraktion ab, ob diese etwa als Naphta-Ersatz verwendet werden kann. Dem gegenüber steht ein Bedarf an Wärme, die entweder von außen zugeführt oder durch die Verbrennung eines Teils der Produkte bereitgestellt wird. Bei der Gasifizierung wiederum werden kohlenstoffbasierte Materialien in ein Gas umgewandelt. Da das Synthesegas aus den elementaren Bestandteilen Kohlenstoff, in Form von Kohlenstoffmonoxid, und Wasserstoff besteht, ist dieses Verfahren weniger abhängig von der genauen Zusammensetzung des Ausgangsmaterials. Für die Bereitstellung eines Vergasungsmittels und der erforderlichen hohen Temperaturen, benötigt das Verfahren jedoch einen hohen Ressourceneinsatz.
Der Status Quo der Verwertung der betrachteten kunststoffhaltigen Abfallströme besteht in der thermischen Verwertung. Hierbei werden zwei Kraftwerkstypen unterschieden. Je nach Qualität des Ausgangsmaterials kann dieses für die Verbrennung in einem sogenannten Ersatzbrennstoff (EBS)-Kraftwerk geeignet sein, oder die Beseitigung erfolgt in einer Müllverbrennungsanlage. Die Wirkungsgrade der elektrischen und/oder thermischen Energiegewinnung fallen dabei in den EBS-Kraftwerken höher aus.
Im Projekt Waste4Future werden die selektive Extraktion, Solvolyse, Pyrolyse und Gasifizierung experimentell im Pilotmaßstab untersucht. Aus den Ergebnissen sollen dann Modelle für Anlagenkonzepte im Industriemaßstab abgeleitet werden, die wirtschaftlich tragfähig sind.

2.4 Digitale Zwillinge, Bewertungsmodell und Schnittstellen zur physischen Welt

Die digitalen Zwillinge stellen das Bindeglied von Stoffstrom und Prozessen zum Bewertungsmodell dar. Während sie zunächst die Daten experimentell gestützter Simulationen bereitstellen, sollen sie künftig eine direkte bidirektionale Kommunikation mit industriellen Prozessen ermöglichen. Dabei fließen kontinuierlich Daten über aktuelle Chargen und Prozessdurchläufe in das Bewertungsmodell ein, um darauf basierend die bestmögliche Verwertungsoption zu identifizieren und den Maschinenpark dafür zu konfigurieren (Abbildung 2).

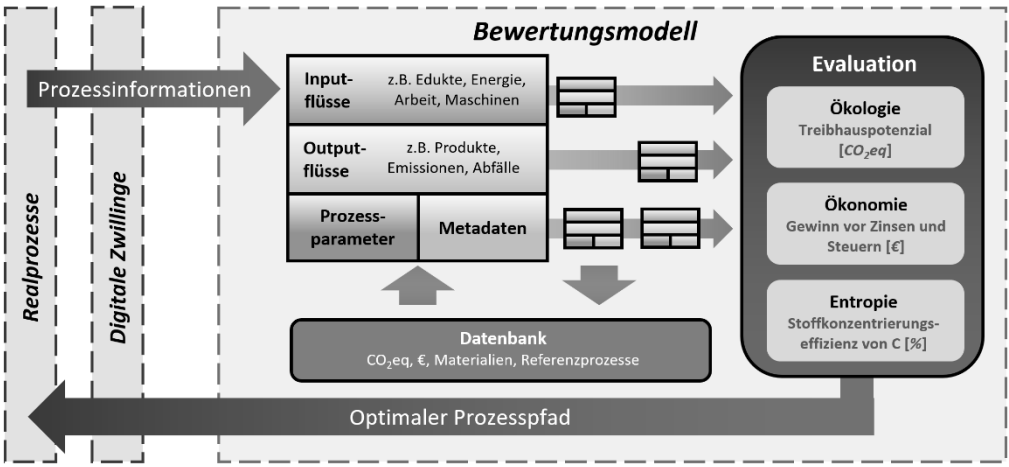


Abb. 2: Informationsfluss zwischen Bewertungsmodell und physischer Welt über digitale Zwillinge

Im Sinne einer Input-Output-Modellierung umfassen die aufgenommenen Daten alle Flüsse von Materialien, Energie und finanziellen Aufwänden, die die Systemgrenze des Prozesses überschreiten. Aus diesen Daten werden anschließend die verschiedenen Bewertungsgrößen abgeleitet. Der Vorteil in der verwendeten multikriteriellen Bewertungsmethodik liegt darin, dass aus einer gemeinsamen Datenbasis verschiedenste Prozess- und Materialkennwerte ermittelt werden können. Gegenüber konventionellen separaten Bewertungssystemen macht dies den Ansatz effizienter, flexibler und trägt zur Integration in technische Prozesse bei. Je nach Bewertungsdimension fließen die erfassten Flüsse in unterschiedlichem Umfang in die Berechnungen ein. Für die entropische Bewertung sind lediglich materielle Flüsse wie Roh- und Hilfsstoffe, Produkte, Abfälle und Emissionen von Relevanz, während ökonomische und ökologische Bewertung auch verbrauchte oder bereitgestellte Energieformen, wie Strom, Wärme und Dampf berücksichtigen. Hinzu kommen bei der ökonomischen Bewertung noch Personalaufwände sowie Kosten für die Infrastruktur, etwa für Gebäude und Anlagen.
Die Berechnung des ökonomischen Indikators erfolgt nach dem EBIT (dt: Gewinn vor Zinsen und Steuern), indem alle genannten Flüsse mit einem monetären Wert versehen werden. Die ökologische Betrachtung wird nach der Methode der Ökobilanzierung für die Wirkungskategorie des Treibhauspotentials in kg CO_2-Äquivalenten durchgeführt. Als weitere Kennzahl wurde im Rahmen des Projekts eine neuartige entropiebasierte Größe für die Bewertung des Kunststoffrecyclings verwendet (Compart & Gräbner, 2024). Die sogenannte statistische Shannon-Entropie stellt die Konzentration bzw. Verdünnung von Stoffen dar. Für die Sortierung und das werkstoffliche Recycling wird die Stoffkonzentrierungseffizienz eines Zielkunststoffs berechnet, also die Fähigkeit eines Prozesses den Werkstoff (bspw. Polypropylen) in einer Fraktion anzureichern. Geht die Identität des Werkstoffs verloren, etwa durch Aufspalten der Polymerketten in kleinere Bestandteile im chemischen Recycling, ist dieser Ansatz nicht länger anwendbar. Daher wurde der Ansatz auf Kohlenstoff übertragen, um dessen Konzentrierung bzw. Verdünnung innerhalb einzelner Prozesse und über eine gesamte Prozesskette zu bewerten.
Anhand eines Entscheidungsmodells wird durch Priorisierung und Gewichtung der drei Bewertungsdimensionen anschließend der für den jeweiligen Abfallbatch „optimale“ Bewertungspfad ausgewählt. Über die digitalen Zwillinge erfolgt abschließend die Konfiguration der Logistik- und Recyclingprozesse, welche wiederum neue Realdaten in die Bewertung speisen. Die gesamte Interaktion zwischen Realprozess, digitalen Zwillingen und Bewertungsmodell – zur Materialcharakterisierung, Prozessdatenerfassung, Bewertung und Prozesskonfiguration – wird im Rahmen des Projekts anhand eines Demonstrators umgesetzt. Die physische Seite wird dabei durch einen

Sortierdemonstrator abgebildet, da die Sortierung den zentralen Prozessschritt darstellt, in dem die Materialien in ihre Recyclingpfade gelenkt werden.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Ziel des Projekts Waste4Future ist es, einen umfassenden Ansatz für die Zukunft des Kunststoffrecyclings zu demonstrieren. Durch die engere Vernetzung verschiedener Akteure im Recycling soll eine Alternative zur energetischen Verwertung geschaffen werden. Aufgrund konkurrierender Zielsetzungen und komplexer Wechselwirkungen wird der Einsatz digitaler Techniken immer essentieller zur flexiblen und effizienten Steuerung von Prozessen – physische und digitale Welt rücken näher zusammen.
Zentraler Schritt für ein erfolgreiches Recycling ist die Sortierung. Ausgerüstet mit entsprechenden Sensoren und unter Berücksichtigung der nachfolgenden Prozessketten kann sie Kunststoffabfälle in die bestmöglichen Bahnen lenken. Durch die ganzheitliche Bewertung aller verfügbaren Recyclingoptionen soll für jeden Bestandteil eines Abfallstroms die bestmögliche Verwertung identifiziert werden und Automatisierung erlaubt die dynamische Anpassung auf heterogene, sich stetig verändernde Abfallzusammensetzungen. Digitale Zwillinge stellen das Bindeglied zwischen den digitalen und physischen Prozessen dar, indem sie Prozessdaten liefern und im Gegenzug die Konfiguration der Maschinen veranlassen.
Im Rahmen des Projekts soll demonstriert werden, wie durch die Kombination verschiedener neuartiger und bereits etablierter Technologien fossile Kohlenstoffkreisläufe im Kunststoffbereich geschlossen werden können, um den Ausstoß an Treibhausgasen zu reduzieren und gleichzeitig wertvolle Werk- und Rohstoffe für die Industrie bereitzustellen. Wenn der Ansatz seine Fähigkeiten unter Beweis gestellt hat, soll eine Übertragung auf andere Stoffströme erfolgen.

LITERATURVERZEICHNIS

Compart, F., & Gräbner, M. (2024). Using Yield and Entropy-Based Characteristics for Circular Economy. *Circular Economy and Sustainability*.

Conversio Market & Strategy GmbH. (2022). *Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland 2021: Zahlen und Fakten zum Lebensweg von Kunststoffen.* Deutschland.

Fraunhofer-Gesellschaft. (2024). *Waste4Future*. Von https://www.waste4future.fraunhofer.de/ abgerufen

Plastics Europe. (2024). *The Circular Economy for Plastics - A European Analysis.* Belgien.

Roland Geyer, J. R. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*.

KONTAKT

M.Sc. Malte Vogelgesang
Malte.Vogelgesang@IWKS.Fraunhofer.de
Digitalisierung der Ressourcen
Fraunhofer IWKS
https://www.iwks.fraunhofer.de

The heat is on! - From the material characterisation of spent refractory bricks to sensor training (practical examples from Project ReSoURCE)

Florian Feucht[1], Simone Neuhold[2], Alexander Leitner[2], Cord Fricke-Begemann[3] & Julio Hernandez[4]

[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

[2)] RHI Magnesita GmbH, Leoben, Austria

[3)] Fraunhofer Institute for Laser Technology ILT, Aachen, Germany

[4)] Norsk Elektro Optikk AS, Oslo, Norway

ABSTRACT: Refractory products are essential for high-temperature industrial processes, from steel and cement production to waste incineration and many more. Harsh environmental conditions in these applications result in the frequent renewal of refractory lining. As a consequence of this maintenance, spent refractories are generated which possess high circular raw material value. Current recycling efforts include manual sorting based on visual criteria, with size limitations due to economic factors. To this date no holistic automated recycling process has been developed capable of sorting the sheer variety of different refractory materials, independent of their grain size. The EU-funded project ReSoURCE aims to develop such an automated sorting solution based on a sensor setup consisting of HSI (hyperspectral imaging) and LIBS (laser induced breakdown spectroscopy) combined with artificial intelligence. For this purpose, a database is created using sensor measurements and analysis results from typical primary raw and breakout materials of varying types and sizes. The presented study evaluates the suitability of each sensor for refractory sorting purposes. First tests showing promising results for the differentiation of testing materials. Future work will involve the expansion of the database and the further definition of chemically and mineralogically differentiable sorting classes.

1 INTRODUCTION

Refractory products are indispensable for our modern world and everyday life. Refractories are used to line and protect high-temperature industrial equipment, ensuring the integrity and efficiency of processes such as metal production, glass manufacturing, and energy generation. Those processes are often accompanied by corrosive liquids or gases, and mechanical and thermal stresses, which reduce the lifetime of refractory products. The annual worldwide production of refractories is estimated to 35 to 40 Mt (Horckmans et al. 2019) while the refractory consumption of the EU can be estimated to be approximately 3.6 Mt in 2014 (PRE 2015). Depending on the industry, only 30 - 60 % of the original refractory product remains at the end of life (Nakamura et al. 1999; Eschner 2003; Gueguen et al. 2014; Madias 2018; Muñoz et al. 2020). This end-of-life status is typically reached after just one month in the case of steel casting ladles (Lule et al. 2005) or after one year for some parts of a cement rotary kiln. Broken out spent refractories are either recycled in refractory applications, downcycled in non-refractory applications, or landfilled. According to an evaluation of the entire refractory consumer industry by Eschner (2003), which describes the fate of spent refractories after breakout, 32 % (or 0.6 Mt) are being recycled while 67 % (or 1.3 Mt) are being either downcycled or landfilled. Existing recycling processes are heavily dependent on manual sorting based on visual evaluation criteria. With the existing methods, the sorting is limited to fractions larger than 80 mm to ensure economic viability. This means the smaller fractions remain unevaluated and unsorted. To date, no comprehensive recycling process has been developed for refractory materials capable of sorting any variety of refractory products and grain sizes that might be produced during breakout. In general, recycling of spent refractories is expected to increase in the future due to rising raw material prices and landfill costs, regulatory measures and strategic benefits such as reduced dependence on foreign raw material imports,

or increased focus on sustainability goals (Gueguen et al., 2014; Horckmans et al., 2019; Kwong and Bennett, 2002; Nystrom et al., 2001; Spyridakos et al., 2022).
The EU-funded project ReSoURCE (**Re**fractory **So**rting **U**sing **R**evolutionizing **C**lassification **E**quipment), will provide an automated sorting solution for spent refractories with the main objective of effectively sort all breakout material, including fines. This requires a comprehensive understanding of the properties of spent refractory materials in terms of their chemical composition. The contribution presents first suitability trails of the LIBS and HIS equipment for sorting spent refractory materials. A preliminary sorting criterion was defined based on the initial material characterisation of breakout material from cement rotary kilns (CRK), which, in addition to the steel industry, is one of the main focus industries in the project.

2 MATERIAL AND METHODS

2.1 Sampling

Representative sampling was carried out on four different source materials (two from steel casting ladles and two from cement rotary kilns). The sampling was according to ÖNORM S2127 and was adapted based on sample properties, local conditions and accessibility. The initial lining concept, i.e., the number and quantity ratios of different products, was known in advance for all sampled materials. For fractions > 80 mm, manual sampling was carried out using grids on previously separated ten piles of roughly four tons each. In the case of the here presented CRK dataset, the separated piles were again divided into four equal areas, from each of which 25 - 30 kg of sample material was taken. This resulted in 40 individually analysed samples. In addition, all samples were crushed and mixed to create a qualified sample. A spent brick of each visually distinguishable product type was analysed. The fractions < 80 mm were sampled at defined time intervals during sieving. Considering all different source materials, a total of 17 t was manually sampled and 400 spent refractory bricks covering the five current sorting classes differentiable by their visual properties were documented via manual lab sorting. In addition to the representative sampling for characterization purposes, approximately 15 t of retained samples are currently stored for later sensor setup testing.

2.2 Initial chemical investigation

The chemical main components MgO, Al_2O_3, SiO_2, CaO and Fe_2O_3 were determined by analyzing fused (quantitative) disks using a wavelength-dispersive X-ray fluorescence (XRF) spectrometer Bruker S8 Tiger Series 2. The analysis was performed in compliance with the ISO 12677. For the minor elements Na_2O and K_2O sample material was digested by wet chemistry and measured with an Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES) Agilent 5110. The Cl-content was determined by titration and the SO_3 and C content were analysed thermogravimetrically using a CS-744 LECO.

2.3 Sorting unit - sensor combination

The sensor setup for the sorting unit consists of three measuring units whose output is collected and processed via an AI-based control system (Figure 1). Initially, a **3D camera** pinpoints the exact location of each sample on the conveyor belt while also mapping the complete topology of the particle. Secondly, **HSI** (hyperspectral imaging) cameras from HySpex capture the spectral signature of each pixel in the wavelength range from 400 to 1000 nm (VNIR, resolution 3.3 nm) and 960 to 2500 nm (SWIR, resolution 5.5 nm) with a spatial resolution of 1800 or 384 pixels, respectively. Finally, **LIBS** (laser induced breakdown spectroscopy) measurements will be executed at optimal positions, as determined by the data from the 3D camera and HSI sensors (as depicted in Fig. 1). LIBS analyses the elemental chemistry of each particle by vaporising small

amounts of the material. The resulting plasma emits radiation that is characteristic of the chemical elements it contains and is analysed using a spectrometer.

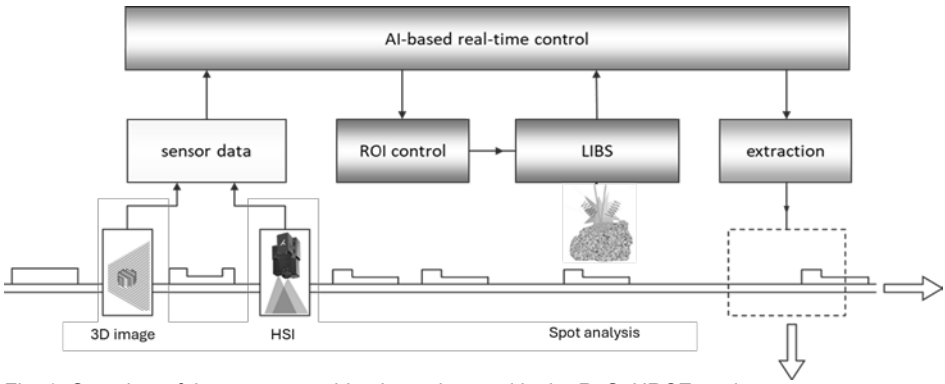


Fig. 1: Overview of the sensor combination to be used in the ReSoURCE equipment

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Initial chemical characterisation

The chemical composition of 13 spent refractory samples and one qualified sample was determined as this feature is the initial sorting criteria needed for automated sorting. The XRF results of the increments indicate that MgO is the main constituent ranging from 58 to 91 % with a median of 85 %. The MgO content of the qualified sample (86 %) is in good agreement, indicating its representativity. Further main constituents are Al_2O_3, SiO_2, CaO and Fe_2O_3 (Fig. 2).

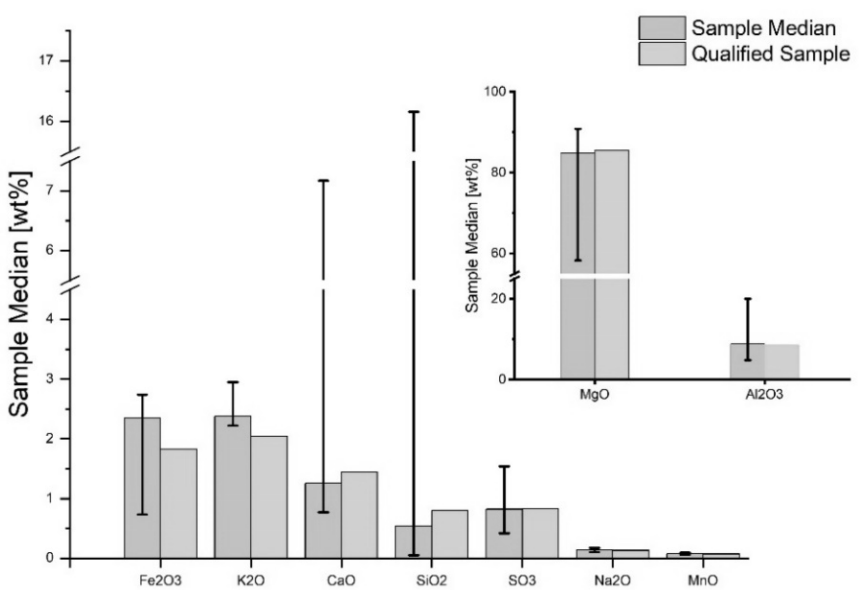


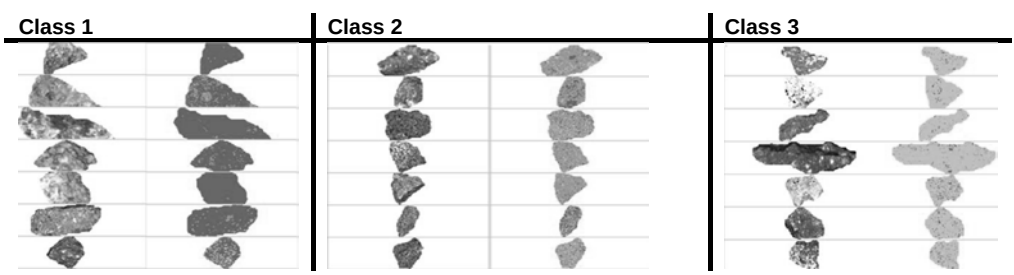
Fig. 2: Comparison of the increment samples median and the qualified sample. Error indicators show element ranges by displaying minimum and maximum values

The error indicators shown in the graph mark the measured element range by displaying minimum and maximum values. These ranges occur due the previously mentioned chemical differences of the various product types as well as the presence of impurities like clinker. Interpreting these indicators show that the concentration of Fe_2O_3 and Al_2O_3 is considerably more stable compared to other main constituents concluding that these two elements might have narrow ranges within the various products types. The variation in SiO_2 and CaO concentration can be attributed to the presence of clinker, which was detected during visual examination. The alkaline elements K_2O, Na_2O, Cl^-, and SO_3^- are undesired impurities hindering further recycling by negatively influencing refractory properties. To remove these elements' further treatment (e.g., washing) is necessary. The chemical investigations on the individual brick samples, show similar results and underline the possibility that Fe_2O_3, Al_2O_3 and their ratio might be a potential sorting criterion for breakout material from CRK. Furthermore, the impurity distribution within spent refractories was analysed by measuring different zones of individual bricks: the hot zone in direct contact with harsh conditions, the cold zone not in direct contact, and the middle part. While the main chemical characteristics were evenly distributed across zones for all brick types, impurity content varied. This inconstancy leaves the question of how impurity infiltration in refractory products distributes unanswered and requires further research.

3.2 *Sensor training*

3.2.1 Hyperspectral Imaging

The reflectance spectra measured by the two camera systems depend on material-specific properties, such as bonding forms and mineral phases. In addition, optical properties (e.g., brightness) of the material can be utilised for characterising them. Adhesions or infiltrations can be detected by scanning the entire surface and recognising differences in the chemical or mineralogical composition.



Actuell Class	Total	Class 1	Class 2	Class 3	No Class
Class 1	30 (22.1%)	30 (100%)			
Class 2	36 (26.5%)	3 (8.33%)	33 (91.7%)		
Class 3	70 (51.1%)			70 (100%)	

Fig. 3: pixel-based classification of breakout material using HSI

In addition to classification, the information from the HSI camera can also be used as an intelligent ROI (regions of interest) selection tool to direct the laser pulse of the LIBS unit to relevant zones. As the information from the HSI camera is not based solely on the chemical composition, but is influenced by a variety of factors (e.g., bond form, oxidation state, water content), a comprehensive data set is stored for sorting and models are trained based on this, using the analysed chemical and optical properties. Different approaches can be selected for this, including "minimum wavelength mapping (MWL)" based on the lowest and most dominant absorption peak in a

defined wavelength range, classifications based on stored raw material characteristics or "partial least square-discriminant analysis (PLS-DA) based on the entire sample information in each pixel. Raw materials, unused products and breakout material (cuttings and fragments) were measured by HSI to create a comprehensive baseline for future sorting. HSI already shows promising detection accuracy as presented in Fig. 3. Sorting based on stored raw material data therefore seems possible for certain products. Extensive modelling based on over 200 measured fragments in different grain sizes per sorting class is currently in progress. Among other things, the influence of moisture on material intensity and absorption bands still needs to be evaluated. Nevertheless, it is already becoming apparent that classification based on the entire fragment and detection of different zonings represents enormous advantages for automated sorting, especially when coupled with LIBS.

3.2.2 Laser induced breakdown spectroscopy

Existing LIBS systems are predominantly optimized for sorting metal scrap where representative volumes are only a few hundred micrometres. As individual raw material components of refractories partly exceed 5 mm in size random sampling might be inaccurate for representing bulk chemistry. In addition, contamination layers or non-representative layers due to process media, dust, or oxidation effects might be present, further influencing representative measurements. Since precision in detecting certain elements is crucial (e.g., impurity content) a novel laser source is developed by InnoLas Laser GmbH, which will have the possibility of adjusting the laser to an increased maximum energy level of up to 430 mJ or an increased measurement rate of up to 400 Hz. Additionally, a novel spectrometer-design and novel optics by LSA GmbH will allow optimization for higher resolution (in the range of 50 - 150 pm), particularly for critical elements.

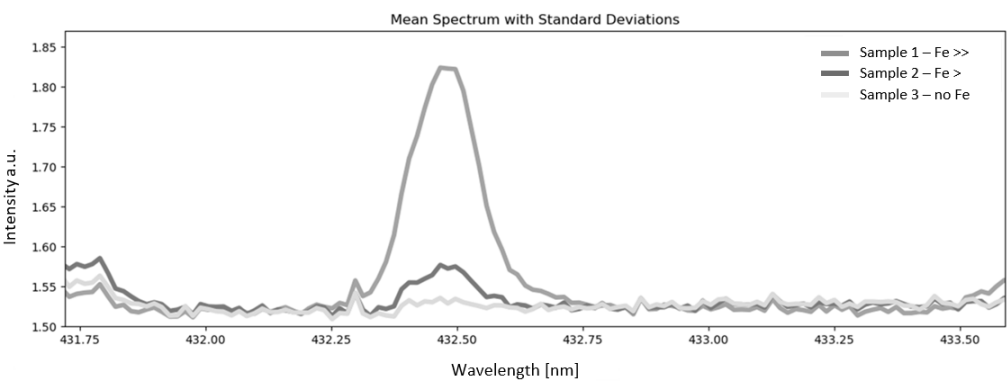


Fig. 4: Exemplary peak related to iron (Fe) of a LIBS spectrum, indicating the quantity of the element in refractory samples with different iron content.

For effective LIBS training different materials were selected, including common raw materials, unused bricks, cross-sections of used bricks with a smooth surface and crushed material with an uneven surface. This initial calibration pinpoints individual peak positions in the spectrum which might help differentiate between various materials at the pilot stage of the sorting unit. Since the spent refractory bricks for this purpose were originally taken from the representative sample, the chemical and mineralogical composition in different zones was precisely known. The extensive sample sets will compensate for any false signals caused by the rough surface, matrix effects, adhesions and infiltrations. Initial results already show the feasibility of differentiating between three samples with different Fe - contents (Fig. 4). Further, ROIs of the spectrometer range are currently evaluated, defined for the different sorting classes and refined for the final implementation. Future sorting based on chemical information will enable a tighter specification of sorting

classes, continuous quality control, the expansion to new sorting classes and the isolation of material volumes requiring special post-processing. The weakness of LIBS technology, featuring a point measurement of only small volumes, will be partially compensated by combining it with hyperspectral imaging.

4 CONCLUSION

Given their critical role as high-performance materials in the global high-temperature industry, the volumes of spent refractories are anticipated to rise in the future. Due to the high secondary raw material potential of refractory materials, recycling efforts are imperative. However, the current recycling process of manual sorting involves challenges such as visual sorting criteria and size limitations. In the ReSoURCE project, a holistic recycling system is developed accounting for those as HSI and LIBS analysis technologies are employed enabling further information redefining existing sorting classes. Artificial intelligence is also utilised to processes measurements and impact downstream measuring and sorting. The selected sensors are already showing promising results at training stage. Further expansion of the databases will improve the sorting modelling and results, and allow the development of additional sorting classes. In the future, this will lead to increased recycling rates, with the additional benefits of reducing CO_2-emissions and energy consumption linked to the processing of mined primary raw materials.



The project ReSoURCE is funded by the European Union's Horizon Europe Framework Programme (HORIZON) under the Grant Agreement Number: 101058310.

REFERENCES

Eschner, A. (2003): ECO-management of refractory in Europe. Edited by 8th Unified International Technical Conference on Refractories. 8th Unified International Technical Conference on Refractories.

Gueguen, E.; Hartenstein, J.; Fricke-Begemann, C. (2014): Raw material challenges in refractory application. Available online at http://www.vivis.de/wp-content/uploads/mna/2014_mna_489_502_guguen.pdf.

Horckmans, Liesbeth; Nielsen, Peter; Dierckx, Philippe; Ducastel, Antoine (2019): Recycling of refractory bricks used in basic steelmaking. A review (140). In *Resources, Conservation and Recycling*, pp. 297–304. Available online at https://www.researchgate.net/publication/330049443_Recycling_of_refractory_bricks_used_in_basic_steelmaking_A_review.

Lule, R. G.; Conejo, A. N.; Lopéz, F.; Rodriguez, R. (2005): Recycling MgO-C Refractory in the EAF of IMEXSA. In *Association for Iron & Steel Technology* 2005 (1), pp. 605–615. Available online at https://www.academia.edu/9070694/Recycling_MgO_C_Refractory_in_the_EAF_of_IMEXSA.

Madias, Jorge (2018): A review on recycling of refractories for the iron and steel industry. In Association of Iron & Steel Technology (Ed.): AISTech 2018. Proceedings of the Iron & Steel Technology Conference. Philadelphia, Pa.: Association for Iron & Steel Technology. Available online at https://www.researchgate.net/publication/327681393_A_review_on_recycling_of_refractories_for_the_iron_and_steel_industry.

Muñoz, Ivan; Soto, Aintzane; Maza, David; Bayón, Félix (2020): Life cycle assessment of refractory waste management in a Spanish steel works. In *Waste management (New York, N.Y.)* 111, pp. 1–9. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.05.023.

Nakamura, Y.; Hirai, N.; Tsutsui, Y.; Uchinokura, K.; Tamura, S.-I. (1999): Recycling of refractories in the steel industry. In World Ceramics Congress (Ed.): Ceramics - getting into the 2000's. With assistance of P. Vincenzini. 9th CIMTEC World Ceramics Congress and Forum on New Materials. Florence; Italy, June 14 - 19 1998. Faenza: Techna (Advances in science and technology, 16).

PRE (2015): Annual Report. Available online at https://static1.squarespace.com/static/55b5f359e4b0019200a9482c/t/58f5d991bebafbf679dcbbbe/1492507043247/PRE+Annual+report+2015.pdf, checked on 7/25/2023.

KI-gestützte Verwertungs- und Aufbereitungsstrategien von Aushubmaterialien bei Großprojekten des Tiefbaus

Elisabeth Hauzinger[1], Daniel Schneider[1] & Robert Galler[1]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Subsurface Engineering, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Großprojekte prägen das Bild der europäischen Tiefbauindustrie. Einerseits werden die TEN-T (Trans European Transport Network) Korridore für den Gütertransport auf Schiene ausgebaut, andererseits sind mit dem Future Circular Collider (FCC) und dem Einstein-Teleskop unterirdische Forschungsinfrastrukturen mit jeweils knapp 100 Tunnelkilometern geplant. Dabei fallen jeweils mehrere Millionen m^3 an Ausbruchsmaterial an, die diese Projekte vor eine große Herausforderung hinsichtlich Nachhaltigkeit als auch Materialbewirtschaftung stellen. Dieses Material kann sowohl aus Hartgesteins- als auch Lockergesteinsvortrieben mit unterschiedlichem Grad an anthropogener Verschmutzung je nach Vortriebsmethode stammen. Für einige dieser Lithologien gibt es laut aktuellem Stand der Forschung noch keine Verwendungsmöglichkeit. Um aber möglichst viel des Materials wiederverwenden und so Deponieflächen schonen zu können, wird an einer modularen KI-gestützten Real-Time Analyse- als auch Aufbereitungseinheit gearbeitet, um das Material je nach Zusammensetzung einer passenden Verwendungsmöglichkeit zukommen zu lassen, ohne dabei flächenintensive Zwischendeponien aufbauen zu müssen. Langfristiges Ziel ist die Entwicklung einer allgemein gültigen EU-Richtlinie zum Ende des Abfallcharakters von Aushubmaterialien, um Europas Kreislaufwirtschaft zu stärken und die Ressourcenverknappung zu entschärfen.

1 EINLEITUNG

Mit der Planung und dem Bau von großen unterirdischen Infrastrukturanlagen, wie den TEN-T Korridoren für die Ausweitung des Schienenverkehrsnetzes durch Europa, zu denen z.B. der Brenner Basistunnel oder die Verbindungsstrecke Lyon-Turin gehört, als auch Forschungsanlagen wie dem Future Circular Collider des CERN oder dem Einstein Teleskops werden in den nächsten Jahrzehnten einige Hundert Millionen m^3 an Aushubmaterialien unterschiedlichster Geologie generiert, für die es laut derzeitigem Stand der Forschung noch keine industrielle Anwendung gibt (CERN 2022, Institut de Fisica d'Altes Energies (IFAE) 2024). Um die Ressourceneffizienz zu steigern sowie den ökologischen Fußabdruck des Bauwesens zu senken ist ein ganzheitlicher Ansatz für eine bestmögliche Verwertung von Aushubmaterialien von hoher Bedeutung, zu dem auch der Einsatz von KI-gestützten und automatisierten Verwertungs- und Aufbereitungsanlagen zählt.
Da Aushubmaterial, das einen Anteil von 37,5% am jährlichen europäischen Abfallaufkommen beansprucht, meist immer noch als Abfall gilt und demnach deponiert wird, werden europaweit nur 46%, in Österreich hingegen nur 8% einer oft niedrigqualitativen Verwertung zugeführt (European Commission 2016, BMK 2023).

2 KI-GESTÜTZTE REAL-TIME ANALYSE DES MATERIALS

Anwendungen von Aushub- bzw. Ausbruchsmaterialien hängen zum Großteil von der vorliegenden Geologie sowie den Aushub bzw. Vortriebsmethoden ab, da die dadurch entstehenden anthropogenen Verunreinigungen die spätere Verwendungsklasse beeinflussen können. Grundsätzlich können Aushub- und Ausbruchsmaterialien in Locker- und Hartgesteine unterteilt werden, welche eine mehr oder weniger große Heterogenität hinsichtlich petrographischer Zusammensetzung und Korngröße aufweisen können (Berger et al. 2015) (Tab. 1).

Tab. 1: Durchschnittliche Zusammensetzung von Tunnelausbruchmaterial aus Hart- und Lockergesteinsvortrieben (DRAGON Consortium 2015)

Lithologie	Hartgestein [%]	Lockergestein [%]
Sand & Kies	12	39
Magmatisches Gestein	8	2
Karbonat	20	11
Ton & Mergel	4	23
Sedimentgestein	9	14
Metamorphes Gestein	45	10
Klastisches Gestein	2	1

Ziel der Real-Time Analyse ist es, das ausgebrochene Material in Massenströme möglichst gleicher Zusammensetzung und Korngröße zu kreieren, welche mithilfe eines entsprechenden Logistikkonzeptes zu den verschiedenen Produkten weiterverarbeitet werden, um auf der Baustelle Flächen für Zwischenlager einzusparen (Abb. 1). Wichtige Parameter stellen Korngröße und Kornform, Mineralogie, chemische Zusammensetzung sowie in manchen Fällen geotechnische Parameter dar, welche den weiteren Verwertungsweg von Ausbruchsmaterial definieren. Derartige Stoffstromcharakterisierungen werden bereits bei der Klassifikation und Sortierung von Siedlungsabfällen sowie von anthropogenen und geogenen Ressourcen angewendet (Gundupalli et al. 2017), im Tief- und Tunnelbau allerdings noch nicht. Die dafür verwendeten Analysemethoden werden entweder direkt über dem Hauptförderband installiert, oder aber über einem langsamer laufenden Bypass, auf dem stichprobenartig Proben analysiert werden können.

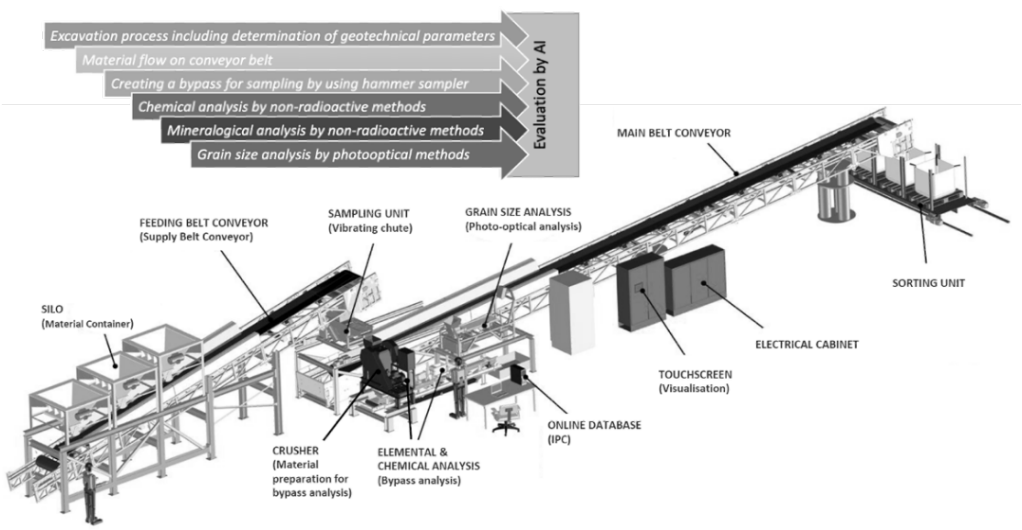


Abb. 1: Überblick über die automatische Charakterisierung und Sortierung von Aushubmaterialien (DRAGON Consortium 2015)

Bereits für Echtzeit-Analysen verwendete Methoden zur Bestimmung der Elementverteilung an Materialoberflächen sind LIBS (Laser-Induced Breakdow Spectroscopy) und PFTNA (Pulsed Fast Thermal Neutron Activation) als Alternativen zu Methoden, welche Röntgenstrahlung als Grundlage haben und daher arbeitsrechtlich auf Baustellen nicht verwendet werden dürfen (Erben 2016). Zur Analyse der Kornform und Korngröße können fotooptische Methoden verwendet werden, deren Weiterentwicklung, das Hyperspectral-Imagining (HSI) bzw. Hyperspektralkameras zusätzlich unter zuhilfenahme von künstlicher Intelligenz (KI) eine chemische Materialanalyse ermöglichen. Zur Bestimmung der mineralogischen Zusammensetzung liefert Ramanspektroskopie gute Ergebnisse.

Eine KI-basierte Entscheidungsmatrix kann die Daten aus der Online-Analyse mit den Grenzwerten aktueller Richtlinien und Verordnungen abgleichen und einer Verwendung hinsichtlich Zusammensetzung oder Kontamination zuordnen. Diese Entscheidungsmatrix (Abb. 2), welche ähnlich einer Risikomatrix aufgebaut ist, multipliziert zwei Ordnungszahlen miteinander. Die erste Ordnungszahl stellt den Grad der Wiederverwendung dar, welche sich aus der maximal verwertbaren Menge und dem damit verbundenen Aufwand zusammensetzt. Die zweite Ordnungszahl gibt die Auswirkungen der Verwendung oder Deponierung auf die Umwelt, den Rohstoffmarkt und die Abnehmer wieder (Erdkönig 2023).

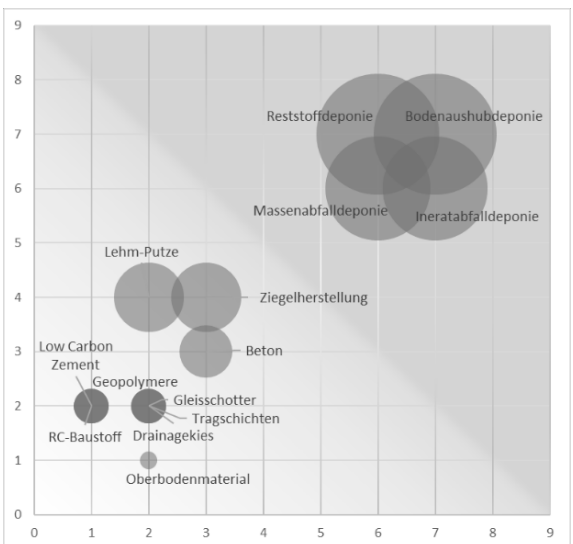


Abb. 2: Entscheidungsmatrix, welche den Grad der Verwendung mit der damit verbundenen Auswirkung wiedergibt. Je höher die Ordnungszahl, desto katastrophaler ist die Auswirkung der Anwendung auf Umwelt, Rohstoffmarkt und Abnehmer (Erdkönig 2023)

Um eine Wiederverwendungskette zu starten, ist es unerlässlich, die petrographische und chemische Zusammensetzung sowie eine eventuelle geogene Verunreinigung des Aushubmaterials so schnell und genau wie möglich zu bestimmen. Dazu muss die KI-gestützte Online-Analyseeinheit so früh wie möglich installiert werden, was in langen Tunnelbauwerken bereits in Maschinenkavernen geschehen kann.

3 MATERIALAUFBEREITUNG

Grundsätzlich sind Aufbereitungsmethoden auf Basis der Abbaumethode zu wählen, da sich daraus der Feinanteil sowie die anthropogenen Verunreinigungen ergeben. Dazu zählt auch der mögliche Einsatz von Konditionierungsmitteln, sodass eine Nassaufbereitung mit geschlossenem Wasserkreislauf stets bevorzugt werden sollte.
Nach Aufgabe des Ausbruchmaterials in einen Einfüllstutzen gelangt es mittels Förderband, auf dem die Analyse-Einheit platziert wird, zur weiteren Verwertung. Durch diese Charakterisierung auf dem Förderband wird verunreinigtes Material sofort abgetrennt und der thermischen Verwertung zugeführt. Im nächsten Schritt werden die ersten Verkittungen in einer Waschtrommel gelöst. Das schlammhaltige Abwasser fließt durch die perforierten Prallplatten ab. Die Grobfraktion wird abgetrennt und einer Zerkleinerung zugeführt. In einem zweiten Waschprozess wird das Material durch einen Turbowasher gefördert, sodass die dabei gelösten Feinbestandteile sukzessiv ausgewaschen werden. Es bildet sich eine Trübe in der Maschine, welche das Lösen und Aufschwimmen von Leichtstoffen begünstigt.

Über bebrauste Siebe und Dekanter werden die gesäuberte Grobfraktionen von der entstandenen Trübe getrennt. Diese wird vereinigt und mehreren Hydrozyklonstufen, einer Attritionszelle sowie einem Zyklonsichter zugeführt, um die enthaltenen Feinfraktionen abzuscheiden.
Die verbleibende Trübe wird in einem Rundeindicker mit Hilfe von Flockungsmitteln zum Ausfällen gebracht und der verdichtete Dickschlamm über ein Krählwerk ausgetragen. Die Klarflüssigkeit wird über Pumpen wieder dem Prozess an früherer Stelle zugeführt. Mögliche Verunreinigungen wie die in der Molasse enthaltenen Kohlenwasserstoffe reichern sich hauptsächlich im rückgeführten Wasser an. Eine ergänzende Wasseraufbereitung wie zum Beispiel eine Ölabscheidung sollte an dieser Stelle erwogen werden.
Der ausgebrachte Dickschlamm wird in einem Silo zwischengelagert, um anschließend über Kammerfilterpressen entwässert zu werden.
Es sollen sieben Fraktionen von 10 µm bis 10 mm erzeugt werden, die, in entsprechender Qualität, rekombiniert als Betonsande Anwendung finden. Ton und Schluffpartikel sind für die Herstellung von kohlenstoffarmem Zement oder auch Roherdebetone vorgesehen. Abb. 3 gibt ein Flow Chart eines möglichen Aufbereitungsprozesses wieder, wie er für Molassematerial des Genfer Beckens beim Bau des Future Circular Collider des CERNs verwendet werden könnte.

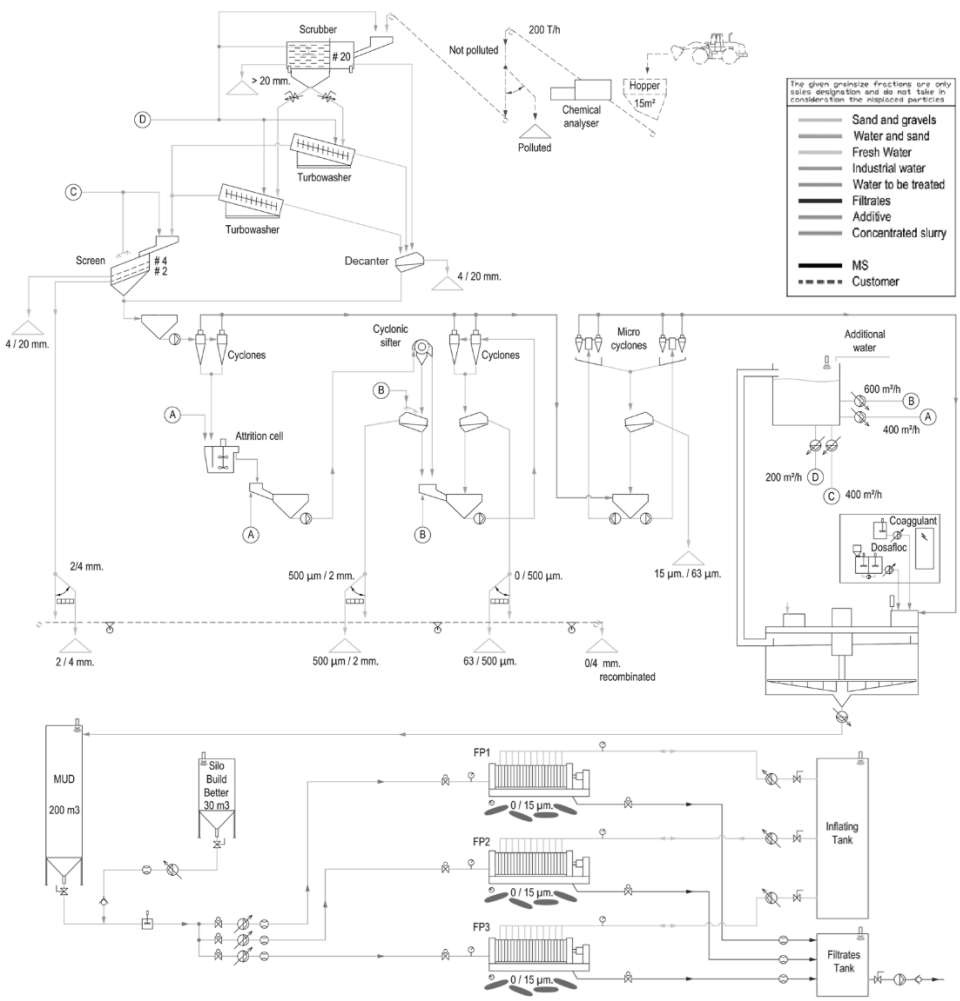


Abb. 3: Flow Chart für die Aufbereitung von Aushubmaterial zur weiteren Produktentwicklung

4 VERWENDUNGSMÖGLICHKEITEN VON AUSHUBMATERIAL

Neben der herkömmlichen Verwendung von Aushubmaterialien als Rekultivierungsschichten, Erdbaumaßnahmen sowie technische Schüttmaterialien wie z.B. Rollierung, Frostkoffer oder Drainageschichten ist die Verwendung als Recyclingbaustoff sowohl auf der Baustelle als auch außerhalb möglich. Nach einem oder mehreren Aufbereitungsschritten kann es als Gesteinskörnung für Beton und Spritzbeton, für Straßen- und Wegebau, für das Eisenbahnwesen und als Füllmaterialien sowie als Wasserbausteine verwendet werden, sofern die dafür notwendigen geotechnischen Parameter eingehalten werden (Berger et al. 2015).
Eine Möglichkeit, vor allem feinkörnige, bindige Materialien zu verwenden, stellt die Substitution von Sekundärbaurohstoffen dar, zu denen etwa Low Carbon Zement, thermisch aktivierte Tone, Roherdebeton, Roheredeziegel oder auch Geopolymere zählen (Voiron et al. 2021, Buchwald et al. 2011). Durch deren Anwendung kann auf konventionelle Baurohstoffe verzichtet werden, welche einen energie- und CO_2-intensiven Produktionsprozess aufweisen (Abb. 4). Jedoch muss auf eine möglichst gleichwertige Qualität dieser Substitutionsrohstoffe geachtet werden, welche vor allem von der mineralogischen und geochemischen Zusammensetzung des Ausgangmaterials geprägt ist.

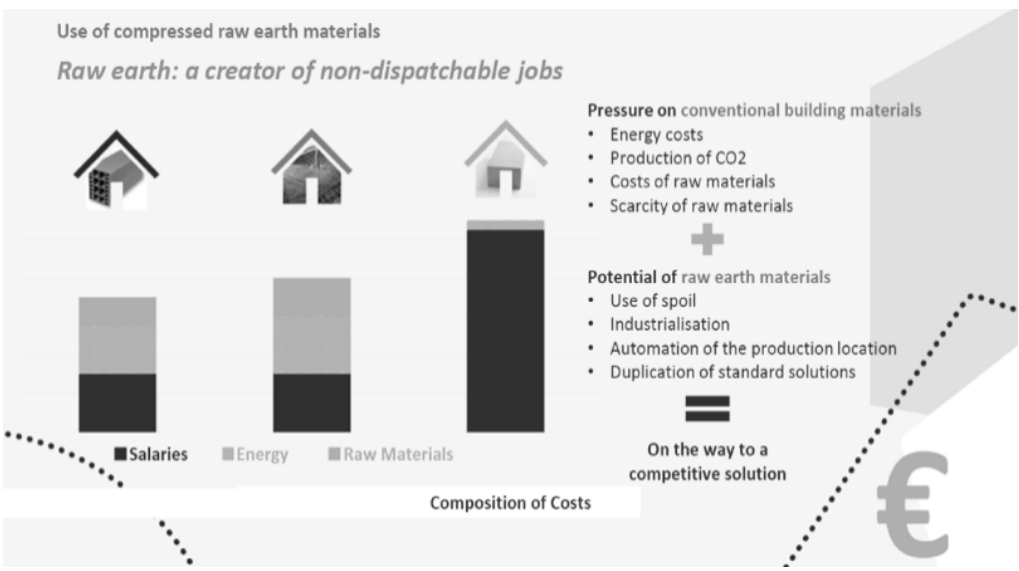


Abb. 4: Vorteile von gepressten Roherdeziegel im Gegensatz zu konventionellen Baumaterialien (Graftieaux et al. 2021)

Eine alternative Verwendungsmöglichkeit, welche auf alle ausgehobenen Lithologien mit geringen Verunreinigungsgrad angewandt werden kann, ist das Soil Engineering, welches der Produktion von fruchtbaren Oberbodenmaterial dient. Je nach Mischungsverhältnissen der Ausgangsprodukte kann dadurch das Endprodukt verschiedenen Zielgebieten angepasst werden und für landwirtschaftliche Zwecke, Begrünungsmaßnahmen oder zu Renaturierung in diversen Ökosystemen verwendet werden. Des Weiteren wird in 1kg neugebildeten Boden 14g stabiler Kohlenstoff gespeichert, was in etwa 54,38g CO_2 Äquivalente entspricht (Carlesso et al. 2021).

5 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die hochqualitative Verwendung von Ausbruchsmaterial ist eine wichtige Komponente in der europäischen Kreislaufwirtschaft und ist vor allem bei Großprojekten zum Einhalten von Nachhaltigkeitskriterien unerlässlich, da sie immense ökologische, ökonomische als auch soziale Vorteile

mit sich bringt. So reduziert sich durch den verringerten Transport des Aushubmaterials zur Deponie als auch von externen Baumaterialien zur Baustelle der CO_2-Ausstoß um ein Vielfaches, was auch positive Auswirkungen auf die Anwohner mit sich bringt. Des Weiteren werden heimische Ressourcen geschont sowie die Kreislaufwirtschaft gefördert (Berger et al. 2015). Ebenso können Deponieflächen eingespart werden, was wiederum ihre negativen Auswirkungen auf die Umwelt, wie Flächendegradation und schlechtere Lebensqualität für Anwohner reduziert (Mills et al. 1999).
Durch die Integration von KI-gestützten Sensortechnologien sollen Aufbereitungsanlagen moderner und effizienter ausgelegt werden, um die Materialien in Echtzeit zu bewerten. Dies ist die Basis für eine Rückkopplung der Anlagen, sodass diese künftig vollautomatische Sortierungen vornehmen können. Außerdem kann so der Letztverbleib der Materialien gesichert nachgewiesen werden. Außerdem bietet die Entwicklung von Werkstoffen sowie Bauteilkomponenten aus Aushub- und Ausbruchmaterial eine Möglichkeit, energie- und CO2-intensive Primärbaustoffe auf der Baustelle und außerhalb davon zu substituieren.
Außerdem können Einsparungen aufgrund der wegfallenden Transporte und ausbleibenden Materialkäufen sowie eventuellen Verkauf von überflüssigem Material erzielt werden. So konnte gezeigt werden, dass trotz eines Mehraufwands in Form von Materialcharakterisierung und einer eventuellen Aufbereitung die Kosten für Materialbewirtschaftung auf der Baustelle um 85% gesenkt werden können (Chittoori et al. 2012). Vor allem können aufgrund der erwarteten Einsparungen die Investitionspläne von Auftraggebern angepasst und große Bauvorhaben effizienter abgewickelt werden. Diese sollen aufgrund der höheren Ressourceneffizienz politisch und gesellschaftlich leichter durchsetzbar sein.

LITERATURVERZEICHNIS

Berger et al., H. (2015). *Verwendung von Tunnelausbruch. Richtlinie.* Österreichische Bautechnik Vereinigung.

BMK. (2023). *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2023 für das Referenzjahr 2021.* Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

Buchwald, A., Zellmann, H. D., & Kaps, C. (2011). Condensation of Alumosilicate Gels-Model System for Geopolymer Binders. *Journal of Non-Crystalline Solids*, S. 1376-1382.

Carlesso, L., Giet, C., Pillet, M., Carraz, R., Fayot, B., Romand, L., . . . Thomas, Y. (2021). *From wastes to Soil: Mineral waste reclamation into fertile soil materials.* Submission for the "Mining the Future" contest. Unpublished.

CERN. (2022). *Future Circular Collider*. Abgerufen am 03. 05 2022 von https://home.cern/science/accelerators/future-circular-collider

Chittoori, B., Puppala, A., Reddy, R., & Marshall, D. (2012). *Sustainable Reutilization of Excavated Trench Material.* GeoCongress 2012: State of the Art and Practice in Geotechnical Engineering.

DRAGON Consortium. (2015). *Development of Resource-efficient and Advanced Underground Technologies.* EC, FP7-ENV, Collaborative porject.

Erben, H. (2016). *Real-Time Material Analysis and Development of a Collaboration and Trading Platform for Mineral Resources from Underground Construction Projects.* Leoben: Montanuniversität Leoben.

Erdkönig, M. (2023). *Sensortechnologien für online-Analysen von Tunnelausbruchmaterial. Masterarbeit.* Leoben: Montanuniversität Leoben.

European Commission. (2016). EU construction & demolition waste management protocol. *Official Journal of the European Union*, S. 1-22.

Graftieaux, P., & Boudrieres, F. (2021). *Manufacture of molasses bricks.* Einreichung für den Mining-the-Future Wettbewerb (unveröffentlicht).

Gundupalli, S. P., Hait, S., & Thakur, A. (2017). A review on automated sorting of source-separated municipal solid waste for recycling. *Waste Management*, S. 56-74.

Institut de Fisica d'Altes Energies (IFAE). (07. 06 2024). *ET Preparatory Phase Project*. Von https://etpp.ifae.es/about/ abgerufen

Mills, T., Showalter, E., & Jarman, D. (1999). A cost-effective waste management plan. (A. A. Engineers, Hrsg.) *Cost Engineering, 41*(3), S. 35.

Voiron, J., Garin, E., Bureau, E., Rutkowski, S., Champeau, B., Guillaume, A., . . . Carron, C. (2021). *Molasse is the new ore.* Submission for the "Mining the Future" contest. Unpublished.

I-STEP – A Case Study: Machine Learning Powered Condition Monitoring of a Linear Motion Industrial Vibrating Screen

Philip Krukenfellner[1] & Helmut Flachberger[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Mineral Processing, Leoben, Austria

ABSTRACT: Vibrating Screens, crucial in mineral and waste processing industries, usually lack adequate condition monitoring to assess condition states or predict machine errors. Addressing this issue, IFE Aufbereitungstechnik GmbH and its partners are developing "i-STEP," a digitalization solution potentially integrating any market-available sensor for a customizable, plant-wide monitoring platform. Thus far, a vibration sensor, "SES" has been developed to specifically measure oscillation patterns of vibrating screens, which is the main focus of this research.

1 INTRODUCTION

Vibrating screens have become nearly ubiquitous across various industries, primarily used to classify feed after comminution in diverse processes. The vibration of the screen enhances screening efficiency by minimizing the blinding effect on screen surfaces, while simultaneously increasing the potential throughput rate. These benefits, among others, have spurred the development of numerous designs of vibrating screens, with the most fundamental types being linear-motion and circular-motion screens. (Schubert, 2003)

Given the ubiquity of vibrating screens, analyzing their maintenance requirements and operational efficiency is crucial. Many screens are currently operated inefficiently, often in a "run-to-failure" manner (Wang et al., 2020). This multi-year research project at the Chair of Mineral Processing in collaboration with IFE Aufbereitungstechnik GmbH, aims to develop a solution for improving the operational efficiency of the screening process as well as draw possible conclusions about the condition state of the screen, based on its measured vibration pattern.

2 STATE OF THE ART IN CONDITION MONITORING OF VIBRATING SCREENS

Prior to the development of a new sensor system for monitoring vibrating screens, a comprehensive literature review was conducted. This review, summarized in the following paragraphs, provides an overview of the current state of condition monitoring practices of vibrating screens and identifies common causes of failure during operation.

2.1 Causes of failure during screen operation

Even though the induced vibration improves the general applicability of such screens, it also leads to a range of typical equipment failures, related to the spring system, the wear of screens, bearings, shock absorbers, belt loosening and electrical failures. It is also indicated, that the overall downtime of vibrating screens is unevenly distributed, as scheduled maintenance accounts for 10% of the downtime and unforeseen failures cause 90% of all downtime. Hence it is important to understand the most common failures, which are listed in the following Table 1. (Aqueveque et al., 2021)

Tab. 1: Frequency distribution of unplanned downtimes in vibratory screens (Aqueveque et al., 2021)

Type of downtime	Frequency
Structural system failures (including loose screen panel)	32%
Troubleshooting interruptions due to operational issues (including blockage and clogging loss)	12%
Motor drive system failures (including motor coupling breakdown due to excessive deck unbalance)	12%
Another type of failure (including screen panel breakdown)	24%
Electrical system failures	20%

At present, the monitoring and analysis of faults in vibrating screens predominantly depend on the expertise of the engineers operating the screens. Consequently, the downtime percentage of a vibrating screen is directly correlated with the operator's experience. In some instances, these screens are even operated in a run-to-failure mode due to the unavailability of skilled personnel. Therefore, significant improvements can be made to enhance the operational efficiency of vibrating screens. (Aqueveque et al., 2021, Wang et al., 2020)

2.2 State of the art of condition monitoring systems

Improving the operational efficiency of vibrating screens and loosening its dependency on the experience of its operator, usually involves the introduction of suitable condition monitoring systems to identify faults or their onset objectively. Most approaches to condition monitoring, directed to detect some of the causes for downtime and failures (listed in Table 1), already existing in the industry involve either vibration monitoring of bearings, electrical signature analysis (ESA) or lubrication condition monitoring (LCM). (Aqueveque et al., 2021)

A study conducted by the Electric Power Research Institute (EPRI) in 1985 (Albrecht, et al., 1987), which analyzed 7,500 motor failures, found that approximately 40% of the recorded faults were attributed to bearing issues. Consequently, monitoring bearing vibration has become widely applied. Normally, rolling bearings produce minimal vibration during fault-free operation. However, when faults occur, they generate vibrations within specific frequency ranges, typically in the kilohertz (kHz) range. These monitoring systems are also applicable to vibrating screens, as the motor-induced vibration frequencies of these screens typically range from 12 Hz to about 25 Hz, which do not overlap with the higher frequencies associated with bearing faults.
The primary advantage of monitoring bearing vibrations is the ability to detect the onset of errors. This capability arises from the fact that even minor changes in a bearing's condition produce distinct alterations in its vibration pattern. (Susilo et al., 2017)

Other common condition monitoring techniques include motor current signature analysis (MCSA). This approach involves monitoring the motor's supply current, which allows for the detection of bearing faults as well as other electrical issues. (Thomson, 2003)

ESA primarily monitors the energy consumption of a screen's motor, while LCM focuses on the quality and temperature of the lubricating oil and the monitoring of bearing vibrations to detect bearing damage. However, some error causes or failures do not directly affect the bearings or the screen's energy intake. For instance, changes in the oscillating mass due to additional attachments or other minor irregularities may not significantly impact the screen's energy consumption, oil composition or bearing vibration. However, these changes and irregularities can substantially influence the screen's vibration motion, highlighting the potential for a new condition monitoring system that directly monitors the screen's motor-driven vibrations, within a frequency range of about 10 – 30 Hz.

3 A NOVEL CONDITION MONITORING SYSTEM FOR VIBRATING SCREENS

The primary focus of this research project is to investigate the correlation between variations in the vibration pattern of a screen and changes in the screen's properties or condition states. To achieve this, a specialized sensor called the "Smart Edge Sensor" (SES) was developed in collaboration with eSensial Data Science GmbH. This sensor measures the acceleration on the frame of the vibrating screen and processes the data in real-time, converting it into an "oscillation ellipse" to reduce the data to a manageable size for storage. The characteristics of this ellipse, including the lengths of the main and minor axes, its orientation relative to the horizontal plane, and the frequency of oscillation, are recorded. Additionally, the sensor captures the oscillation normal to the plane of the ellipse, known as "cross-oscillation." This processed data is then transmitted to a database for further analysis.

The essential research tasks involve utilizing the processed vibration data to identify the onset of errors, irregularities in the screen's operation, and other machine-related issues. Additionally, the generation of process-relevant information, such as identifying different load conditions and determining throughput rates based on the same input data is desired. To achieve these tasks, encompassing condition monitoring, predictive maintenance, and other machine-related analyses, the i-STEP workbench was developed, as depicted schematically in Fig. 1.

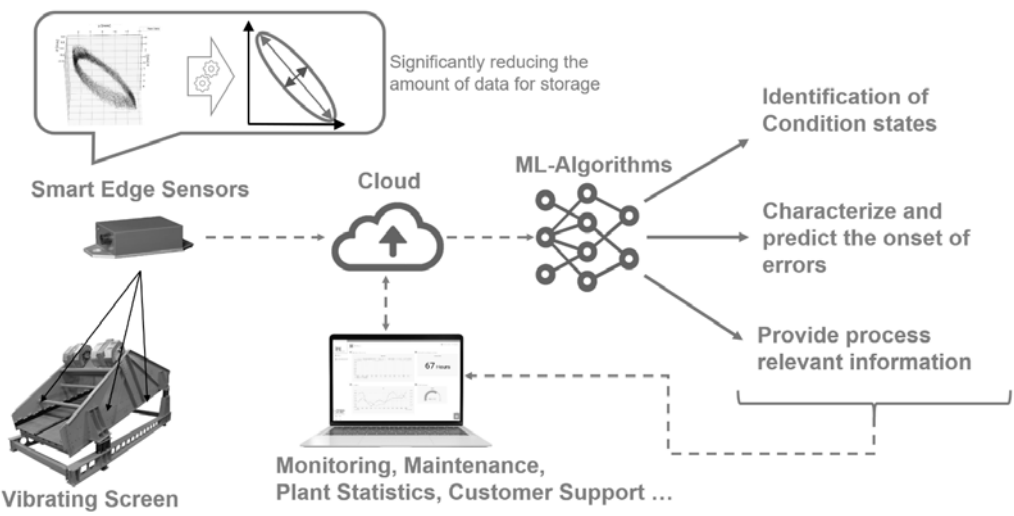


Fig. 1: Schematic Overview of the system i-STEP

With multiple SES units positioned on the screen's frame and connected to the cloud, data is continuously gathered at one-minute intervals, providing valuable information to enhance the screen's efficiency. The system identifies abnormal screen states when threshold values, typically based on expert analysis, are exceeded. Given the substantial volume of collected data, the application of data-driven Machine Learning (ML) models to gain deeper insights into condition states is a promising approach currently being investigated through two industrial case studies.

3.1 Case Study I - Linear Motion Vibrating Screen for Dewatering

To gather data for testing the application of ML models in this project, an initial industrial case study is being conducted. A linear motion vibrating screen, used for dewatering and washing in a plant, and processing different metal-containing wastes, was selected as the first installation of the i-STEP Workbench. This setup provided the necessary database to test the approach of predicting condition states based on vibration data collected from the frame of the linear motion

vibrating screen. This research question has been extensively investigated and serves as the basis for an article currently under review in the journal "IEEE Sensors."

The primary findings of this case study reveal that the screen's operating condition states – idle, slurry, and regular – can be identified using a Multilayer Perceptron (MLP) model with an accuracy exceeding 90%. Additionally, the study analyses the primary cause of prediction errors, which will be discussed along with its implications in the following paragraphs.

The dataset on which this study is based includes the following three condition states:

- **Idle state**: when the screen operates without any load.
- **Slurry state**: when the screen is fed only with slurry (which is a heavy media with a density of 3 g/cm³).
- **Regular state**: when the screen is fed with slurry and feed material and the entire plant produces output.

To reach optimal operational efficiency, as defined in Equation (1) for this work, the screen should predominantly function in the regular state, rather than in the slurry or idle states.

$$\text{overall operational efficiency} = \frac{\sum \text{minutes in regular state}}{\sum \text{minutes in all three states}} \quad (1)$$

The following Fig. 2 (a) illustrates the distribution of these recorded condition states, indicating that the less desirable slurry state, occurs 20% of the total recorded timespan. However, the cause for this frequent occurrence of the slurry state remains unclear, based only on the initial labelling process.

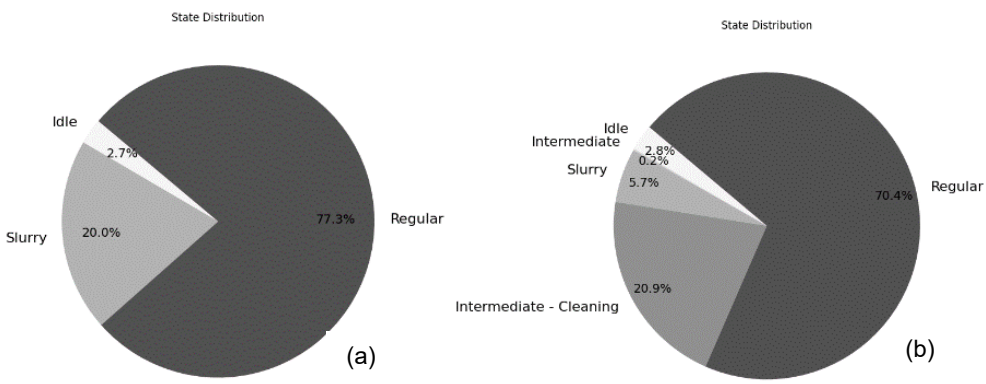


Fig. 2: (a) Distribution of recorded condition states of the vibrating screen according to manually attributed labels and (b) distribution of predicted condition states by the MLP regressor model, highlighting the importance of the cleaning state, originally not included in the labels

In the course of a thorough analysis of the MLP model´s prediction results, another condition state, not initially manually identified during the labelling process could be introduced and has been termed **intermediate state.** This term was chosen because the MLP regressor model, employed in the study, predicted a series of instances, with a prediction error of between 0.33 and 0.67, marked with a circle in the subsequent Fig. 3. These instances did not precisely match the three predefined states, corresponding to the integer values on the ordinate of the graph. Therefore, the term "intermediate" was deemed appropriate.
Analyzing the time series plot reveals a distinct increase in such intermediate states between 10:00 and 12:00. Through close collaboration with plant operators, instances of this new state,

especially those between the slurry and regular states, were linked to the cleaning phases of the screen. These phases correspond to manual cleaning, required to prevent clogging during operation or between feed material changes. This cleaning involves heavy manual labour with rakes and shovels to dislodge clogged material, which, depending on the feed material and the nature of the clogs, can affect the screen's vibration pattern in various ways. During times of consistent condition states, however, as between 18:00 and 20:00 in the graph, the predictions are fully accurate, demonstrating excellent model performance outside of the cleaning phases.

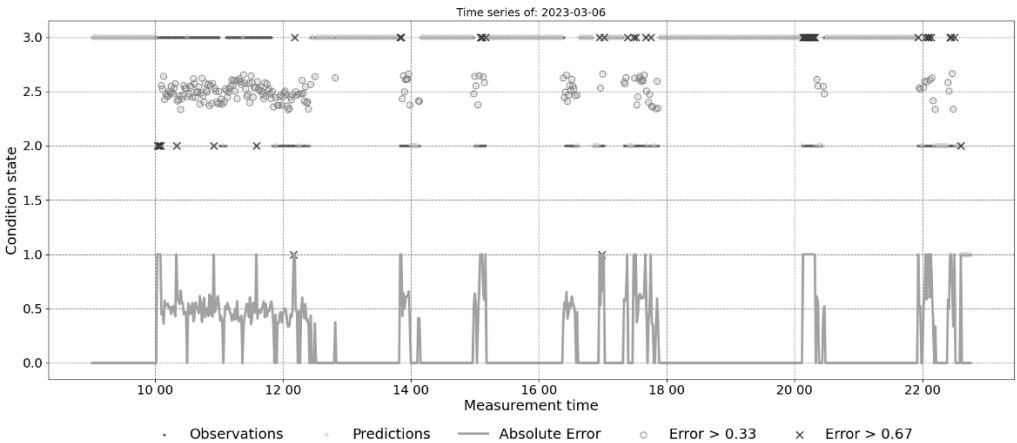


Fig. 3: Time series plot of prediction results of the MLP Regressor for one day of measurement within the recorded dataset; observations (labels) and calculated absolute error depicted over one measurement day with intermediate (Error > 0.33) and false predicted states (Error > 0,67); all errors below 0.33 have been reduced to 0.00 to highlight the occurrence of intermediate states

Model predictions for the entire dataset, illustrated above in Fig. 2 (b), indicate clearly that the intermediate or cleaning state is not only a major cause of prediction inaccuracies by the applied MLP model but also the primary reason why the screen does not consistently produce output in the regular state.
In essence, the application of ML in this case study helped to provide a deeper understanding of the actual condition states of the monitored screen. Furthermore, it led to the conclusion that the operational efficiency of the screen can be improved by reducing its cleaning time, thereby offering the plant operator an opportunity to enhance the overall plant efficiency.

3.2 Case Study II – Circular Motion Vibrating Screen in a Gravel Plant

The second case study in this project involves a multi-deck circular motion vibrating screen operating in a gravel plant, which produces different size classes of broken gravel particles. This screen features an enclosed casing and, due to its circular vibrating motion, does not experience notable clogging of feed material. Consequently, the cleaning state identified in Case Study I is not relevant here. Additionally, because this screening process is dry, only two normal condition states – idle and regular (load) – are observed.

The application of the MLP regressor model developed in Case Study I yielded a prediction accuracy of condition states exceeding 95%. This result further confirms the effectiveness of using ML to identify the condition states of a screen, based solely on vibration data recorded from its frame. However, this screen, in contrast to the previously monitored one, processes only one type of feed material consistently. A thorough analysis of its vibration data led to the assumption that the changes in the vibration pattern, within the regular state, are due to changes in the throughput rate of the screen. Ongoing research is now focused on validating this hypothesis.

3.2.1 Future Research Perspective - Predicting Throughput Rates Based on Vibration Data

As noted above, variations in the screen's vibration pattern during its regular state are likely caused by fluctuations in its throughput rate. To validate this assumption, throughput rate data must be recorded with the same resolution as the vibration data to identify precise correlations. However, the plant where the monitored screen operates lacks operational belt scales near the screen's feed, making it impossible to record the required high-resolution throughput data without installing additional measurement devices.
Therefore, it is necessary to install a sensor system capable of recording throughput rates on a conveyor belt. This system should be implemented only during a designated learning phase to capture the correlation between throughput rate fluctuations and changes in vibration patterns. A semi-stationary system is desirable, one that can be easily mounted on the conveyor belt and removed without difficulty once the correlation is established.

3.2.2 Future Research Perspective – Applying DEM Simulation to Enhance the Understanding of Correlation between Vibration Pattern Changes and Feed Fluctuations

Another research step addresses not only the influences of throughput rates but also deals with a possible effect of fluctuations in grain size distribution on the screen´s vibration pattern. Therefore, a Discrete Element Method (DEM) model of the screen, monitored in Case Study II, is currently being built, to serve as a kind of Digital Twin of the screen. In the upcoming research phase, this model will assist in the correlation analysis of the effects, varying properties of the feed stream have on the vibration pattern of the screen.

4 SUMMARY

This research project investigates the application of the newly developed system, "i-STEP," to enhance the efficiency of industrial vibrating screens. In the first industrial case study, we demonstrated that ML models can accurately identify the condition states of a linear motion vibrating screen. The model predictions also underscore the significance of addressing intermediate states associated with cleaning processes, thereby improving operational efficiency.
Ongoing research in a second case study aims to correlate throughput rates and feed material properties with the vibration patterns of a circular motion vibrating screen. This phase will be supported by DEM simulations to create a Digital Twin of the monitored screen.

REFERENCES

Albrecht, P. F., Appiarius, J. C., Cornell, E. P., Houghtaling, D. W., McCoy, R. M., Owen, E. L., & Sharma, D. K. (1987). Assessment of the Reliability of Motors in Utility Applications. IEEE Transactions on Energy Conversion, pp. 396–406.

Aqueveque, P., Radrigan, L., Morales, A. S., & Willenbrinck, E. (2021). Development of a Cyber-Physical System to Monitor Early Failures Detection in Vibrating Screens. IEEE Access.

Schubert, H. (2003). Handbuch der mechanischen Verfahrenstechnik. Weinheim: Wiley-VCH.

Susilo, D. D., Widodo, A., Prahasto, T., & Nizam, M. (2017). Fault diagnosis of roller bearing using parameter evaluation technique and multi-class support vector machine. International Conference on Engineering, Science and Nanotechnology 2016, pp. 030081-1–030081-12. doi:10.1063/1.4968334

Thomson, W. T. (2003). Motor Current Signature Analysis To Detect Faults In Induction Motor Drives - Fundamentals, Data Interpretation, And Industrial Case Histories. Proceedings of the thirty-second Turbomachinery Symposium, pp. 145-156.

Wang, Y., Chen, L., Wang, J., & Wei, L. (2020). An intelligent online monitoring system for vibrating screen working status. 5th International Conference on Mechanical, Control and Computer Engineering. doi:DOI 10.1109/ICMCCE51767.2020.00219.

Die nächste Generation der sensorgestützten Sortierung – Laserstrahlen und Messobjekte in Bewegung und wie damit Stückgüter auf Förderbändern materialabhängig sortiert werden

Volker Mörkens, Joachim Makowe, Markus Dargel, Carsten Schönthier & Reinhard Noll
Laser Analytical Systems & Automation GmbH, Aachen, Deutschland

KURZFASSUNG: Schneller als mit Lichtgeschwindigkeit können Informationen nicht übertragen werden. Für hohe Massendurchsätze beim Recycling von Stückgütern sollte idealerweise jedes Teil auf einer Förderstrecke geortet, identifiziert und einer materialspezifischen Sortierfraktion zugeordnet werden können. Lasermessverfahren sind dafür prädestiniert: 3D-Messung der Objekte und deren chemische Analyse in Echtzeit. Die mit bis zu 3 m/s bewegten Stücke werden mit einem schnell abgelenkten Laserstrahl verfolgt und per Laserspektroskopie chemisch analysiert. Mit den jedem Teil zugeordneten Messdaten werden diese per Robotik oder Ausblaseinrichtung ausgeschleust und sortiert.
Das von der EU geförderte Projekt ReSoURCE – *Refractory Sorting Using Revolutionizing Classification Equipment* – hat sich zum Ziel gesetzt, die Recyclingrate in der Feuerfestindustrie durch den Einsatz moderner Sensorik zu erhöhen. Bedingt durch das Anwendungsspektrum bestehen feuerfeste Materialien aus vielfältigen Mischungen mineralischer Bestandteile und Zusatzstoffen. Das macht die anschließende Sortierung oder das Recycling komplex und kostspielig. Im ReSoURCE Projekt werden Demonstratoren aufgebaut, die eine hochautomatisierte Klassifizierung und Sortierung solcher Stückgüter ermöglichen. Kernstück ist die laser-basierte 3D-Messung und chemische Analyse – basierend auf der Laser-induced Breakdown Spectros-copy (LIBS) – gekoppelt mit weiterer Sensorik. Konzept, Aufbau und erste Ergebnisse eines Demonstrators wird beispielhaft für die Sortierung von Feuerfestmaterialien unterschiedlicher Größenklassen vorgestellt.

1 AUFGABENSTELLUNG UND METHODISCHER ANSATZ

Ziel des europäischen Projekts ReSoURCE ist die hochwertige Wiederverwendung gebrauchter Feuerfestmaterialien auf der Basis der chemischen Inline-Identifikation vereinzelter Stückgüter auf einem Förderband und deren automatisierte Sortierung (EU-Projekt ReSoURCE 2022). In Tabelle 1 sind die Anforderungen im Hinblick auf die Materialklassen und die Sortierbedingungen zusammengestellt.

Tab. 1: Anforderungen

Kenngröße	Daten
Materialien	Nichtbasische gebrannte Produkte: Schamotte, Mittel- und Hoch-Alumina Steine. Basische gebrannte Produkte: Gebrannte Magnesia und Magnesia-Spinell Steine Ungebrannte Produkte: Magnesia-Carbon mit und ohne Antioxidantien, Alumina-Magnesi-Carbon Steine
Durchsatz	Bis zu 15 t/h (abhängig von der Korngröße), ~17 Stücke/s, Bis zu 8 Sortierfraktionen
Masse der Stückgüter	Bis zu 12kg
Identifikation	3D-Lasermessung der Geometrie der Stückgüter und chemische Analyse jedes Stücks in Echtzeit mit Laser-Emissionsspektroskopie (Laser-induced Breakdown Spectroscopy, LIBS)

Den gewählten methodischen Ansatz illustriert Abbildung 1. Die zu identifizierenden Stücke werden auf einem Förderband vereinzelt und unter Laser-Messeinrichtungen hindurchgeführt. Per Laserstrahlung wird die Geometrie der einzelnen Stücke – ihre Lage und Form – im Durchlauf gemessen und mit dieser Information wird im Anschluss ein zweiter Laserstrahl für die chemische Analyse (LIBS) auf diese Stücke gerichtet, um deren chemische Zusammensetzung zu bestimmen. Schließlich wird das Stückgut einer Materialklasse zugeordnet und in die Zielfraktionen sortiert.

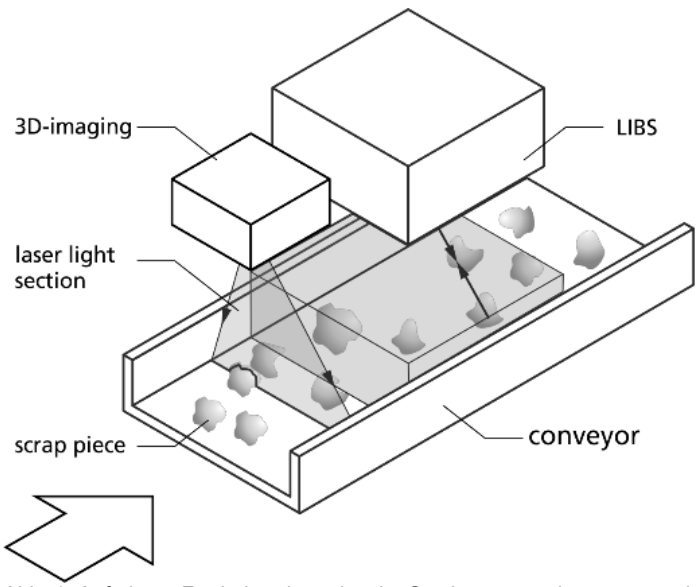


Abb. 1: Auf einem Förderband vereinzelte Stückgüter werden unter zwei aufeinanderfolgenden Lasermesseinrichtungen hindurchgeführt. Ein Laserlichtschnittsensor (laser light section) misst die Form und Lage der Teile (3D-imaging). Mit diesen Informationen wird der Laserstrahl des LIBS-Messsystems gezielt auf die vorbeilaufenden Teile gerichtet, um diese zu analysieren. Geometrische und chemische Informationen werden zusammengeführt und für die stückbezogene Sortierung genutzt (im Bild nicht dargestellt)

Die Information über die chemische Zusammensetzung der Stücke wird in Bruchteilen einer Sekunde per Laser-Emissionsspektroskopie ermittelt (Noll 2012). Dazu verdampft ein gepulster Laserstrahl eine mikroskopische Materialmenge und regt diese zu elementspezifischer optischer Strahlung an. Alle chemischen Elemente des Periodensystems haben eine eindeutige spektrale Signatur, so dass mit diesem Verfahren eine Multi-Element-Analyse mit Messraten von 100 Hz bis in den Kilohertz-Bereich realisierbar ist (Noll et al. 2021).

Nach der 3D-Lasermessung und der Laser-Analyse können die Einzelstücke auf dem Förderband – je nach Größe und Gewicht – entweder per Delta-Roboter gegriffen und in eine Sortierfraktion abgeworfen werden oder sie werden am Bandkopf über eine Düsenleiste ausgeschleust.

In Pilotversuchen wurde die Klassifikationsrichtigkeit der Laser-Emissionsspektroskopie an vereinzelten Feuerfeststeinen untersucht. Für die meisten der in Tab. 1 angegebenen Materialien wird eine Richtigkeit > 90 % erreicht. Entscheidend für die Sicherheit der Erkennung ist dabei die Durchdringung nicht-repräsentativer Oberflächenschichten auf dem Stückgut. Auf der Basis eines patentierten Verfahrensansatzes wurden hier erhebliche Fortschritte erzielt (Aydin et al. 2023).

2 MASCHINENKONZEPT

Für den praktischen Einsatz bei einem Hersteller und Recycler von Feuerfestmaterialien (RHI Magnesita) wurde ein skalierbares Maschinenkonzept erarbeitet, das die Vereinzelung, Inline-Messung und Sortiertechnik umfasst. Abbildung 2 zeigt das Maschinenkonzept mit der Materialflussrichtung.

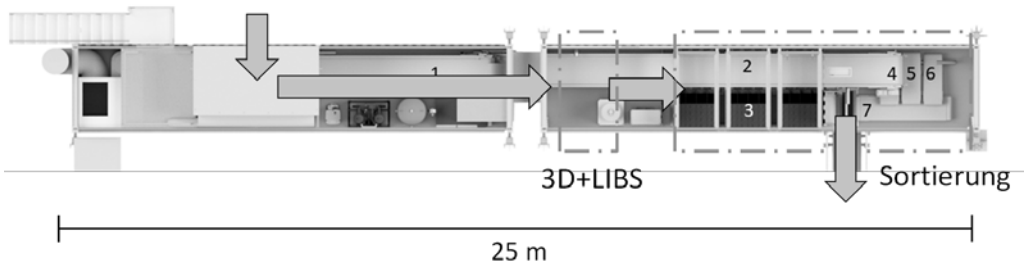


Abb. 2: Maschinenkonzept für die Einzelkornidentifikation und -sortierung von Feuerfestmaterialien. Die grünen Pfeile geben die Materialflussrichtung an. 3D+LIBS: 3D-Geometriemessung und Laser-Analyse der vereinzelten Stücke. In den Bereichen 2-3 werden die größeren Stücke per Roboter gegriffen und ausgeschleust, in 4-7 werden kleinere Teile per Düsenleiste verschiedenen Zielfraktionen zugeführt

Die Maschinenkomponenten sind in zwei Containern montiert, so dass die ganze Anlage per LKW transportierbar ist. Insgesamt hat die Anlage eine Länge von 25 m.

Abbildung 3 zeigt eine perspektivische Ansicht mit einer Detailvergrößerung des Sortierbereichs mit drei hintereinander angeordneten Delta-Robotern.

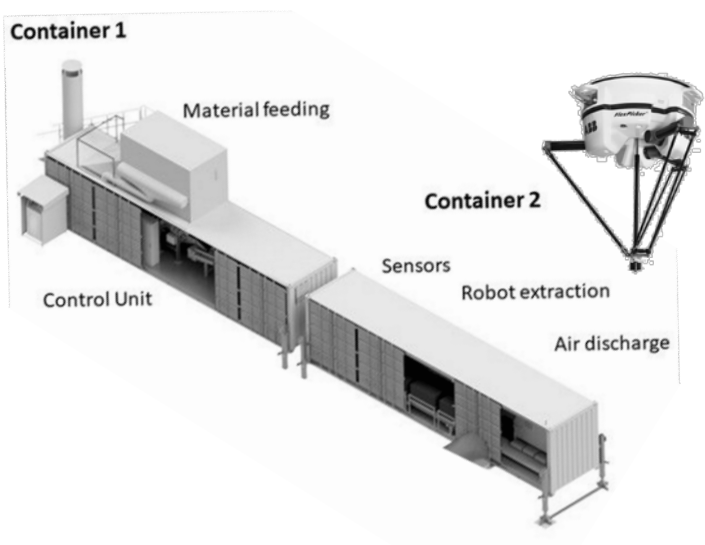


Abb. 3: Perspektivische Darstellung der Sortieranlage. Das vergrößerte Detail zeigt beispielhaft drei Delta-Roboter, die die Sortierung größerer identifizierter Einzelstücke bewerkstelligen. LIBS = Laser-Emissionsspektroskopie

3 REALISIERUNG UND ERSTE ERGEBNISSE

Die Abbildungen 4-7 zeigen Aufnahmen aus der Entwicklungsphase der Maschine sowie von ersten Komponenten, die Mitte 2024 in Betrieb genommen wurden.

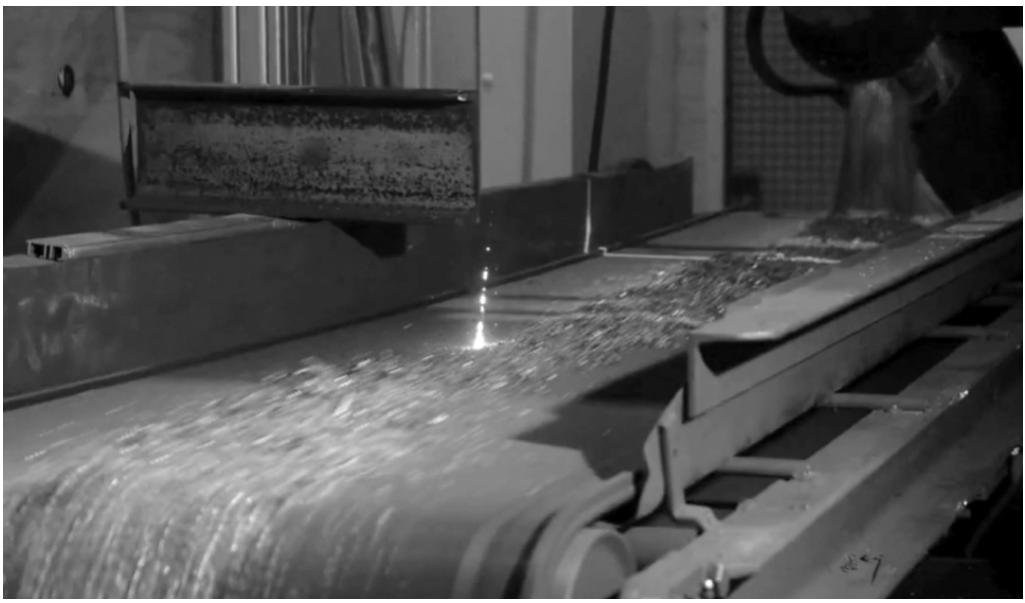


Abb. 4: 3D-Messung und Laser-Analyse an kleinen Stückgütern auf einem Förderband (EU-Projekt REVAMP 2020)



Abb. 5: Delta-Roboter greifen vereinzelte Feuerfeststeine auf einem Förderband (University Liège)

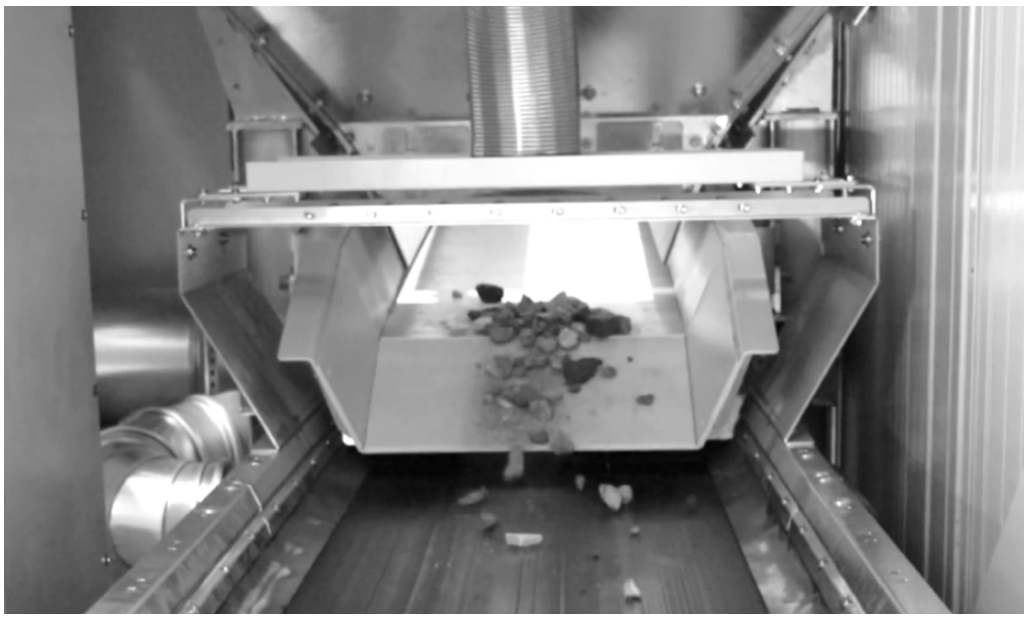


Abb. 6: Vereinzelung von Feuerfeststeinen



Abb. 7: Flugparabel der Feuerfeststeine am Bandkopf

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Maßgeschneiderte Lasermesssysteme bringen Licht in den Prozess des Recyclings von Stückgütern, wie am Beispiel von Feuerfestmaterialien gezeigt. Das Konzept eines beweglichen

Messstrahls, der ein bewegtes Messobjekt auf einem Förderband verfolgt und analysiert hat ein sehr hohes Anwendungspotenzial. Erschlossen wird damit eine Einzelkornidentifikation und -sortierung mit hohem Massendurchsatz. Dies wird in Zukunft in verschiedenen Bereichen des Recyclings von Wertstoffen mehr und mehr an Bedeutung gewinnen (Noll et al. 2020).

Die Lasermesstechnik und insbesondere die Laser-Emissionsspektroskopie (LIBS) eingebettet in eine automatisierte Anlage können in Zukunft einen wichtigen Beitrag für eine nachhaltige Produktion leisten.

LITERATURVERZEICHNIS

Aydin, Ü., Noll, R., Makowe, J., Kelnberger, R., DE 10 2008 032 532 B4, Verfahren und Vorrichtung für den präparierenden Lasermaterialabtrag, 2023

EU-Projekt ReSoURCE (2022), Refractory Sorting Using Revolutionizing Classification Equipment, Horizion Programme, Grant Agreement No. 101058310; 2022-2025

EU-Projekt REVAMP, Retrofitting Equipment for Efficient Use of Variable Feedstock in Metal Making Processes, Horizon Programme, Grant Agreement No. 869882; 2020-2023

Noll, R., Laser-induced Breakdown Spectroscopy – Fundamentals and Applications, Berlin, Deutschland, 2012

Noll, R., Bergmann, K., Fricke-Begemann, C., Schreckenberg, F. (2020) Inverse Produktion für nachhaltige Wertstoffkreisläufe – Aktuelle Entwicklungen zur automatisierten Demontage und Entstückung von Elektronikplatinen, Chem. Ing. Techn. 92(2020)360-367

Noll, R., Fricke-Begemann C., Schreckenberg F. (2021), Laser-induced breakdown spectroscopy as enabling key methodology for inverse production of end-of-life electronics, Spectrochim. Acta Part B 181(2021)106213

University Liège, Photo by courtesy of cooperation partner, Liège, Belgium

KONTAKT

Volker Moerkens
volker.moerkens@lsa-systems.de
+49 (0) 241 475702-0
Technical Director
Laser Analytical Systems & Automation GmbH
www.lsa-systems.de

Nachhaltiges Management von teerhaltigem Straßenaufbruch: Ein ganzheitlicher Projektansatz

Paul Bäcker[1], Georg Maier[1], Volker Thome[2], Ralf Erdmann[3], Thomas Fehn[4] & Thomas Längle[1]
[1)] Fraunhofer IOSB, Sichtprüfsysteme, Karlsruhe, Deutschland
[2)] Fraunhofer IBP, Mineralische Werkstoffe und Recycling, Holzkirchen, Deutschland
[3)] Fraunhofer IML, Supply Chain Engineering, Dortmund, Deutschland
[4)] Fraunhofer UMSICHT, Advanced Carbon Conversion Technologies, Sulzbach-Rosenberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Teerhaltiger Straßenaufbruch stellt eine erhebliche Herausforderung im Straßenbau dar. Die im Teer enthaltenen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) sind nachweislich krebserregend und erbgutschädigend. Aus diesem Grund darf teerhaltiger Straßenaufbruch nicht recycelt werden und wird üblicherweise deponiert. Dies führt zu hohen Kosten und dem Verlust der gebundenen Mineralik. Im Projekt InnoTeer wird ein ganzheitlicher Ansatz zur Aufbereitung von teerhaltigem Straßenaufbruch entwickelt. Dabei werden innovative Methoden in der Vorsortierung, Dekontamination und der Entwicklung von Recycling-Anwendungen erprobt. Die verschiedenen Aufbereitungsschritte werden zudem durch ein Logistikkonzept verknüpft, um Synergien zu nutzen und Transportkosten zu senken.

1 EINFÜHRUNG

In den vergangenen Jahrzehnten wurden im europäischen Straßenbau in erheblichem Umfang teer- und pechhaltige Bindemittel eingesetzt. Während diese Materialien damals für ihre hervorragenden Eigenschaften im Straßenbau geschätzt wurden, stellen sie heute aufgrund ihrer potenziell schädlichen Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit eine erhebliche Herausforderung dar (BDE 2019). In Deutschland allein wird die Menge dieser teerhaltigen Straßenmaterialien auf über eine Milliarde Tonnen geschätzt, von denen jährlich mehrere Millionen Tonnen als Straßenaufbruch anfallen. Angesichts der karzinogenen Natur der in diesen Materialien enthaltenen Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) ist eine sichere und effektive Behandlung und Entsorgung von großer Bedeutung (Boffetaet al. 1997).
Vor diesem Hintergrund wurde das Projekt »InnoTeer« ins Leben gerufen. Das ambitionierte Vorhaben widmet sich der Entwicklung einer umfassenden und nachhaltigen Lösung für das Recycling von teerhaltigem Straßenaufbruch. Durch die interdisziplinäre Zusammenarbeit mehrerer Fraunhofer-Institute vereint das Projekt eine breite Palette von Expertisen und Technologien, um innovative Ansätze in der Detektion, Dekontamination, Wiederverwertung und Logistik teerhaltiger Materialien zu erforschen und zu entwickeln. Ziel des Projekts »InnoTeer« ist es, die Kreislaufwirtschaft im Straßenbau zu fördern, indem es Technologien bereitstellt, die nicht nur die Umwelt schützten, sondern auch die Wiederverwendung von recycelten Materialien in neuen Bauvorhaben ermöglichen.

2 PROJEKTÜBERBLICK

Abb. 1 zeigt eine schematische Darstellung des Gesamtverfahrens. Der erste Schritt des Projekts beinhaltet die Entwicklung einer präzisen Online Analytik und Sortierung, die es ermöglicht, kontaminiertes Material schnell und zuverlässig zu identifizieren und nicht kontaminiertes Material auszusortieren, um es direkt dem Recycling zuführen zu können. Diese Technologie basiert auf der Kombination modernster Sensortechnologien, die eine detaillierte Analyse der Materialzusammensetzung in Echtzeit ermöglichen.
Im nächsten Schritt fokussiert sich das Projekt auf die thermo-chemische Dekontamination des identifizierten Materials. Durch innovative Verfahren wird eine effektive und umweltschonende

Entfernung der schädlichen PAK erreicht, ohne die strukturellen Eigenschaften des recycelten Materials zu beeinträchtigen. Dies stellt sicher, dass das Material nicht nur sicher, sondern auch wertvoll für zukünftige Bauvorhaben bleibt.
Parallel dazu erforscht das Projekt die potenziellen Baustoffanwendungen des recycelten Materials. Ziel ist es, die Qualität und die Einsatzmöglichkeiten des aufbereiteten Materials zu maximieren, um seine Akzeptanz und Verwendung in der Baubranche zu fördern.
Schließlich widmet sich das Projekt dem Entwurf effizienter Logistikkonzepte, die die Stoffströme des beabsichtigten Kreislaufprozesses optimieren. Durch die Reduzierung des ökologischen Fußabdrucks und Verbesserung der Wirtschaftlichkeit des Prozesses trägt dieses Konzept entscheidend zur Nachhaltigkeit des gesamten Projekts bei. Wesentlich dabei ist ebenfalls die enge Verknüpfung des entstehenden Datenstroms, durch den Parameter eines Verarbeitungsschrittes zur Optimierung des nächsten genutzt werden. Die Datenströme bilden des Weiteren die Basis für eine ganzheitliche Ökobilanzierung.

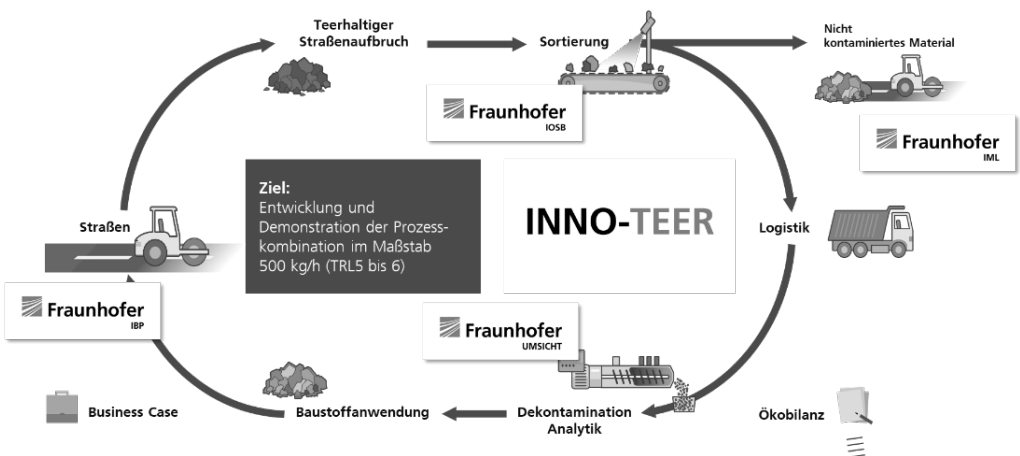


Abb. 1: Schematische Darstellung der Verfahrenskette

3 UMSETZUNG

Im folgenden Kapitel werden die einzelnen Projektbeiträge des InnoTeer-Projekts detailliert vorgestellt und der aktuelle Stand der Forschung und Entwicklung präsentiert.

3.1 Online Analytik und Sortierung

Aktuelle Verfahren zur Erkennung von teerhaltigem Straßenaufbruch basieren entweder auf Labortests oder ungenauen Schnelltests, die jeweils nur stichprobenhaft durchgeführt werden. Eine Trennung einzelner, nicht kontaminierter Bestandteile aus einem Abfallstrom ist daher nicht möglich (Hugener et al.1998). Im Rahmen des Projekts wird daher ein Verfahren der optischen Schüttgutsortierung entwickelt, bei dem Objekte im Durchlauf mittels optischer Sensorik erkannt werden und dann einzeln sortiert werden können (Maier et al. 2024). Die Entwicklung eines hochpräzisen Multi-Sensor-Systems, das auf der Kombination von SWIR (Short-Wave Infrared) und MWIR (Mid-Wave Infrared) Zeilenscannern basiert, ermöglicht die genaue und schnelle Identifizierung und Klassifizierung von teerhaltigem Material.
Im Rahmen einer Laboruntersuchung wurden 421 Proben aus insgesamt 12 Entnahmestellen analysiert, die eine breite Palette von Materialtypen umfassen. Dabei wurden die Proben in drei Klassen unterteilt: „Bitumen-basiert“ für Bruchstücke mit Bitumen als Bindemittel, „Teer-basiert“, sowie „reine Mineralik“. Die Proben wurden mittels Hyperspektraler Sensoren im kurzwelligen (HySpex SWIR 640) und mittleren Infrarot (Specim FX50) aufgenommen. Abb. 2 zeigt die

Mittelwertspektren für die drei Klassen. Um eine Fusion der Daten beider Sensoren zu ermöglichen, wurden die Proben auf Probenträgern befestigt, wodurch sie im Nachgang pixelweise registriert werden können.

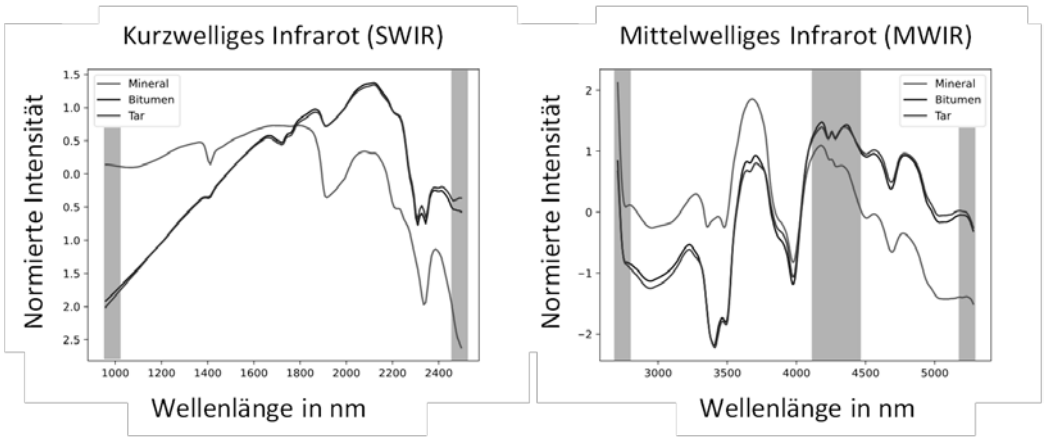


Abb. 2*:* Mittelwertspektren im kurzwelligen und mittelwelligen Infrarot. Markiert sind Segmente des Spektrums, die aufgrund hohen Rauschens oder dem Einfluss von CO_2 in der Auswertung nicht verwendet wurden

Auf Basis der aufgenommenen Daten wurde ein neuronales Netzt trainiert, das anhand der spektralen Signatur jedes Pixel einer der Klassen „Mineralik“, „Bitumen“ und „Teer“ zuweist.
Vorläufige Ergebnisse zeigen, dass durch die Nutzung beider Sensoren eine sehr hohe Trennschärfe erzielt werden kann. Abb. 3 zeigt beispielhaft die pixelweise Klassifizierung einiger Beispiel-Proben.

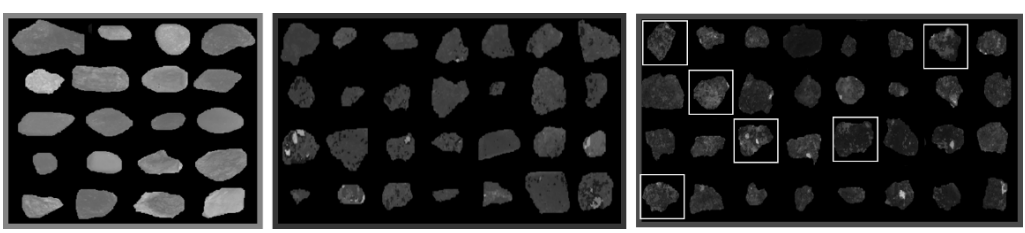


Abb. 3: Beispielhafte Ergebnisse der pixelweisen Klassifizierung. Links: Proben der Klasse Mineralik; Mitte: Teer; Rechts: Bitumen. Die Einfärbung der jeweiligen Pixel entspricht der vorhergesagten Klasse (Grün für Mineralik, Rot für Teer und Blau für Bitumen). Umrandet sind Proben, die bei geringerem Schwellwert der Klasse Teer zugeordnet werden. Erkennbar ist außerdem die offenliegende Mineralik in den Klassen Teer und Bitumen (grüne Flecken auf Teer/Bitumen-Proben)

Die nähere Analyse hat ergeben, dass Spektralinformation aus dem mittelwelligen Infrarot dabei wesentlich informationstragendes als aus dem kurzwelligen Infrarot ist, insbesondere bei der Unterscheidung zwischen Teer und Bitumen. Zur weiteren Verbesserung der Robustheit kann der Schwellwert für die Klassifizierung eines Objektes als Teer herabgesenkt werden. Der Schwellenwert bezieht sich auf den Anteil der als Teer klassifizierten Pixel pro Objekt. Dadurch konnte vollständig verhindert werden, dass teerbelastete Objekte einer der nicht Teer-kontaminierten Klassen zugeordnet werden. Dieser Fall ist der kritischste, da dadurch schnell eine gesamte Charge Recyclingmaterials als kontaminiert gilt. Durch Herabsetzen des Schwellwerts steigt zwar auch die Rate der falsch als kontaminiert erkannten Gutmaterialien, allerdings konnte weiterhin

die gesamte Mineralik, sowie ein Großteil des Bitumens korrekt erkannt werden, wodurch dieser Anteil direkt im Recycling genutzt werden kann.
Diese Fortschritte unterstreichen das Potenzial der entwickelten Technologie, eine zuverlässige Grundlage für die Weiterentwicklung der Sortiertechnik zu bieten. Zukünftige Arbeiten werden sich auf die Integration dieser Sensortechnologie in ein vollständiges Sortiersystem konzentrieren, das eine effiziente Trennung von teerhaltigem Material in Echtzeit ermöglicht. Dabei soll Material mit einem Durchsatz von 500 kg/Std. sortiert werden. Dafür wird die Integration der MWIR-Kamera in ein Sortiersystem, sowie die Beschleunigung der Klassifikationsalgorithmen durchgeführt. Darüber hinaus werden komplexere Klassifikatoren und eine breitere Diversität in den Trainingsdaten angestrebt, um die Präzision und Effizienz des Systems weiter zu verbessern.

3.2 Thermo-chemische Dekontamination

Das entwickelte Dekontaminationsverfahren arbeitet bei Temperaturen von rund 400 Grad Celsius. Es kombiniert eine Unterdruck-Pyrolyse mit einer kontrollierten Oxidationsstufe. Vorversuche haben gezeigt, dass eine herkömmliche Pyrolyse in Stickstoffatmosphäre bei Umgebungsdruck nur einen geringen Einfluss auf den PAK-Gehalt hat. Wird der Druck im Reaktor auf ca. 500 mbar abs. abgesenkt, reduziert sich der PAK-Gehalt deutlich auf rund 100 ppm. Dies resultiert aus den durch den Unterdruck herabgesetzten Siedepunkt der enthaltenen PAKs. Um den Richtwert von 25 mg/kg zu erreichen, wird zusätzlich kontrolliert ein Oxidationsmittel wie bspw. Luft gepulst hinzugeben. Durch das zusätzliche „Cracking“ wird der Richtwert unterschritten und bei weiterer Erhöhung der Verweilzeit reduziert sich der PAK-Gehalt bis unter die Nachweisgrenze. Im Rahmen des Vorhabens wurde eine Pilotanlage im Maßstab 12 t/Tag (500 kg/h) konstruiert und aufgebaut (Abb. 4).

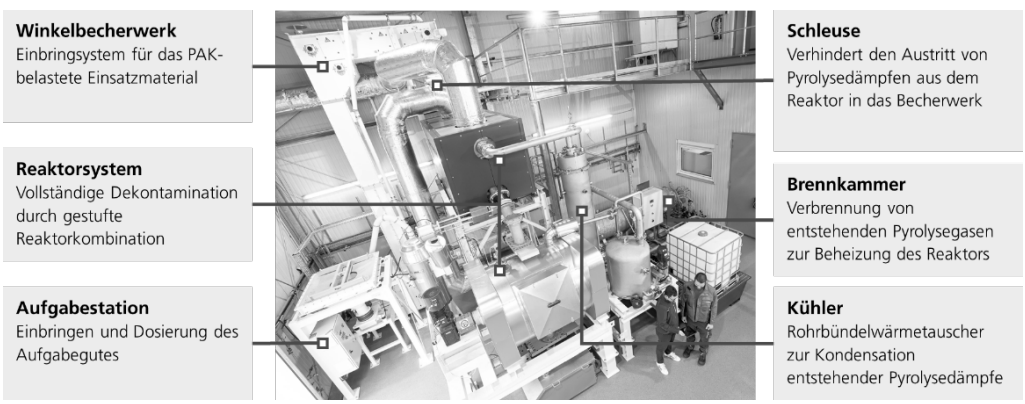


Abb. 4: Dekontaminationsanlage für teerhaltigen Straßenaufbruch im Pilotmaßstab (500kg/h)

In der ersten Stufe des Behandlungsprozesses wird der PAK-haltige Straßenaufbruch über ein Becherwerk mit Materialschleuse in einen gasdichten Pyrolyse-Drehrohrofen transportiert. Das Einsatzmaterial wird in sauerstofffreier Atmosphäre auf ca. 400°C erhitzt. Die hierfür benötigte Wärmenergie wird extern über einen außenliegenden Mantel eingebracht, welcher mit heißem Rauchgas umströmt wird. Beim Anfahren wird dies über die Verbrennung von Erdgas bereitgestellt, nach dem Erreichen des erforderlichen Temperaturniveaus wird das Erdgas durch Produktgas aus der Dekontamination substituiert. In dieser ersten Verfahrensstufe werden kurzkettige PAK-Verbindungen (mit niedrigerem Siedepunkt) aus dem Einsatzmaterial zersetzt bzw. in die Gasphase überführt. Die Temperaturen liegen dabei unterhalb des Punktes des Quarzsprungs. Die Festigkeit des Gesteinsmaterial bleibt unbeeinträchtigt. Durch die Rotation des Reaktors wird eine ausreichende Durchmischung des Förderguts sichergestellt. Eine Demonstrationsanlage mit

einer Kapazität von 500 kg/h ist seit April 2024 in Betrieb. Damit soll der Langzeitbetrieb des Verfahrens erprobt werden. Die Versuchskampagnen dienen dazu, den Prozess weiter zu optimieren und für die industrielle Anwendung vorzubereiten. Langzeitdaten zum Emissionsverhalten sollen gesammelt werden, um auf genehmigungsrechtliche Fragestellungen und Umweltverträglichkeitsprüfungen bei Realisierungsprojekten vorbereitet zu sein.

3.3 Baustoffanwendungen

Nach der Pyrolysebehandlung bleibt eine Kohlenstoff-haltige Mineralik zurück. Diese besteht aus der Gesteinskörnung sowie Füllstoffen, welche für die Herstellung des Asphalts verwendet wurden. Bisherige Röntgenanalysen konnten nachweisen, dass Kalksteinmehl wiedergewonnen werden kann, d.h. durch die Pyrolysebehandlung bei T @ < 500 °C wird eine Zersetzung des Kalksteins und damit die Emission von CO_2 vermieden (Zementwerke 2002). Gemäß den Anforderungen in der „Technischen Lieferbedingungen für Gesteinskörnungen im Straßenbau“ (FGSV 2004) wird die erhaltene Mineralik sowohl chemisch-mineralogisch als auch betontechnologisch analysiert. Die Gesteinskörnungen müssen eine ausreichende Widerstandsfähigkeit gegen eine Zertrümmerung aufweisen, welche als Los Angeles Koeffizient gemäß DIN EN 1097-2 bestimmt wird. Ein weiterer wichtiger Parameter für Gesteinskörnungen stellt die Verschleißfestigkeit dar, welche durch eine gegenseitige Reibung des Gesteinskörnungen in einem sog. Mikro-Deval Test gemäß der Norm EN 1097-1 bestimmt werden kann.

3.4 Logistikkonzept

Die Bereitstellung von Straßenaufbruch zur nachfolgenden Behandlung und die Wiederverwendung im Bauwesen stellen zeitlich und topografisch volatile Elemente in einem Recyclingnetzwerk der Kreislaufwirtschaft dar. Dies erfordert im Vergleich mit etablierten Liefernetzwerken besondere Fähigkeiten zur Koordination der einzelnen Stoffströme. Außerdem muss bei der Verwertung naturgemäß inhomogener Materialfraktionen eine Rückkopplung von der Bewertung des Sekundärmaterials über die Prozessführung der Dekontamination hin zur Festlegung geeigneter Sortierkriterien gegeben sein.
Mit der Größe der Liefernetzwerke steigen einerseits die Optimierungspotenziale, andererseits aber auch die Komplexität der Bewertungsalgorithmen. Das Projekt InnoTeer verfolgt deshalb eine umfassende Digitalisierung der Einsatzparameter aller beteiligten Objekte (Materialflussknoten) und Stoffströme in einer Beschreibungsalgorithmik, die später eine direkte Übergabe an Berechnungs- und Simulationssysteme ermöglicht. Auf dieser Datenbasis sind dann unterschiedliche Analysen, z.B. zu Verkehrsträgern (LKW, Bahn, Binnenschiff), Routingoptimierung der Stoffströme, Standortbestimmung stationärer und mobiler Anlagen, Größe von Materialpuffern, Balancing zwischen Primärrohstoffen, Deponierung und Sekundärmaterial, Geschäftsmodelle und Effizienz von Marktplattformen, Carbon Footprint oder Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen durchführbar.
Innerhalb des InnoTeer-Versuchsaufbaus liegt das Augenmerk zunächst auf dem Informationsfluss von Sekundärmaterialanalyse zu Dekontaminationsprozess und weiter zurück zur Sortierstrategie. Parallel wird der Materialfluss anhand verfügbarer Datensätze einer Modellregion erprobt und ein Digitalisierungsszenario aufgesetzt, welches dann nach Projektabschluss in den Realbetrieb mit interessierten Stakeholdern überführt wird. Die Konzeption des Logistikmodells kann auf ähnliche Kreislaufprozesse anderer Materialarten übertragen werden.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Das InnoTeer-Projekt stellt einen bedeutenden Fortschritt im Umgang mit teerhaltigem Straßenaufbruch dar. Durch die Zusammenarbeit der Fraunhofer-Institute und die Integration verschiedener Technologien wurden signifikante Verbesserungen in der Erkennung, Dekontamination und Wiederverwertung von kontaminiertem Material erzielt.

Zukünftige Arbeiten werden sich auf die engere Kopplung der Einzelprojektschritte konzentrieren und insbesondere die vollständige Inbetriebnahme der Sortierungs- und Dekontaminationsprozesse vorantreiben. Darüber hinaus wird eine Ökobilanz für die gesamte Prozesskette erstellt, um die Umweltverträglichkeit und Nachhaltigkeit des Ansatzes weiter zu verbessern und zu validieren.

LITERATURVERZEICHNIS

BDE. (2019). *Gemeinsame Verbändeposition zur kritischen Entsorgungssituation für teer-/ pechhaltigen Straßenaufbruch.* Bundesverband der Deutschen Entsorgungs-, Wasser- und Rohstoffwirtschaft e.V.

Boffeta, P., Jourenkova, N., & Gustavsson, P. (01. 05 1997). Cancer risk from occupational and environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Cancer Causes & Control*, S. 444-472.

FGSV. (2004). *Technische Lieferbedingungen für Gesteinskörnungen im Straßenbau.*

Hugener, M., Mattrel, P., & Fritz, H. (27. 05 1998). Recycling of Road Pavements – an Environmental Problem? Recycling von Strassenbelägen – ein Umweltproblem? *CHIMIA*, S. 225-229.

Maier, G., Gruna, R., Längle, T., & Beyerer, J. (2024). A Survey of the State of the Art in Sensor-Based Sorting Technology and Research. *IEEE Access*, 6473 - 6493.

Zementwerke, V. D. (2002). *Zement-Taschenbuch.* Düsseldorf: Bau+Technik.

KONTAKT

Paul Bäcker
paul.baecker@iosb.fraunhofer.de
Sichtprüfsysteme
Fraunhofer IOSB
www.iosb.fraunhofer.de

Implementation and evaluation of a real-time capable approach to sensor-based sorting using CNNs

Felix Lehnerer[1], Lukas Roming[1], Jürgen Hock[1], Felix Kronenwett[1], Georg Maier[1] & Thomas Längle[1]
[1)] Fraunhofer Institute of Optronics, System Technologies and Image Exploitation (IOSB), Visual Inspection Systems, Karlsruhe, Germany

ABSTRACT: In state-of-the-art optical sorting, engineered image processing algorithms are commonly used to identify materials. However, for complex material textures and high-density material streams, these approaches are often unable to maintain the desired sorting quality. Convolutional neural networks (CNNs) have been proven to outperform such approaches in their ability to classify objects in images. Nevertheless, most studies are not implemented into a real sorting system. In this work, we implement a full pipeline for optical sorting based on a CNN. Semantic segmentation is performed on acquired images and the result is mapped onto pneumatic valves for ejection of detected objects. The approach is real-time capable, even if the images are captured after discharge from the belt. The effectiveness of the approach is demonstrated in two challenging sorting tasks: the sorting of construction and demolition waste with a high amount of dust and the detection of peanuts in hibiscus tea.

1 INTRODUCTION

In sensor-based sorting, engineered image processing algorithms are commonly used. Classical machine learning techniques applied to low-level visual information of image pixels are also a prevalent approach in practical sensor-based sorting tasks (Maier et al. 2024). These techniques include linear discriminant analysis, support vector machine, nearest-neighbor, decision tree, and others. Nevertheless, the breakthrough of deep learning-based convolutional neural networks (CNNs) is already affecting the field of sensor-based sorting and has greatly changed the focus of research, but not yet reached its full potential in practice.
Possible applications of deep learning for sensor-based sorting include the fields of waste recycling, mineral refinement, food quality assurance, and more. In the field of mineral recycling, the U-Net architecture (Ronneberger et al. 2015) was adopted by various papers. Liu et al. (2020) proposed an ore contour detection model based on U-Net and Resnet for detecting ore particles in complex environments. Yang et al. (2021) improved the U-Net model for ore image segmentation and incorporated a Contour Awareness Loss to improve sensitivity to misclassified and challenging pixels. Duan et al. (2020) designed a lightweight U-Net for effective segmentation of iron ore images. Suprunenko et al. (2020) proposed a method combining U-Net and Watershed algorithm for ore image segmentation and demonstrated its application prospect in particle size detection tasks. Liu et al. (2021) proposed a deep learning-based method for ore sorting, addressing the particle adhesion problem.
Sensor-based sorting is also used for food quality assurance. This includes strawberry grading systems (Xu et al., 2010), fermentation degree monitoring of black tea (Zhu et al. 2019, Dong et al. 2018) and apple sorting systems (Sofu et al. 2016). In terms of tea sorting, there are several studies on fresh tea leaf sorting with CNNs. Yanyan et al. (2019) developed a basic six-layer CNN, including three convolutional layers, aimed at classifying various types of fresh tea. Their model successfully identified Huoshanhuangya teas with an accuracy of 95.3 % and could process an image within 0.3795 seconds. Cao et al. (2023) proposed a YOLOv5-based deep learning model designed for the sorting of fresh tea leaves, featuring high generalization capabilities. They examined theoretical and practical aspects of the process from identification to sorting and explored how water content influences recognition accuracy. In contrast to that, Gan et al. (2023) used a genetic algorithm to select and combine manually extracted features, including 27

morphological features and 27 color features. Utilizing an SVM for classification, they achieved a recognition rate of 98.5 %.
While numerous studies on CNNs have addressed the accuracy of object recognition, localization, and classification, few have been implemented in an actual sorting system. This study addresses this gap by implementing a complete sorting pipeline from image acquisition to valve activation. Fig. 1 shows one of the sorting systems used in this study. Objects are fed onto a conveyor belt via a vibrating feeder. A line-scan camera captures the objects after discharge from the belt. An array of pneumatic valves ejects objects based on decisions made by the sorting software. To the best of our knowledge, this is the first study to implement a complete sorting process based on a CNN using images that are captured after discharge from the belt. This reduces the lateral movement of objects between camera line and pneumatic valves and allows for more accurate ejection. The contributions of this work include: (1) A study on the real-time capabilities of CNNs for sensor-based sorting by implementing a complete sorting pipeline, from image acquisition to the activation of pneumatic valves, (2) the integration of U-Net into a sorting system, and (3) an evaluation of sorting quality in the applications of sorting construction and demolition waste (CDW) and peanuts from hibiscus tea.



Fig. 1: Sorting system used to sort CDW with labeled components: (1) vibrating feeder (2) conveyor belt (3) camera box (4) camera line (5) lighting (6) pneumatic valves. (Maier et al. 2024)

2 TRAINING

In this study a U-Net is used as the basic network architecture, which was first proposed in Ronneberger et al. (2015). The CNN assigns one output segmentation map for each material class (including image background). Due to the controlled environment of the sorting task, we reduce the complexity of the model. Therefore, the number of channels is reduced by a factor of 4 in each layer. For sorting CDW, the image is additionally downsized along the x- and y-axis by a factor of 2 to increase the receptive field. Each convolution is padded with zeros to ensure same sized in- and outputs.
For training the U-Net, no manual image annotations (labeling of segmentation masks) are necessary. First, samples of all materials are captured by the camera. Each material gets recorded in a separate sequence. Out of each sequence, objects are extracted by applying a threshold to intensity and performing connected component analysis (CCA). Fig. 2 shows samples of extracted objects. Afterwards, synthetic training images are generated by combining randomly selected objects and augmenting them (random rotation, scale, and translation). Each object is iteratively placed, whereby the maximum overlap between objects is limited. For CDW, multiple recorded images of dust are combined to build the background of the synthetic training images.
The model is trained on 1024 synthetic images for 50 to 100 epochs, whereby the best epoch is chosen by early stopping on a validation set, which is also synthetically generated. The Adam optimizer and categorical cross-entropy loss are used for training.

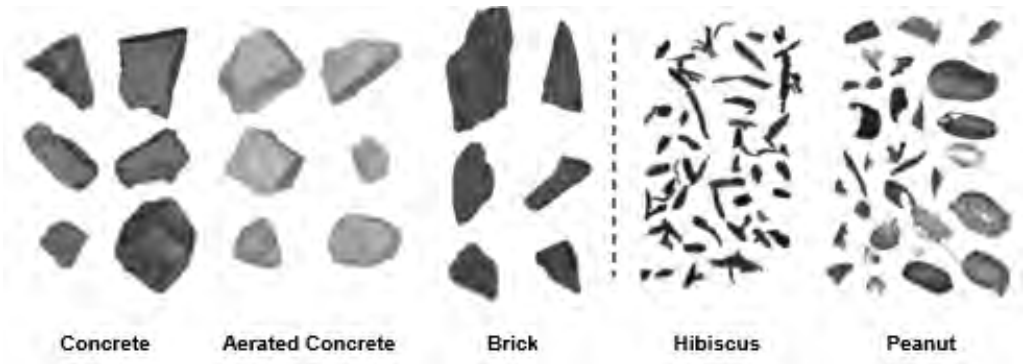


Fig. 2: Samples of extracted objects used for synthetic dataset generation of the two selected sorting tasks: CDW (left) and peanuts in hibiscus tea (right)

3 INFERENCE

To calculate the activation of each valve a pipeline is designed that runs mostly on a graphics processing unit (GPU). The complete pipeline is depicted in Fig. 3. A line-scan camera is used to capture the material stream. The camera outputs images with a height of 16 pixels and a width of 4096 pixels. In an initial preprocessing step, shading is performed, and image lines are buffered to obtain images in the expected input size of the neural network. The preprocessed image blocks are then fed into the CNN. To ensure high quality predictions at the borders of each image block, the CNN is provided additional lines from the previous and next image block. For CDW sorting, we use image blocks of height 64 pixels with 2x32 additional lines from the previous and the next block. Due to the smaller object size, we use image blocks with a height of 32 pixels and 2x16 buffered lines for sorting hibiscus tea and peanuts. After semantic segmentation the result is mapped to the valves. Each valve will activate when enough pixels in the valve's surrounding will be classified as the desired class. This results in a binary map where each pixel determines if a valve (x-axis, perpendicular to belt feed) is opened in a certain time frame (y-axis, lengthwise to belt feed). Additionally, morphological operations are applied in a post-processing step to enlarge the regions of activation. This can be beneficial, when there is movement of objects on the way between the camera and the valve array relative to the expected trajectory. There can be two errors, which are timing error and position error along the valves. The first can be compensated using dilation of the activation map in y-direction, whereas a dilation in x-direction reduces the impact of the second error.

The pipeline is built in CUDA with TensorRT for inference. Each processing step is running asynchronously on a GPU and different executions may overlap. The pipeline includes copying input images to the GPU and copying the resulting valve activation map back into main memory.

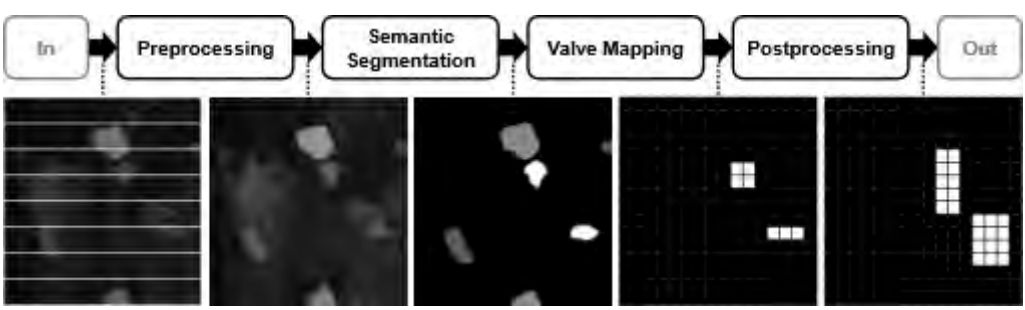


Fig. 3: Complete pipeline for prediction of valve activation. The camera image is preprocessed, then fed through the U-Net. Finally, the result of semantic segmentation is mapped to the pneumatic nozzles

4 EXPERIMENTS

To assess the sorting quality, experiments were conducted on two real sorting systems with two different sorting tasks. Images of both sorting tasks are shown in Fig. 4. The sorting result of the proposed approach was compared to the sorting quality of an established sorting software. The software uses statistically learned color information to classify each pixel. By CCA, objects are identified and classified based on the prediction for the contained pixels. For sorting CDW, an additional feature is employed which uses the ratio of foreground to background pixels in the objects bounds. This prevents the misclassification of single clusters of dust as stones. Both approaches were evaluated based on their sorting results.

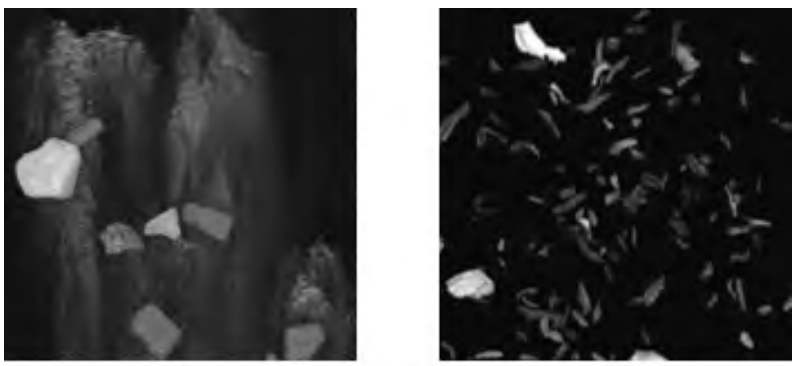


Fig. 4: Exemplary image sections of the two sorting tasks: a) CDW with dust and b) Peanuts in hibiscus tea

4.1 Peanut in Hibiscus tea

The first application presented is removing peanuts from hibiscus tea. The contamination of the tea with peanuts arises from farm workers on a tea plant eating peanuts. A 20:1 ratio of hibiscus (400 g) and peanut (20 g) was chosen, because in practice there would be only a tiny fraction of the foreign material. The fraction of peanuts would be lower in a real material stream, but lower amounts of peanut would make the statistical scores more prone to errors.
The results of the described experiment are shown in Tab. 1 and in Fig. 5. The CNN approach achieves a notable reduction in incorrectly ejected hibiscus with a slightly higher amount of remaining peanut compared to the conventional approach. The conventional approach wrongly identifies some of the hibiscus as peanut due to their overlap in the RGB color space. The overall accuracy of the sorting outcome is 97.5 % for the CNN approach, whereas the conventional approach sorts with an accuracy of 82.0 %. It is noteworthy that when only hibiscus was fed into the system, the conventional approach resulted in the ejection of some hibiscus, whereas the CNN did not activate. This indicates that under more realistic circumstances (less peanuts and more hibiscus), the conventional approach would result in a significantly higher loss of good hibiscus material when compared to the CNN.

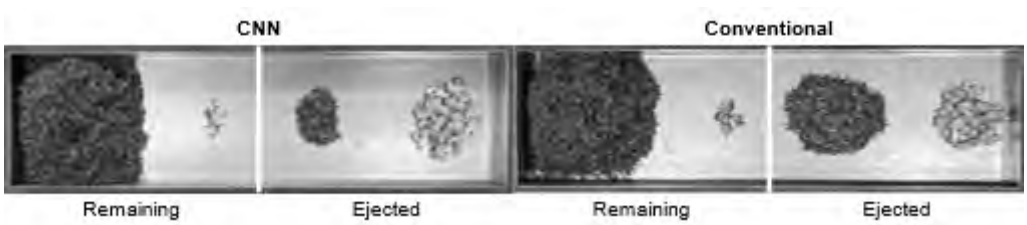


Fig. 5: Image of the sorting results from the hibiscus tea and peanut experiment

Tab. 1: Sorting results for a mixture containing 400 g hibiscus tea and 20 g peanut

		Hibiscus	Peanut
CNN	Accepted	97.8 %	5.0 %
	Rejected	2.3 %	95.0 %
Conventional	Accepted	81.3 %	3.5 %
	Rejected	18.8 %	96.5 %

4.2 CDW with high amounts of dust

For the second experiment the conventional approach is compared to the CNN based approach on the task of sorting CDW. The focus is the ability to maintain sorting quality with high amounts of dust. Therefore, 2 kg of concrete and 3 kg of other material (aerated concrete and bricks) were fed into the system. In each run, 100 g of dust (acquired from aerated concrete) were added to the material stream. In this sorting task, the network was tasked to eject concrete.
The results of the experiment are presented in Tab. 2. The sorting accuracy of the CNN approach is 94.9 %. The conventional approach shows an accuracy of 74.2 % demonstrating high error rates in both incorrectly ejected material and remaining concrete. This is likely due to the inability of the traditional approach to identify objects, resulting from the dust connecting the foreground regions of multiple objects. In both scenarios, material was lost. This is partially caused by stones that were not hit in their center of mass. The CNN approach achieved significantly better sorting results and reduced the amount of lost material. For the remaining error cases two main problems have been identified: (1) Some fragments carry dust on the visible surface, which gets incorrectly identified as concrete and (2) some parts of concrete are obstructed behind larger amounts of dust.

Tab. 2: Sorting results of 2 kg concrete, 3 kg other stones and 100 g dust

		Other	Concrete
CNN	Accepted	96.3 %	9.5 %
	Rejected	2.1 %	90.0 %
	Lost	1.5 %	0.5 %
Conventional	Accepted	86.2 %	42.4 %
	Rejected	13.9 %	52.9 %
	Lost	0.0 %	4.8 %

4.3 Realtime-capability

In both described scenarios the whole pipeline can be executed in the small timeframe between camera and pneumatic valves. For sorting peanuts and hibiscus tea, the movement duration of objects between camera line and pneumatic nozzles is 40 ms, which is the maximum allowed latency. The minimum throughput is 15,151 image lines per second. In the example of CDW sorting, the maximum allowed latency is 30 ms and the minimum throughput is 13,333 image lines per second. Out of the 30 ms available time, only 4 ms are required for all calculations in the processing pipeline. Additionally, there is a buffer overhead of 10 ms, which is needed until all camera lines are retrieved for a single prediction of the CNN. The experiments were performed with a NVIDIA RTX 4070 GPU (CDW) and NVIDIA RTX 3070 GPU (peanuts and hibiscus tea). The conveyor belts were moving at a speed of 2.9 m/s (peanuts and hibiscus tea) and 2.5 m/s (CDW).

5 CONCLUSION

This study demonstrates the potential of CNNs in enhancing the accuracy of sensor-based sorting systems. By implementing a CNN-based sorting system, we have successfully minimized the need for labor-intensive feature engineering, traditionally a significant bottleneck in sorting

applications. Since CNNs typically require large amounts of labeled training data, we have employed synthetic data generation. The developed solution achieves better sorting qualities in two challenging sorting tasks. First, by sorting peanuts and hibiscus tea, whereby the CNN outperformed the conventional approach with an accuracy of 97.5 % compared to 82.0 %. Second, for CDW the CNN achieved 94.9 % in comparison to 74.2 % for the conventional approach. Based on the implemented pipeline, additional networks and different architectures can be evaluated to further enhance the accuracy of semantic segmentation and improve the result of sorting.

6 ACKNOWLEDGMENT

Training samples were kindly provided by Körber Technologies GmbH and Fraunhofer Institute for Building Physics IBP.

REFERENCES

Cao et al. (2023). Sorting of Fresh Tea Leaf Using Deep Learning and Air Blowing. *Applied Sciences, 13*(6), 3551.

Dong et al. (2018). Prediction of Congou black tea fermentation quality indices from color features using non-linear regression methods. *Scientific Reports, 8*, 10535.

Duan et al. (2020). Detection and segmentation of iron ore green pellets in images using lightweight U-net deep learning network. *Neural Computing and Applications, 32*, 5775–5790.

Gan et al. (2023). Design and testing of a machine-vision-based air-blow sorting platform for famous tea fresh leaves production. *Computers and Electronics in Agriculture, 214*, 108334.

Liu et al. (2020). Ore image segmentation method using U-Net and Res_Unet convolutional networks. *RSC Adv., 10*, 396-9406.

Liu et al. (2021). Efficient image segmentation based on deep learning for mineral image classification. *Advanced Powder Technology, 32*(10), 3885-3903.

Maier et al. (2024). A Survey of the State of the Art in Sensor-Based Sorting Technology and Research. *IEEE Access, 12*, 6473-6493.

Ronneberger et al. (2015). U-Net: Convolutional Networks for Biomedical Image Segmentation. *Medical Image Computing and Computer-Assisted Intervention – MICCAI 2015, 9351*, 234–241.

Sofu et al. (2016). Design of an automatic apple sorting system using machine vision. *Computers and Electronics in Agriculture, 127*, 395-405.

Suprunenko et al. (2020). Ore particles segmentation using deep learning methods. *Journal of Physics: Conference Series, 1679*(10), 042089.

Xu et al. (2010). Automated strawberry sorting system based on image processing. *Computers and Electronics in Agriculture, 71*, 32-39.

Yang et al. (2021, May 15). An improved encoder-decoder network for ore image segmentation. *IEEE Sensors Journal, 21*(10), 11469-11475.

Yanyan et al. (2019). Study on sorting technology of fresh tea leaves based on convolutional neural network model. *2019 14th IEEE International Conference on Electronic Measurement & Instruments (ICEMI)*, 614-617.

Zhu et al. (2019). Application of machine learning algorithms in quality assurance of fermentation process of black tea- based on electrical properties. *Journal of Food Engineering, 263*, 165-172.

The Role of Multispectral Scrap Characterisation and Artificial Intelligence in Efficient Steel Recycling

Heimo Gursch[1], Caroline Mempör[1], Malte Jaschik[2], Harald Ganster[2], Robert Harb[3], Johannes Rieger[4] & Monika Häuselmann[4]
[1)] Know-Center GmbH, Methods and Algorithms for AI, Graz, Austria
[2)] JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH, DIGITAL – Institute for Digital Technologies, Graz, Austria
[3)] Graz University of Technology, Institute of Computer Graphics and Vision, Graz, Austria
[4)] K1-MET GmbH, Area 1, Leoben, Austria

ABSTRACT: Recycling of steel scrap is an important component in the modern steel industry. However, the composition of steel scrap is volatile and can contain a large range of unwanted particles, including non-ferrous metals, plastics, or concrete. A good characterisation of the scrap composition is therefore key for an efficient steel recycling process. Hyperspectral imaging, covering a range far exceeding the visible light spectrum, delivers a spectral profile that allow to distinguish between ferrous and non-ferrous scrap particles. However, the sheer volume of information in hyperspectral images, makes it impossible for humans to inspect these images in an industrial process. Therefore, Machine Learning (ML) is used to segment the images into the regions covered by different materials. Deep Neural Networks (DNNs) are the machine learning algorithm of choice to do this, and the results show that the DNNs deliver a good segmentation performance. The results of the image segmentation are the basis for future application like optimised scrap compositions, reduced energy consumption, or even self-adapting steel recycling processes.

1 INTRODUCTION

Recycling of steel scrap is a key aspect for the circular economy and a sustainable iron and steel industry. Steel scrap is a valuable secondary raw material, since its use reduces greenhouse gas emissions, helps to conserve primary raw materials, and facilitates the steel industry's decarbonisation efforts. However, to produce the high-quality steel needed in the industry today requires an understanding of the scrap composition and the availability of high-quality scrap. Traditionally, sorting and categorising scrap metal is labour-intensive and thus expensive. Artificial intelligence (AI) offers great potential for automation and cost-reduction since Machine Learning (ML), a domain of AI, offers great potential for the identification and categorisation of various steel scrap materials, thus laying the foundation for fast and accurate scrap sorting (Gao 2020; Díaz-Romero et al. 2022).
This work presents the current research conducted in the project InSpecScrap (INtelligent multiSPECtral characterisation for material analysis on SCRAP yards), focusing on material characterisation using AI-based methods for spectroscopic detection of impurities and assessment of scrap quality. Case studies are conducted to judge the potential of AI-based systems in characterising scrap composition to reduce energy consumption and enhance the quality of the recycled steel. The aim is to demonstrate the potential of said technologies in steel scrap recycling.

2 RELATED WORK

In recent years, price increases as well as climate and environmental mitigation actions have put the metal industry under substantial pressure, resulting in increasing efforts to boost recycling quotas and push for a transition to CO2-optimised energy sources (Heußen & Markus 2013). Apart from optimised steel scrap compositions, increasing the scrap yield of raw materials such as copper, gold, and silver has become an important aspect of metal recycling (Xu et al. 2019).

Judging the heterogeneity of the processed scrap is challenging. Visual inspections are coupled with random chemical analyses, but these samples are often not representative for the complete scrap batch delivered. For a more comprehensive sampling, the sampling process needs to be automated. Therefore, a processing chain of image capturing and processing is needed. Looking at the image capturing of scrap in an industrial context, the abilities of image capturing have been demonstrated using scrap deliveries on train wagons (Smirnov & Rybin 2020; Smirnov & Trifonov 2021). Hereby, a purely visual categorisation of different scrap appearances was performed using only three channels in the visible spectrum for Red, Green and Blue (RGB) light. The multimodal dataset by (Schäfer et al. 2023) provides a publicly accessible dataset of RGB images captured with smartphone and drone cameras and categorised into standard scrap classes. Additionally, (Xu et al. 2023) employ traditional RGB images taken during truck unloading in their deep learning framework for scrap grading. Hyperspectral imaging captures more than the RGB spectrum and therefore also provides more information about the scrap particles. This is a useful input for the image segmentation to detect different materials with more accuracy. ML applications that can learn spectral configurations (Gu & Liu 2012; Jehle et al. 2010) are gaining significance in optical industrial inspection. Hence, hyperspectral imaging sees increasing applications in scrap characterization (de la Peña et al. 2023) and sorting (Picon et al. 2012).
To characterise the scrap particles in the images, image segmentation is employed. To eliminate the need for dimensional reduction, deep neural networks (DNNs) are used for hyper-spectral image segmentation. DNNs are well-established tools for processing high-dimensional data but they often require a substantial amount of annotated training samples which can be challenging to acquire for hyperspectral imaging. For instance, while the use of fully connected networks has been proposed in the past (Paoletti et al. 2019), their large number of parameters makes them prone to overfitting. Alternatively, convolutional neural networks (CNNs) can be used where weight sharing through filter kernels reduces the number of parameters. Different convolution models have been investigated in the literature, including spectral (Hong et al. 2021), special (Konstantinos et al. 2015) and mixed spectral-spatial convolutional models (Ben Hamida et al. 2018).

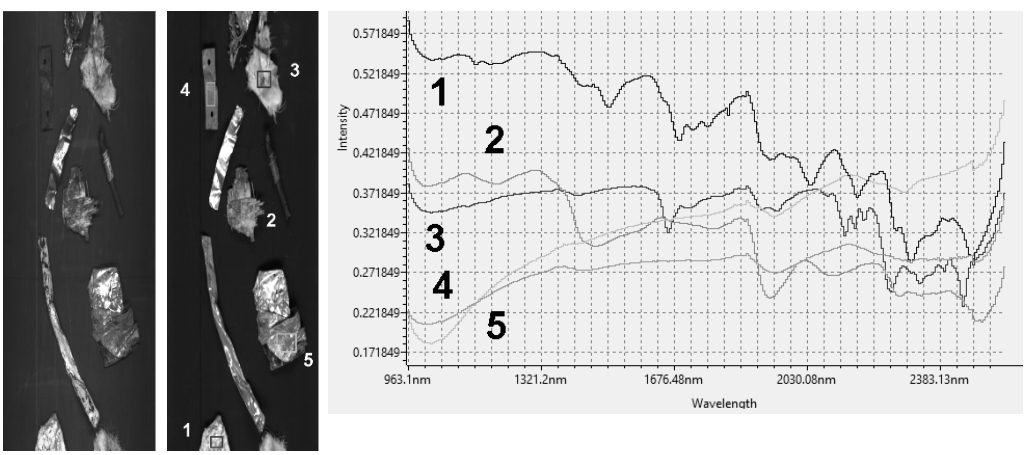


Fig. 1: Spectral profile of scrap particles styrofoam (1), wood (2), fabric (3), metal (4) and plastic film (5). While they are not distinguishable in the RGB image on the left, their spectral profiles on the right are distinguishable. The centre image shows a false colour image

Beyond image recognition, ML methods offer great potential for optimization and automation in scrap recycling (Ni et al. 2021). Digitalization in general presents a big potential for energy-intensive industries such as the steel industry with regards to process optimisation and increased energy efficiency (Branca et al. 2020) and the transformation towards a circular economy with

regard to digitalization to monitor, control, and optimize production (Reuter et al. 2019; Colla et al. 2020).

3 METHOD

The experiments are organized in a pipeline. The first step is the capturing of hyperspectral images, which are then fed to the image segmentation to detect the different particles. The results of the image segmentation can then be used in turn to select the scrap composition for the furnace and optimize the metallurgical reaction and processes in the furnace.
The image capturing is done by a hyperspectral system operating in the short-wavelength infrared (SWIR, up to 2500 nm) and middle-wavelength infrared (MWIR, up to 5500 nm) ranges. The hyperspectral images extend the traditional three-channel RGB colour images to encompass a broad spectrum of wavelengths up to 512 spectral bands, where 288 are currently used.
The hyperspectral image segmentation is done with a DNN-based approach that uses the spectral signature of individual pixels rather than spatial information. Therefore, the model learns to identify the material class solely through hyperspectral data without considering characteristics like object texture or shape. Each pixel is represented by a 288-dimensional feature vector, where each entry corresponds to one spectral band of the hyperspectral camera. A 3-layer neural network processes these features, whereas the number of input neurons equals the number of spectral bands. The number of neurons in the hidden layer is 256 and the number of output neurons is equal to the number of material classes. The internal layers employ Rectified Linear Units (ReLU) as activation functions and a softmax function is used for the output layer. Notably, network architectures with a significantly larger number of layers and neurons were tried but they did not increase performance.
The neural network parameters were trained with the Adam optimizer and a learning rate of $1\mathrm{e}-3$, a batch size of 256, and a cross-entropy loss. Additionally, during training and evaluation, each input sample was normalised to have zero mean and unit variance before passing it as input to the network. The training was run for 100 epochs for all experiments.

4 RESULTS

The image capturing is composed of a SWIR and an RGB camera. All investigated scrap particles exhibited partially rusted surfaces. In the RGB image, only the rust or the colour of the particles is visible, without any information about the material. In contrast, the SWIR technology reveals details about the material—also beneath the rust. This capability of SWIR technology allows for a deeper and more precise analysis of material composition. However, the trials indicated that it is very difficult—if not impossible—to distinguish between different types of metals from the SWIR alone. Hence, using a combined SWIR and RGB image is beneficial for the image recognition which can be further improved by adding shape information. Figure 1 shows different scrap particles and their spectral profiles.
In total, 25 images are used in the image segmentation. The images contained various objects that typically occur in a scrap recycling environment labelled with eleven classes through pixel-wise annotations. Figure 2 shows the classes and their distribution. For training and evaluation, the pixels from all images where split into a training set and a test set with a ratio of 80 % to 20 %, resulting in 1.133.694 and 283.423 samples for training and testing, respectively.

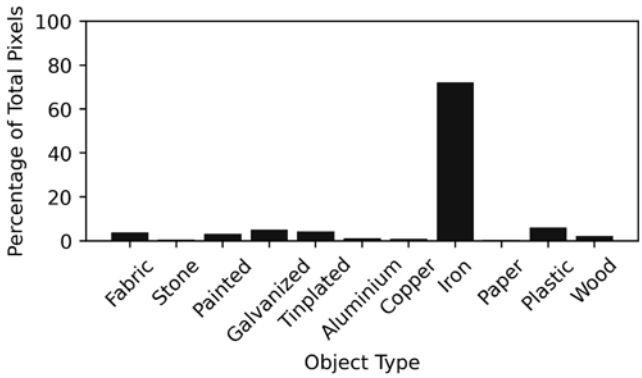


Fig. 2: The distribution of the total pixel area of each object class in the hyper-spectral imaging dataset

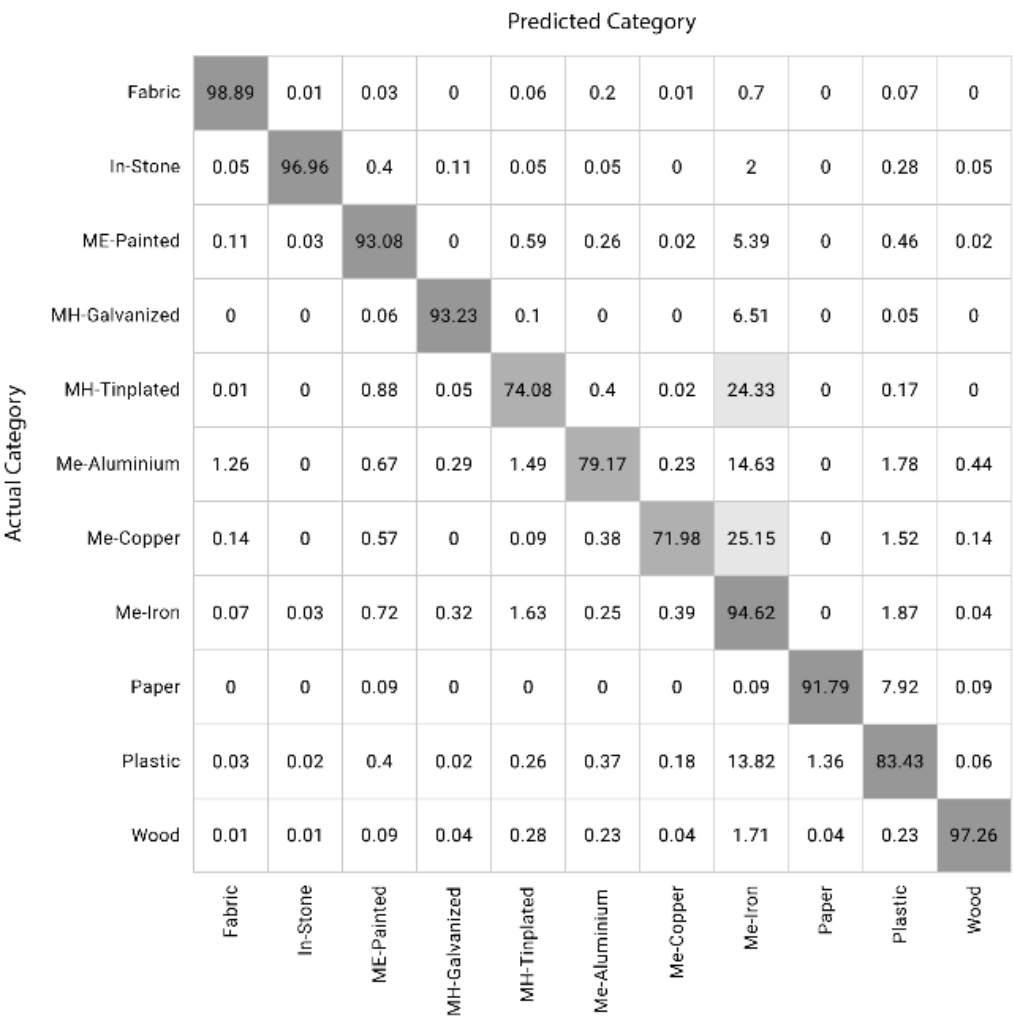


Fig. 3: Confusion matrix showing the performance of our classification model across different material types

Figure 3 depicts the confusion matrix showing that in the majority of cases, the trained neural network can identify the correct object class. Moreover, when misclassifications occur, the incorrectly assigned classes are often those whose spectral signatures are similar to the actual material, for instance, copper gets frequently misclassified as iron or paper as plastic. Figure 4 shows exemplary classification results visualized in the RGB spectrum.

5 CONCLUSION & OUTLOOK

Hyperspectral imaging offers new possibilities for distinguishing scrap particles by their spectral properties. While hyperspectral images are too complex for humans, they provide an ideal input for ML algorithms to enhance the accuracy and efficacy of scrap characterisation.

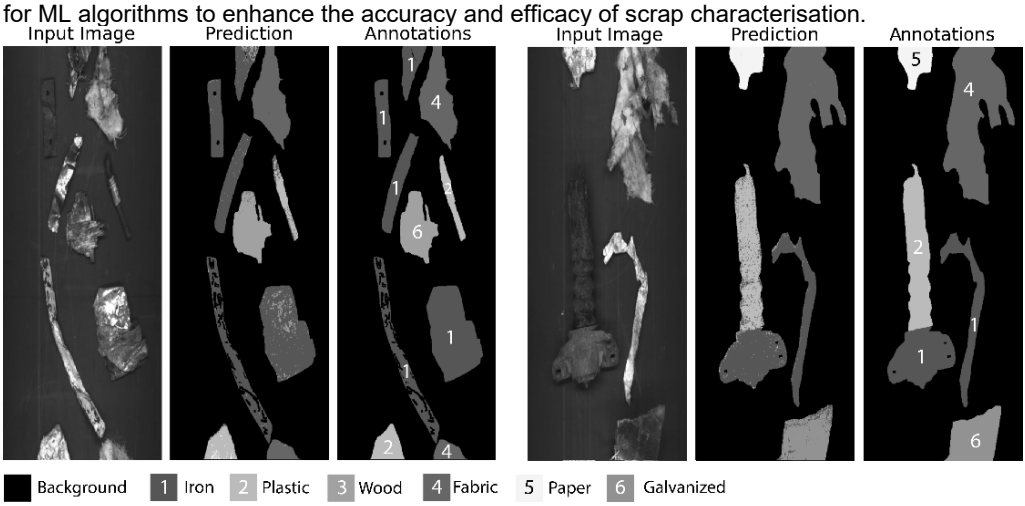


Fig. 4: Segmentation results of different material types in hyper-spectral images. Each of the two examples show a projection of the input image on the RGB space on the left, by the model prediction in the middle and the ground-truth of the materials on the right

The experiments showed that SWIR are no full replacement for RGB images but are a supplement that adds valuable information to identify the wide range of materials found in scrap. The image segmentation works well but misclassifications and noisy predictions have to be acknowledged. In industrial implementations, correctly classifying the majority of object pixels might be sufficient, since the final classification can be done by majority voting on the individual pixel predictions.

The scrap characterization provided as the output of the image segmentation is an important input for the digitalization of scrap recycling since it provides information about impurities in the steel scrap, like non-ferrous metal, stones and concrete, or plastics. Depending on the capabilities of the steel recycling plant, the information on impurities has a wide range of applications ranging from the selection and mixing of scrap batches with different quality for the melting, automation of scrap sorting with the potential use of robotics, optimizing the overall melting process when the scrap composition is known or paving the way for self-adapting steel plants.

REFERENCES

Ben Hamida, A., Benoit, A., Lambert, P., Ben Amar, C. (2018*) 3-D Deep Learning Approach for Remote Sensing Image Classification*. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 56(8), pp. 4420--4434. doi:10.1109/TGRS.2018.2818945.

Branca, T. A., Fornai, B., Colla, V., Murri, M. M., Streppa, E., Schröder, A. J. (2020) *The Challenge of Digitalization in the Steel Sector.* Metals, 10(2), 288. doi:10.3390/met10020288.

Colla, V., Pietrosanti, C., Malfa, E., Peters, K. (2020) *Environment 4.0: How Digitalization and Machine Learning can Improve the Environmental Footprint of the Steel Production Processes.* Matériaux & Techniques, 108(5-6), 507. doi:10.1051/mattech/2021007.

de la Peña, B., Iriondo, A., Galletebeitia, A., Gutierrez, A., Rodriguez, J., Lluvia, I., Vicente, A. (2023) *Toward the Decarbonization of the Steel Sector: Development of an Artificial Intelligence Model Based on Hyperspectral Imaging at Fully Automated Scrap Characterization for Material Upgrading Operations*. Steel Research International, 94(11), 2200943. doi:10.1002/srin.202200943.

Díaz-Romero, D. J., Van den Eynde, S., Sterkens, W., Engelen, B., Zaplana, I., Dewulf, W., Peeters, J. (2022*) Simultaneous Mass Estimation and Class Classification of Scrap Metals Using Deep Learning*. Resources, Conservation and Recycling, 181, 106272. doi:10.1016/j.resconrec.2022.106272.

Gao, Z., Sridhar, S., Spiller, D. E., Taylor, P. R. (2020) *Applying Improved Optical Recognition with Machine Learning on Sorting Cu Impurities in Steel Scrap*. Journal of Sustainable Metallurgy, 6(4), 785--795. doi:10.1007/s40831-020-00300-8.

Gu, J., Liu, C. (2012) *Discriminative Illumination: Per-Pixel Classification of Raw Materials Based on Optimal Projections of Spectral BRDF*. IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR 2012) (pp. 797--804). Providence, RI, USA: IEEE. doi:10.1109/CVPR.2012.6247751.

Heußen, M., Markus, H. P. (2013) *Ressourcenmanagement eines Elektrostahlwerks.* In K. Thomé-Kozmiensky, Aschen, Schlacken, Stäube (pp. 485--505). Neuruppin, Germanny: TK Verlag.

Hong, D., Gao, L., Yao, J., Zhang, B., Plaza, A., Chanussot, J. (2021) *Graph Convolutional Networks for Hyperspectral Image Classification.* IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 59(7), 5966--5978. doi:10.1109/TGRS.2020.3015157.

Jehle, M., Sommer, C., Jähne, B. (2010) *Learning of Optimal Illumination for Material Classification.* In M. Goesele, S. Roth, A. Kuijper, B. Schiele, & K. Schindler (Ed.), Pattern Recognition. 6376, pp. 563--572. Berlin, Germany: Springer. doi:10.1007/978-3-642-15986-2_57.

Konstantinos, M., Karantzalos, K., Doulamis, A., Doulamis, N. (2015) *Deep Supervised Learning for Hyperspectral Data Classification Through Convolutional Neural Networks*. 2015 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS) (pp. 4959--4962). Milan, Italy: IEEE. doi:10.1109/IGARSS.2015.7326945.

Ni, D., Xiao, Z., Lim, M. K. (2021) *Machine Learning in Recycling Business: An Investigation of its Practicality, Benefits and Future Trends.* Soft Computing, 25(12), 7907--7927. doi:10.1007/s00500-021-05579-7.

Paoletti, M. E., Haut, J. M., Plaza, J., Plaza, A. (2019) *Deep Learning Classifiers for Hyperspectral Imaging: A Review.* ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 158, 279--317. doi:10.1016/j.isprsjprs.2019.09.006.

Picon, A., Bereciartua, A., Echazarra, J., Ghita, O., Whelan, P. F., Iriondo, P. M. (2012*) Real-Time Hyperspectral Processing for Automatic Nonferrous Material Sorting.* Journal of Electronic Imaging, 21(1), 013018. doi:10.1117/1.JEI.21.1.013018.

Reuter, M. A., Antoinette, v., Gutzmer, J., Bartie, N., Abadías-Llamas, A. (2019) *Challenges of the Circular Economy: A Material, Metallurgical, and Product Design Perspective*. Annual Review of Materials Research, 49, 253--274. doi:10.1146/annurev-matsci-070218-010057.

Schäfer, M., Faltings, U., Glaser, B. (2023) *DOES - A Multimodal Dataset for Supervised and Unsupervised Analysis of Steel Scrap.* Scientific Data, 10(1), 780. doi:10.1038/s41597-023-02662-6.

Smirnov, N. V., Rybin, E. I. (2020) *Machine Learning Methods for Solving Scrap Metal Classification Task.* International Russian Automation Conference (RusAutoCon 2020) (pp. 1020--1024). IEEE. doi:10.1109/RusAutoCon49822.2020.9208157.

Smirnov, N., Trifonov, A. (2021*) Deep Learning Methods for Solving Scrap Metal Classification Task*. International Russian Automation Conference (RusAutoCon 2021) (pp. 221--225). IEEE. doi:10.1109/RusAutoCon52004.2021.9537520.

Xu, G., Yano, J., Sakai, S.-i. (2019) *Recycling Potentials of Precious Metals from End-of-Life Vehicle Parts by Selective Dismantling*. Environmental Science & Technology, 53(2), 733--742. doi:10.1021/acs.est.8b04273.

Xu, W., Xiao, P., Zhu, L., Zhang, Y., Chang, J., Zhu, R., Xu, Y. (2023) *Classification and Rating of Steel Scrap Using Deep Learning.* Engineering Applications of Artificial Intelligence, 123(Part A), 106241. doi:10.1016/j.engappai.2023.106241.

ACKNOWLEDGMENT

InSpecScrap is funded by the Future Fund of the State of Styria (“Zukunftsfonds Steiermark”) by grant No. PN1510.

Klassifizierung von Metallschrott mittels Deep Learning Methoden

Gerald Koinig[1], Melanie Neubauer[2], Walter Martinelli[3], Yves Radmann[3], Nikolai Kuhn[1], Thomas Fink[1], Elmar Rückert[2], Gerhard Ebenhofer[4], Thomas Pönitz[4] & Alexia Tischberger-Aldrian[1]

[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[2)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Cyber Physical Systems, Leoben, Österreich
[3)] Scholz Austria GmbH, Wien, Österreich
[3)] PROFACTOR GmbH, Visual Computing, Steyr-Gleink, Österreich

KURZFASSUNG: In diesem Beitrag wird gezeigt, wie kupferhältige Partikel in einer Shredderfraktion mittels Convolutional Neural Networks erkannt werden können. Hierzu wurden 20 CNN-Architekturen auf Basis der erreichbaren Vorhersagegenauigkeit und Inferenzlatenz miteinander verglichen. Auf Basis dieser Metriken wurde die performanteste Architektur ausgewählt und die Inferenzlatenz durch Verschlankung reduziert. Im letzten Schritt wurde die adaptierte Architektur in Inline-Versuchen angewandt, um Kupferpartikel zu erkennen und eine Ausschleusungsmechanik zu steuern.

1 EINLEITUNG

Die europäische Union und die österreichische Bundesregierung verfolgen die Strategie einer nachhaltigen und klimaneutralen Kreislaufwirtschaft bis 2050 („European Green Deal“). Ziel ist es, die Netto-Treibhausgas-Emissionen auf Null zu reduzieren und den Verbrauch an Rohstoffen, Materialien und Energie sowie das Abfallaufkommen massiv zu verringern. Basis dafür ist die Senkung des Ressourcenverbrauchs (-25 % bis 2030) bei gleichzeitiger Steigerung der Ressourceneffizienz der österreichischen Wirtschaft (+50 % bis 2030). (BMK 2021)

Gerade im Metallbereich ist der ökologische Fußabdruck besonders hoch - es werden im Produktionsprozess gut dreimal so viele Rohstoffe eingesetzt, wie schließlich verwertbares Metall produziert wird. Die Metallgehalte der geförderten Erze sinken stetig, während die Preise steigen und die Versorgungssicherheit sinkt. Zukunftstechnologien (u.a. Windkraft, Photovoltaik) hängen wesentlich von strategisch wichtigen Metallen ab. Da Metalle während ihrer Produktlebenszeit weder verbraucht noch zerstört werden, stellen sie ideale Kandidaten für Wiederverwendung und Recycling dar. Im Gegensatz zu Primärrohstoffen ist die Wiederaufbereitung von entsprechenden Sekundärrohstoffen weniger energieintensiv, weil weniger Verarbeitungsschritte erforderlich sind und das Rezyklat bereits in metallischer Form vorliegt (BMK 2020)

In der Eisen- und Stahlindustrie soll in Europa die Hochofenroute zunehmend durch die CO_2-ärmere Elektrolichtbogen (EAF)-Route ersetzt werden. Es ist damit zu rechnen, dass Neuschrotte verknappen und verstärkt Altschrotte eingesetzt werden müssen. Ohne entsprechende Innovation im Bereich der Schrottaufbereitung und Sortierung wird es bis 2050 hohe Überschüsse an qualitativ schlechten Schrotten (35 Mio. t ab 2040) und reduzierte Mengen an hoch qualitativem Schrott geben (Dworak und Fellner, 2021).

Daher wird es immer wichtiger, unerwünschte Metalle von stahlbasierten Schrottmetallen vor ihrer Verwendung als Rohstoff im EAF abzuscheiden. Kupfer ist in den meisten Fällen bei der Herstellung von hochwertigem Stahl unerwünscht (Daehn et al. 2017, Hiraki et al. 2011, Björkman & Samuelsson 2013).). Es ist hier jedoch anzumerken, dass es auch spezielle korrosionsbeständige Edelstähle gibt, die mehrere Gewichtsprozent Kupfer enthalten. Die Entfernung von Kupfer vor dem Einsatz im Elektrolichtbogenofen ist entscheidend, da es während des Schmelzprozesses in der flüssigen Phase verbleibt und durch übliche metallurgische Verfahren nicht aus der Schmelze entfernt werden kann (Nakajima 2011).

Demnach behindert Kupfer das Recycling von Stahl, der am häufigsten und weit verbreitet verwendeten Schrottfraktion (Watari et al. 2021). Gleichzeitig ist Kupfer selbst zunehmend begehrt. Eine 2022 von Eurometaux veröffentlichte Studie schätzt, dass die europaweite Nachfrage nach Kupfer, teilweise getrieben durch die Produktion von Elektrofahrzeugen und den Infrastrukturaufbau für erneuerbare Energien, im Vergleich zu den heutigen Verbrauchsniveaus um 30-35% steigen wird (Eurometaux 2022). Weiters hat die Europäische Union Kupfer in die Liste kritischer Rohstoffe von 2023 aufgenommen (European Union 2023).

Umso wichtiger erscheint es daher, Kupfer aus sämtlichen Shredderoutputfraktionen auf nationaler und europäischer Ebene möglichst vollständig rückzugewinnen. Obwohl europaweit noch immer große Menge der Shredderrückstandsfraktionen deponiert oder verbrannt werden, gibt es in Österreich bereits ein innovatives, großtechnisch bereits umgesetztes Verfahren zur vollständigen Rückgewinnung des Kupfers aus Shredderrückstandsfraktionen. Es handelt sich dabei um eine Kombination der mechanischen Aufbereitung der Shredderrückstandsfraktionen und der thermischen Metallgewinnung aus der nicht weiter aufbereitbaren Outputfraktionen der mechanischen Aufbereitung (Flusen und Sand). Die thermischen Metallgewinnung erfolgt pyrometallurgisch. (Bernegger et al. 2023)

In der Stahlfraktion hingegen wird Kupfer nach derzeitigem Stand der Technik weitestgehend durch händische Sortierung abgetrennt. Aktuell kämen auch noch zwei alternative bzw. ergänzende Herangehensweisen in Frage. Die erste Methode beinhaltet die manuelle Demontage und Sortierung unmittelbar nach der Sammlung, was jedoch aufgrund des Produkt-Designs oft eine Herausforderung darstellt und einen Zerkleinerungsschritt erfordert (Reck & Graedel 2012). Die zweite Möglichkeit ist Sortierung mittels Röntgen-Fluoreszenzanalyse (XRF), bzw. Röntgen-Transmissionstomographie (XRT). In der Anwendung sind hier aber teure Sensorik und umfangreiche Arbeitssicherheitsmaßnahmen notwendig (Daehn et al. 2017). Die Metallrecyclingindustrie benötigt jedoch eine kostengünstige Methode zur Trennung von Kupfer aus Stahlschrott.

Die Farberkennung ist eine Alternative, bei der Partikel anhand ihrer kupferroten oder stahlgrauen Farbe unterschieden werden. Diese Methode stößt jedoch an ihre Grenzen, wenn der Kupfergehalt nicht offensichtlich ist, wie z.B. bei Elektromotoren. Menschliche Erfahrung lässt den Kupfergehalt vermuten, was Bildklassifizierungsmethoden nachahmen können, um eine Sortierung zu ermöglichen (Gao et al. 2020).

Objekterkennung und Klassifikation umfasst Techniken der künstlichen Intelligenz und des maschinellen Lernens, die darauf abzielen, Objekte in Bildern oder Videos zu identifizieren und zu kategorisieren (Guo et al. 2016). Diese Methoden ermöglichen die Erstellung von Sortiermodellen, die weitere Merkmale, wie die Form der Partikel, verwenden, anstatt sich ausschließlich auf Farben zu verlassen, um kupferhaltige Objekte zu erkennen (O'Shea et al. 2015).

Die Begriffe Objekterkennung und Klassifikation selbst umfassen eine umfangreiche Toolbox, wobei jedes dieser Tools für eine andere Aufgabe besonders geeignet ist. Die hier verwendete Methode sind Convolutional Neural Networks (CNN), die es in einer Vielzahl von Architekturen gibt. Die verschiedenen Strukturen führen zu unterschiedlicher Leistung, Geschwindigkeit und Anwendbarkeit auf bestimmte Probleme. In dieser Arbeit werden 20 gängige CNN-Architekturen zur Differenzierung von Kupfer- und Stahlpartikeln aus einer Post-Shredder-Fraktion trainiert und bewertet. Das Ziel ist die Ermittlung eines CNN-Modells, das zukünftig in Kombination mit kostengünstiger Hardware im industriellen Umfeld eingesetzt werden kann.

2 MATERIALIEN UND MODELLERSTELLUNG

Für die Versuche erfolgte die Entnahmen von etwa 700 kg Metallpartikeln aus der Post-Shredder-Fraktion eines österreichischen Metallrecyclers. Diese wurden händisch in die Klassen Kupfer und Stahl eingeteilt. Die Kupferfraktion umfasste Kupferdrähte, Rotoren, Kupferwolle, Transformatoren und Statoren von Elektromotoren sowie komplette Elektromotoren.

Die Versuche wurden auf einem sensorbasierten Sortieraggregat durchgeführt, welches mit einer Farb-Zeilenkamera (Teledyne AViiVA® SC2 CL) ausgestattet ist. Damit erfolgten die Aufnahmen von insgesamt 2800 Bilder der Proben. Von diesen wurden 2200 für ein offline Training und die verbliebenen 600 zur offline Validierung eingesetzt. Alle Netzwerke wurden auf Basis ihrer Genauigkeit und Vorhersagegeschwindigkeit bewertet. Abschließend wurde das performanteste Modell in Inline-Testversuche mit insgesamt 50 Partikeln evaluiert. Die Inline-Testfraktion wurde breit gewählt, um einen Querschnitt der Kupferfraktion zu erhalten und enthielt u. a. Elektromotoren, Kupfer Metallbälle und Drähte. Die Fraktion enthielt 50 % Stahlpartikel und 50 % Kupferpartikel.

2.1 Anpassung einer der geeignetsten Architekturen an Inline-Versuchen

Im nächsten Schritt wurde anhand der Metriken Genauigkeit und Inferenzlatenz ein Netzwerk für weitere Inline-Versuche mit einer über Mikrocontroller gesteuerte Klappenaustragseinrichtung ausgewählt. Hierbei wurde das Netzwerk verschlankt, um geringere Inferenzzeiten zu erreichen. Die Verschlankung erfolgte durch Reduktion der Netzwerklayer. Anhand des verschlankten Netzwerkes wurde untersucht, ob die Rechenzeit durch eine Reduktion der eingegebenen Kanäle weiter reduziert werden kann. Hierfür erfolgte im ersten Schritt die Umwandlung der Trainingsdaten in Graustufenbilder. Außerdem wurde der Versuch angestellt die Geschwindigkeit mit einem einzelnen Kanal (rot) zu erhöhen.

2.2 Durchführung von Austragsversuchen mit verschlanktem Netzwerk

Die Bilder der sich bewegenden Objekte wurden mit einer Teledyne Zeilenkamera aufgenommen. Mittels eines Framegrabbers wurden die einzelnen Zeilen zusammengefügt und an einen Rechner zur Bildverarbeitung und Vorhersage weitergeleitet. Dieser Rechner steuerte anschließend auf Basis der Vorhersage einen Mikrokontroller an, der die Steuerung der Aktuatoren übernahm. Die Aktuatoren sind zwei Hubmagnete, welche eine Klappe heben, um ein erkanntes Kupferobjekt auszutragen.

3 RESULTATE

3.1 Ranking der geeignetsten Architekturen

Die präziseste Vorhersage lieferte DenseNet-201 mit einer Genauigkeit im Inline-Test von 94%. Die Genauigkeit dieser Architektur geht jedoch mit hohen Hardwareanforderungen und Inferenzlatenz einher. In den durchgeführten Tests benötigte DenseNet-201 0.0575 s pro Bild. Alternative Architekturen mit geringerer Genauigkeit und sehr niedrigen Inferenzlatenz sind AlexNet (92% / 0.0275 s), GoogleNet (90% / 0.0225s) oder MobileNetV2 (90% / 0.0265s). Diese Architekturen eignen sich insbesondere für Anwendungsszenarien mit geringen Hardwareressourcen. Tabelle 1 listet einer Auswahl der getesteten CNN-Architekturen mitsamt der entsprechenden Inline-Vorhersagegenauigkeit und Inferenzlatenz auf.

Tab. 1: Auflistung einer Auswahl der getesteten CNN-Architekturen mitsamt der entsprechenden Inline-Vorhersagegenauigkeit und Inferenzlatenz

Architektur	Inline-Genauigkeit [%]	Inline-Inferenzlatenz [s]
DenseNet-201	98	0.0575
DarkNet-53	96	0.0984
VGG-16	96	0.1870
Inception-v3	94	0.0626
AlexNet	92	0.0275
NasNet-Large	92	0.6521
Google Net	90	0.0225
MobileNet-v2	90	0.0265

3.2 Geschwindigkeitsgewinn durch Architekturverschlankung

Basierend auf den Ergebnissen in Tabelle 1 wurde GoogleNet für Verschlankungsversuche herangezogen. Eine Reduktion von 144 auf 30 Layer erwies sich als geeigneter Kompromiss, um die Inferenzlatenz bei minimaler Reduktion der Vorhersagegenauigkeit zu verbessern. Die Genauigkeit im Testset sank auf 86%, während die Vorhersagegeschwindigkeit auf 0.016 s reduziert werden konnte. Eine Reduktion der Kanäle durch Graustufenbildung führte zu einer Genauigkeit von 70%, was zeigt, dass dabei zu viele Informationen für präzise Vorhersagen verloren gehen. Verwendung des roten Kanals anstelle der Graustufenbildung erreichte eine Genauigkeit von 85% bei einer Vorhersagegeschwindigkeit von 0.014 s. Dies zeigt, dass durch Kanalreduktion kein wesentlicher Geschwindigkeitsgewinn nach der Verschlankung erzielt werden konnte.

3.3 Inlineimplementierung der Sortierung

Die Inlineimplementierung des schlankeren GoogleNet zeigte eine um 5 Prozentpunkte niedrigere Genauigkeit im Vergleich zum Original. Während der Implementierung traten weitere Limitationen auf: Das maximale Partikelgewicht war limitiert durch die auf 60 N begrenzten Hubmagnete. Des Weiteren beschränkte der Abstand zwischen Trennscheitel und Expansionshaube die maximale Partikelhöhe auf 5 cm. Die Rechenzeit für das gesamte System von Bildakquise über Bildverarbeitung bis zur Klassifikation und Ansteuerung des Microcontrollers ist teilweise zu lang, um Partikel rechtzeitig vor ihrer Passage mittels Klappe auszutragen. Für höhere Genauigkeit sind mehr Trainingsdaten erforderlich, insbesondere für Kupfermotoren. Abbildung 1 zeigt eine Übersicht der Austragseinrichtung mit Klappensystem, eines Inputgemisches aus Stahl- und Kupferpartikeln, der Expansionshaube und der resultierenden Fraktionen von Kupfer und Stahl. Die Hardwarebeschränkungen führten zu vergleichsweise langen Trainingszeiten, trugen jedoch dazu bei, CNN-Architekturen zu entdecken, die auf ressourcenbeschränkte Hardware zugeschnitten sind. Im weiteren Fortschritt dieser Arbeit sollen diese Ergebnisse auf einen industrienahen Prototyp angewandt werden.



Abb. 1: Prinziptest der Austragseinrichtung. Input: Gemisch aus Stahl- und Kupferpartikeln. Prinziptest Austragung: Expansionshaube und Austragsklappe. Eject: Ausgetragenes Kupfermaterial. Reject: Stahlfraktion.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Auswahl einer geeigneten Architektur ist der erste Schritt bei der Erstellung eines Klassifikationsalgorithmus. Angesichts der Vielzahl verfügbarer Architekturen kann dies zeitaufwendig sein. Die aufgeführte Liste getesteter CNN-Architekturen bietet eine Basis für die schnelle Vorauswahl geeigneter Modelle zur Sortierung von kupferhaltigem Schrott. Dies verkürzt die Vorbereitungszeit für die Entwicklung der Sortiermethode und ermöglicht eine effizientere Nutzung von Ressourcen für Training und Implementierung.

DANKSAGUNG

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Forschungsprojektes “KIRAMET”, gefördert durch das Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie(FFG No.: FO 999899661) erstellt.
Weiters gebührt der Scholz Austria GmbH Dank für die Unterstützung bei der Erstellung dieser Arbeit und für den zur Verfügung gestellten Kupfer- und Stahlschrott.

LITERATURVERZEICHNIS

Bernegger, K., Mlinar, C., Lugmayr, H., Mayer, G. (2023) *Rohstoffpark Enns.* Berg Huettenmaenn Monatsh 168, 368–372. https://doi.org/10.1007/s00501-023-01376-x.

BMK (2020) Ressourcennutzung in Österreich 2020. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK), Wien.

BMK (2021) *Die österreichische Kreislaufwirtschaft - Österreich auf dem Weg zu einer nachhaltigen und zirkulären Gesellschaft.* Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Wien.

Björkman, B. & Samuelsson, C. (2013) *Recycling of Steel.* In Handbook of Recycling; Worrell, E., Reuter, M. (Eds.); Elsevier: Oxford, UK. pp 65– 83 ISBN: 978-0-12-396459-5.

Daehn, K. E., Cabrera Serrenho, A., Allwood, J. M. (2017) *How Will Copper Contamination Constrain Future Global Steel Recycling?* In Environmental Science & Technology. Vol. 51, Issue 11, pp. 6599–6606. American Chemical Society (ACS). https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00997.

European Union (2023*) Fifth list 2023 of critical raw materials for the EU.* Accessible on https://single-market-economy.ec.europa.eu/sectors/raw-materials/areas-specific-interest/critical-raw-materials_en#fifth-list-2023-of-critical-raw-materials-for-the-eu. Accessed on: 21/05/2024.

Gao, Z., Sridhar, S., Spiller, D. E., Taylor, P. R. (2020) *Applying Improved Optical Recognition with Machine Learning on Sorting Cu Impurities in Steel Scrap.* Journal of Sustainable Metallurgy. Vol. 6, Issue 4, pp. 785–795. Springer Science and Business Media LLC. https://doi.org/10.1007/s40831-020-00300-8.

Gregoir L. & van Acker K. (2022) *Metals for Clean Energy: Pathways to solving Europe’s raw materials challenge*. Available under: https://eurometaux.eu/metalscleanenergy; Accessed on 22/04/2024.

Guo, Y., Liu, Y., Oerlemans, A., Lao, S., Wu, S., Lew, M. S. (2016) *Deep learning for visual understanding: A review.* Neurocomputing (Vol. 187, pp. 27–48). Elsevier BV. https://doi.org/10.1016/j.neucom.2015.09.116.

Hiraki, T., Takeda, O., Nakajima, K., Matsubae, K., Nakamura, S., Nagasaka, T. (2011) *Thermodynamic criteria for the removal of impurities from end-of-life magnesium alloys by evaporation and flux treatment.* Science and Technology of Advanced Materials. Vol. 12, Issue 3, p. 035003. Informa UK Limited. https://doi.org/10.1088/1468-6996/12/3/035003.

Nakajima, K., Takeda, O., Miki, T., Matsubae, K., Nagasaka, T. (2011) *Thermodynamic Analysis for the Controllability of Elements in the Recycling Process of Metals.* Environmental Science & Technology. 45. 4929-4936. dx.doi.org/10.1021/es104231n.

O'Shea, K. & Nash, R. (2015). *An Introduction to Convolutional Neural Networks (Version 2).* arXiv. https://doi.org/10.48550/ARXIV.1511.08458.

Reck, B. K. & Graedel, T. E. (2012) *Challenges in Metal Recycling.* Science. Vol. 337, Issue 6095, pp. 690–695. American Association for the Advancement of Science (AAAS). https://doi.org/10.1126/science.1217501.

Watari, T., Nansai, K., Nakajima, K. (2021) *Major metals demand, supply, and environmental impacts to 2100: A critical review.* Resources, Conservation and Recycling. Vol. 164, p. 105107. Elsevier BV. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105107.

KONTAKT

Dr. Alexia Tischberger-Aldrian
Alexia.tischberger-aldrian@unileoben.ac.at
Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft
Montanuniversität Leoben
https://www.unileoben.ac.at/kiramet/home

Value Chain Optimization for Metal Recycling Processes through Probabilistic Modeling

Valeria Fonseca Diaz[1], Ramin Nikzad-Langerodi[1], Roman Rainer[1], Klemens Winkler[2] & Alexia Tischberger-Aldrian[3]
[1)] Software Competence Center Hagenberg, Hagenberg, Austria
[2)] K1-MET GmbH, Area 3, Linz, Austria
[3)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

ABSTRACT: Metal recycling's value chain optimization is challenged by process complexity and limited sensor technology. This study introduces a Bayesian Network framework for modeling the entire recycling process, integrating machine learning with expert knowledge. Using simulated data, we demonstrate how our probabilistic approach predicts output fractions with a confidence interval and optimizes input parameters to maximize economic efficiency. Our findings highlight the role of probabilistic modeling in advancing recycling process sustainability and efficiency.

1 INTRODUCTION

Optimizing the value chain in metal recycling processes presents significant challenges due to the complex nature of defining processes and the limited availability of sensor technologies capable of continuous monitoring (Golev & Corder 2016). Metal recycling remains at the forefront of industries advancing through expert knowledge and process simulation (Reuter et al. 2013).
The potential for precise value chain estimations lies in adopting machine learning and data-driven approaches that integrate expert knowledge and causal relationships, crucial in interconnected process stages (Kanwal et al. 2023). Recent advancements have primarily focused on enhancing models, leveraging tasks like image recognition to aid robotic detection (Erkinay Ozdemir et al. 2021).
In this study, we propose a machine learning approach to model the entire metal recycling process, from initial material input to final output fractions. This approach involves training a probabilistic model designed to capture material flow dynamics and inter-stage dependencies. Such models enable optimization by identifying optimal input materials and parameters to maximize economic output fractions.
This work focuses on the design of our modeling approach using simulated data. We provide an overview of our process conceptualization, outline a data format applicable for real-world implementation, describe our probabilistic model, and demonstrate its potential for process optimization.

2 PROCESS DESCRIPTION AND CONCEPTUALIZATION

The modelled recycling process of this article is a fictional process, but it comprises a sequence of several real, typical process steps and thus reflects the complexity of practice well. This defined recycling process can be seen in Figure 1. For the conceptualisation and development of the model, only defined products such as dishwashers or washing machines are used as input materials. Subsequently, however, more complex mixed post-consumer metal waste will also serve as input materials. The input material first undergoes a shredding process with subsequent separation of the magnetic and non-magnetic fractions. Both of these fractions are subjected to a sorting step, which produces different output fractions. The residual non-ferrous fraction is also crushed further and sorted again in order to ultimately obtain fractions with differently enriched non-ferrous metals.

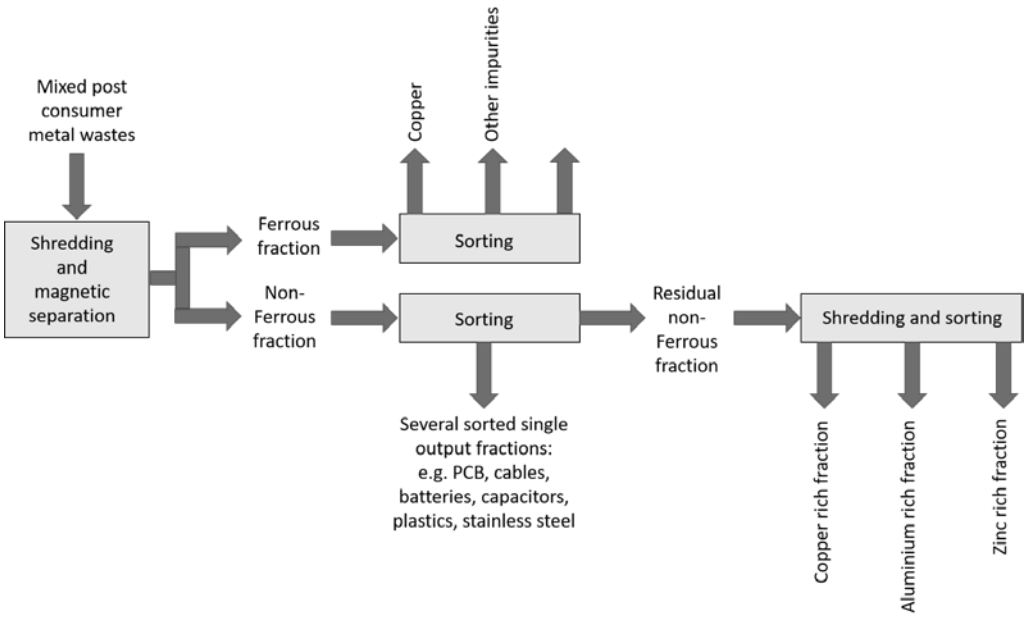


Fig. 1: Process steps of the designed recycling process

The modelling of the process should enable the following:

- Predict the quantity and chemical composition of all output fractions for different input material.
- Derive recommendations for action for various input streams with regard to the necessary processing steps to be carried out and their costs as well as the monetary value of the respective output fractions.
- Determine optimal process conditions (e.g. rotor speed) for different input flows in order to obtain the desired and previously defined output fractions.

The initial step in modeling a recycling process like metal recycling is to conceptualize the entire process. This involves mapping out the stages of the value chain and identifying key variables for each stage. For this study, we conceptualize a metal recycling process based on typical metal fractions encountered in such operations. Output parameters are defined in terms of weight and chemical composition (CC). Input bulk parameters and controlled settings at shredders are considered input variables in our modeling approach.

3 DATA

The fundamental element for training any data-driven model is the availability of suitable data. For recycling processes lacking digitalization or sensor technology, data collection must start manually. In this context, we define a standard unit of measurement referred to as “bulk,” as mentioned in the conceptualization. For data collection, it is necessary to track bulk material through each stage of the value chain, quantifying output fraction weights and their chemical compositions at each stage. The resulting data format is shown in Figure 2.

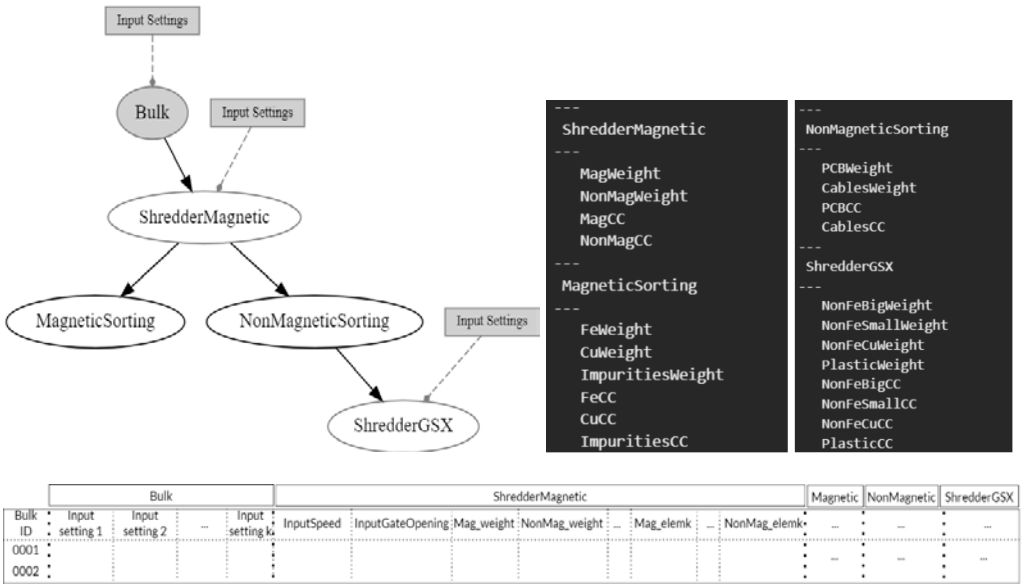


Fig. 1: Process conceptualization (above) and data format of recycling process stages (below)

4 PROBABILISTIC MODELING

Effective recycling process optimization is possible by employing probabilistic models capable of capturing output fraction uncertainties and local parameter dependencies. We designed our model for the recycling process as a Bayesian Network (BN), as shown in Figure 3, where all local dependencies are explicitly specified.

At each stage, we utilize Bayesian linear regression and Bayesian Dirichlet regression models. The former addresses weight variables, while the latter models chemical compositions. These choices are guided by variable response characteristics (Hastie et al. 2009). A specific model at a singular stage assumes y to be the output fraction variable and $\mathbf{x}$ to be the set of input variables to predict y. This set of input variables is defined by the controlled input parameters if they exist, and the output fractions of the previous stage(s) where there is inter-dependence.

- Bayesian linear regression: This model assumes a relationship $y_i = \mathbf{x}_i^\top \mathbf{w} + \epsilon_i$, where $\mathbf{x}_i$ and y_i represent input-output pairs. The model incorporates priors on weights $\mathbf{w}$ and variance σ^2, yielding posterior distributions and predictive capabilities with uncertainty quantification (Hastie et al. 2009, McElreath 2016).
- Bayesian Dirichlet regression: Tailored for compositional data, this model relates covariates $\mathbf{X}$ to Dirichlet-distributed outputs $\mathbf{Y}$. Priors are assigned to regression coefficients $\mathbf{W}$, updated via Bayes' theorem to derive posterior distributions and predictive outcomes also with uncertainty quantification (Hastie et al. 2009, McElreath 2016; Maier 2020).

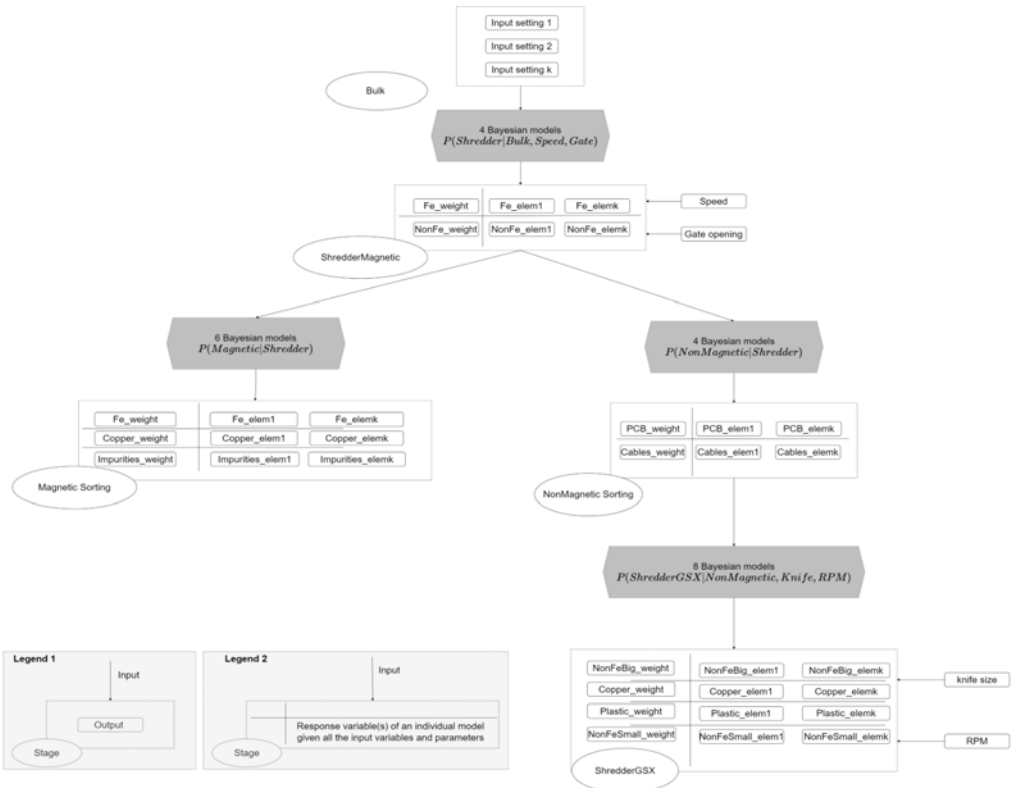


Fig. 2: Probabilistic model of recycling process definition

5 PROCESS OPTIMIZATION

Our model predicts output fractions at specific stages based on fixed input settings, offering not only point estimates but also predictive distributions that quantify expected uncertainties (McElreath 2016). Figure 4 shows the model's utility in assessing the influence of input setting 2 on chemical compositions after *ShredderMagnetic*. According to our simulation, there are significant impacts on magnetic fraction purity versus minimal effects on non-magnetic fractions. Expert decisions on input settings should consider the value of purity versus mixture in final output fractions.

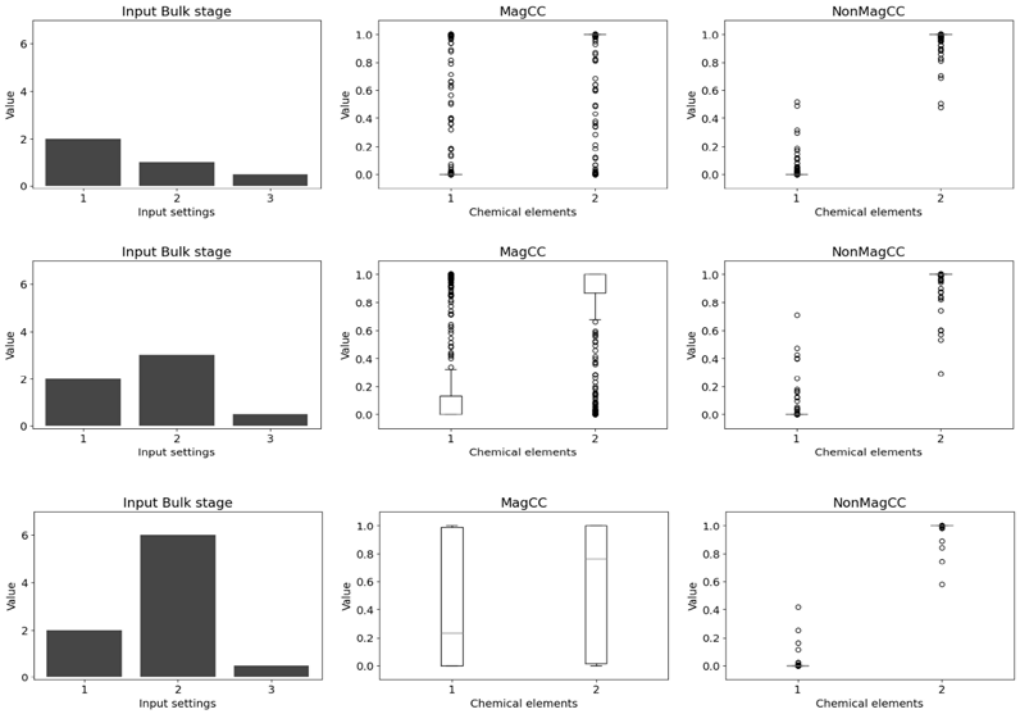


Fig. 3: Impact of input variable 2 on output fractions after ShredderMagnetic

6 CONCLUSION

This study introduces a data-driven approach to modeling recycling processes through probabilistic modeling. By predicting output fractions across process stages, our model supports optimizing recycled product value chains. Unlike traditional simulations based on mass balances, our approach leverages real process behavior captured through data training. Probabilistic modeling not only preserves real-life causal relationships but also accounts for prediction uncertainties.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was created as part of the research project “KIRAMET” which is funded by the Federal Ministry Republic of Austria Climate Action, Environment, Energy, Movility, Innovation and Technology (FFG No.: FO 999899661) (https://www.unileoben.ac.at/kiramet/home).
The research reported in this paper has been funded by BMK, BMAW, and the State of Upper Austria in the frame of the SCCH competence center INTEGRATE, part of the FFG COMET Competence Centers for Excellent Technologies Programme.

REFERENCES

Erkinay Ozdemir, M., Ali, Z., Subeshan, B., Asmatulu, E. (2021) *Applying Machine Learning Approach in Recycling.* Journal of Material Cycles and Waste Management 23 (3): 855–71. https://doi.org/10.1007/s10163-021-01182-y.

Golev, A. & Corder, G. (2016) *Modelling Metal Flows in the Australian Economy.* Journal of Cleaner Production 112 (January): 4296–4303. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.07.083.

Hastie, T., Tibshirani, R., Friedman, J. (2009) *The Elements of Statistical Learning.* Springer Series in Statistics. New York, NY: Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-84858-7.

Kanwal, Q., Zeng, X., Li, J. (2023) *Measuring the Recycling Potential of Industrial Waste for Long-Term Sustainability.* Humanities and Social Sciences Communications 10 (1): 471. https://doi.org/10.1057/s41599-023-01942-1.

Maier, M. (2020) *Dirichlet Regression Models.* PhD thesis, Klagenfurt: Alpen-Adria-Universität Klagenfurt.

McElreath, R. (2016) *Statistical Rethinking: A Bayesian Course with Examples in r and Stan (1st Ed.).* New York, NY: Chapman; Hall/CRC. https://doi.org/10.1201/9781315372495.

Reuter, M., Oyj, O., Hudson, C., Van Schaik, A., Heiskanen, K., Meskers, C., Hagelüken, C. (2013) *Metal Recycling: Opportunities, Limits, Infrastructure. A Report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel.*

CONTACT

Dr. Valeria Fonseca Diaz
Valeria.fonseca.diaz@scch.at
Software Competence Center Hagenberg
https://www.scch.at/

Detektion und Ausschleusung von Batterien aus gemischten Abfällen mittels Sensorik und künstlicher Intelligenz

Elias Grath[1], Thomas Nigl[1] & Michael Autischer[2]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[2)] SAMsoric GmbH, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Der vermehrte Eintrag von unsachgemäß entsorgten Altbatterien erschwert die ökologische und ökonomische Behandlung diverser Abfallströme und stellt die Abfallwirtschaft durch die Zunahme von Brandereignissen vor besondere Herausforderungen. Das Streben der abfallrechtlichen Gesetzgebung zum Wandel in eine Kreislaufwirtschaft erfordert die Steigerung der Sammelmengen von ressourcenintensiven Abfällen wie Batterien. Der Einsatz von optischen Systemen in Kombination mit maschinellem Lernen bietet, in den Bereichen der Brandverhütung und der Ausschleusung von Wertstoffen, Potenziale für zukünftige Anwendungen in Abfallbehandlungsanlagen. Dieser Beitrag umfasst die Betrachtung der methodischen Vorgehensweise zur Entwicklung eines Systems zur Detektion und Ausschleusung von Batterien in gemischten Abfallströmen.

1 EINLEITUNG

Die wachsende Menge und Vielfalt an in Verkehr gebrachten Gerätebatterien, siehe Abb. 1, sowie die durchschnittlich längere Lebensdauer von Lithium-Ionen-Batterien (LIB) führen einerseits zu einem starken Bestandsaufbau, andererseits zur Steigerung der Mengen an Batterien mit unbekanntem Verbleib (Nigl et al. 2020). Batterien stehen durch ihren hohen Ressourcenverbrauch und ihr Kreislaufpotenzial im Fokus, um Maßnahmen zur verbesserten Sammlung und Behandlung von Abfällen umzusetzen.

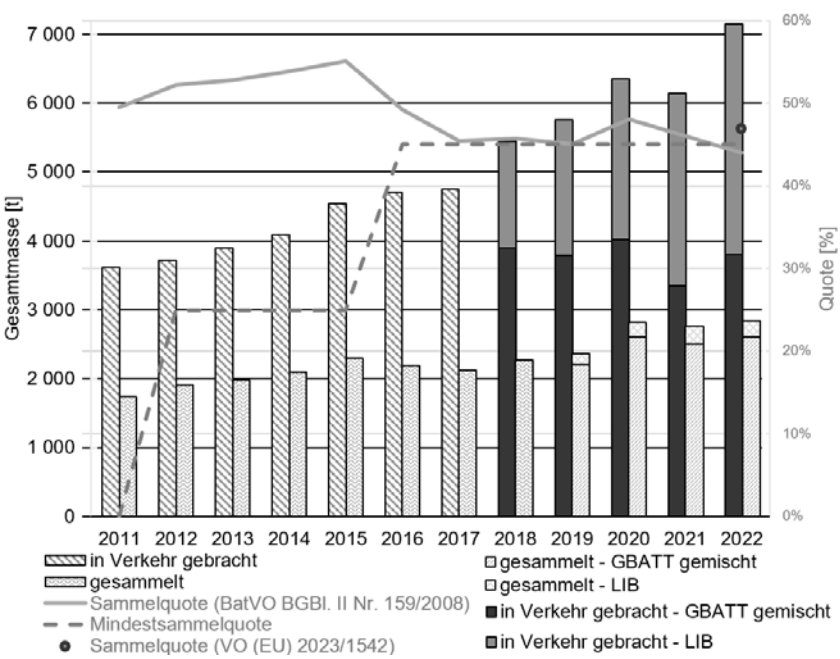


Abb. 1: Gerätebatterien laut Elektroaltgeräte Koordinierungsstelle Austria GmbH (2011 bis 2022)

Die Erhöhung der derzeitigen Sammelquote von 45 % auf 63 % Ende 2027 bzw. 73 % Ende 2030, für Gerätealtbatterien (GBATT) soll negative Umweltauswirkungen minimieren, das Recycling fördern und folglich den Verbleib der Batteriematerialien im europäischen Wirtschaftsraum sicherstellen (Europäische Kommission 2020).
Sachgemäß entsorgte Altbatterien können nach ihrer Nutzungsphase stofflich verwertet werden und bieten mit ihren Bestandteilen wie Blei, Zink, Mangan, Eisen, Lithium etc. ein großes Rohstoffpotential. Die unsachgemäße Entsorgung von Batterien ist jedoch mit erheblichen Umweltrisiken verbunden (Martens & Goldmann 2016). Die steigende Anzahl von Brandereignissen stellt die Abfallwirtschaft vor Herausforderungen. Batterien, insbesondere LIB, bieten in abfallwirtschaftlichen Prozessen durch die gespeicherte Energie und das Potenzial zur Wärmefreisetzung bei Beschädigungen ein erhebliches Sicherheitsrisiko (Nigl & Pomberger 2018).
Die Implementierung von Detektionsalgorithmen zu Erkennung von Störstoffen in Abfallströmen wird durch die Heterogenität der Abfälle deutlich erschwert. Die Entwicklung zuverlässiger Systeme erfordert jedoch die Bereitstellung umfassender, fehlerloser Datensätze. Die spezifische Thematik von Störstoffen in Abfallströmen minimiert dabei die Möglichkeiten, auf öffentlich zugängliche Datenbanken zuzugreifen und stärkt dadurch das Bestreben der Erstellung einer Batterie-Bilddatenbank. Der Beitrag befasst sich daher mit der methodischen Vorgehensweise zur Entwicklung eines Systems zur Detektion und Ausschleusung von Batterien in gemischten Abfallströmen.

2 METHODIK

2.1 Evaluierung des Aufnahmesetups zur Erstellung einer Bilddatenbank

Unter Berücksichtigung notwendiger geometrischer Anforderungen an die Detektion von Batterien in realen Abfallbehandlungsanlagen wurde der Aufbau eines Aufnahmerahmens zur Montage von Kameras, Belichtung und Hintergrund definiert. Neben der Variation der geometrischen Anordnung der verschiedenen Komponenten erfolgte die Analyse der Einflüsse von Kameraeinstellungen und -typ auf die Aufnahmequalität von Partikeln im Bildfeld. Weiters konnten notwendige Hard- und Software-Applikationen zur Detektion und Auswertung in Echtzeit getestet werden.

2.2 Probenahme und Klassifikation

Um die Heterogenität der Batterietypen in einer Bilddatenbank abzubilden, fand eine quantitative Probenahme von Gerätebatterien statt. Die Beprobung der Altbatterien folgte hierbei nicht dem Ansatz der mengenmäßigen Darstellung der Grundgesamtheit, sondern versucht durch die ganzheitliche Abbildung der verschiedenen Batteriemerkmale die Repräsentativität zu gewährleisten. Merkmale wie Bautyp, Form, Farbe und Verwendung definierten die benötigte Anzahl an zu beprobenden Altbatterien. Nach erfolgter Probenahme wurden die Batterien in definierten Klassen eingeteilt. Die Einteilung der Batterien anhand verschiedenster Merkmale zielte am Beginn der Datenaufnahme auf möglichst differenzierte Klassen ab, um eine spätere Änderung der Klasseneinteilung zu ermöglichen. Weiters konnte im Verlauf des Trainingsprozesses von Detektionsalgorithmen der Einfluss der Klassenbildung auf das Ergebnis der Vorhersagegenauigkeit untersucht werden.

2.3 Erstellung des Datensatzes

Das Training eines Detektionsalgorithmus erforderte die Vorbereitung einer Batterie-Bilddatenbank. Zur Aufnahme erfolgte die händische Aufgabe der Batterien auf ein horizontales Förderband mit gleichbleibender Bandgeschwindigkeit. Durch die mehrfache Ablichtung eines Partikels konnte bereits während der Aufnahme eine Steigerung der Bildanzahl durch Datenaugmentation

geschaffen werden. Die vereinzelte Aufgabe der Batterien ermöglichte die teilautomatisierte Segmentierung der Batterien. Zusätzlich erfolgte eine manuelle Nachkontrolle, um die Fehlerlosigkeit des Datensatzes zu gewährleisten. Neben den beprobten Altbatterien wurden weitere Aufnahme von gemischten Abfällen benötigt, um das Training zur Detektion von Batterien in diesen Strömen zu ermöglichen. Die Symbiose aus segmentierten Batterien-Bilddaten und Aufnahmen von Abfallströmen schaffte die Basis für das Training eines Detektionsalgorithmus. Abb. 2 zeigt den Prozess der Datenaufbereitung, ausgehend von der einzelnen Batterie-Aufnahme über die Segmentierung bis zur Beimpfung eines Abfallstromes mit einer zufälligen Anzahl an Batterien.

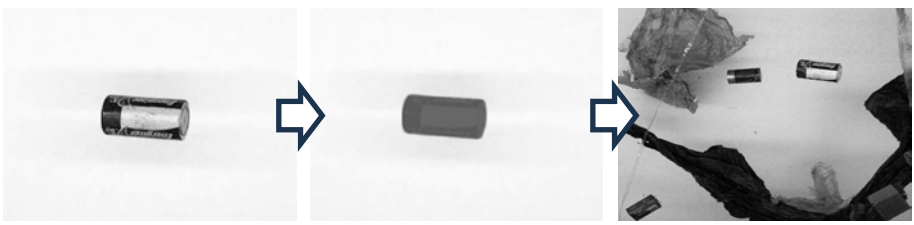


Abb. 2: Daten-Segmentierung und künstliches Beimpfen von Abfallströmen

3 ZWISCHENERGEBNISSE

In Abb. 3 sind die Zwischenergebnisse der Vorhersage eines vortrainierten Detektionsalgorithmus ersichtlich. Bereits bei einer geringen Anzahl an Trainingsepochen zeigt das Modell eine zuverlässige Erkennung der Batterien. Trotz der korrekten Detektion und Klassifikation von Batterien in Abb.3 (1) wird in den Abb. 3 (2) bis (4) die Notwendigkeit der weiteren Optimierung ersichtlich. Hierbei gilt es insbesondere die Präzision und die Sensitivität der Detektion, im Sinne der Brandverhütung bzw. der Prozesskontinuität und Systemakzeptanz durch das Anlagenpersonal, zu steigern.

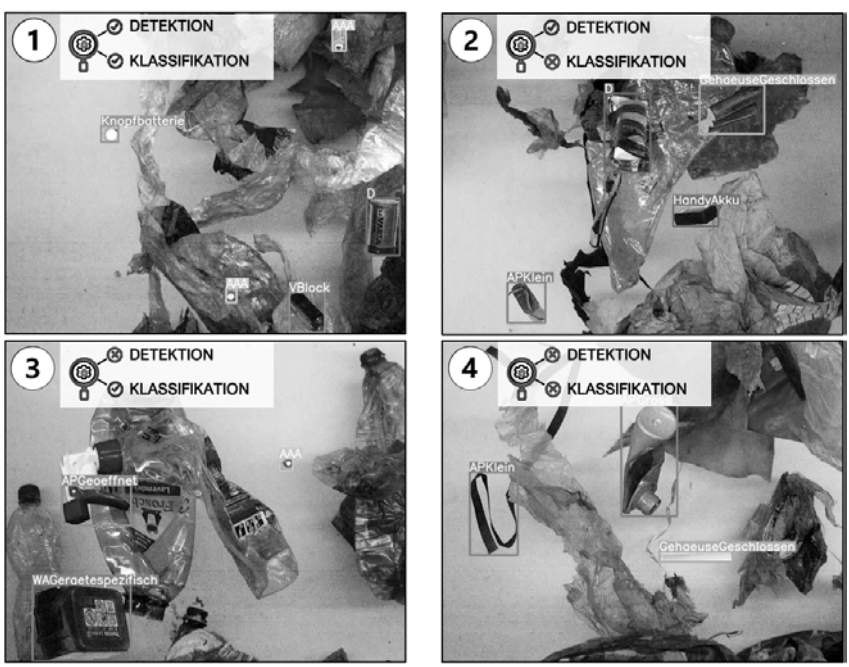


Abb. 3: Beispielbilder der Detektionsergebnisse von Batterien in Abfallströmen

4 FAZIT UND AUSBLICK

Die Entwicklungen in den Bereichen des maschinellen Lernens ermöglichen die Echtzeitdetektion des Störstoffes Batterien in gemischten Abfallströmen mittels optischer Sensorik. Infolge der Abhängigkeit der 2D-Technologie vom Informationsgehalt der Bildaufnahme gilt die Erkennbarkeit der Objekte als Voraussetzung für einen Detektionserfolg. Neben der Anwesenheit von Objekten in den Aufnahmen setzt das Training von Algorithmen die Fehlerlosigkeit der Daten voraus. Die grundlegende Datenaufbereitung mittels Segmentierung ermöglicht eine automatisierte Simulation der Erscheinungsformen von Batterien in Abfallströmen. Additiv zur Erstellung künstlicher Daten beinhaltet die weiter Entwicklungsarbeit die Erweiterung des Datensatzes durch die Aufnahme realer Abfallströme in einer Abfallbehandlungsanlage. Simultan gilt es die Vorhersagegenauigkeit des Systems laufend zu evaluieren und alternative Ansätze der Algorithmen-Auswahl zu testen. Abschließend wird die Implementierung einer Ausschleuse-Aktorik zur Entfernung der Batterien aus den Abfallströmen angestrebt. Hier stehen neben der sicheren Ausschleusung der Batterien die Aufrechterhaltung des kontinuierlichen Anlagenbetriebes im Vordergrund der Forschungsarbeit.

DANKSAGUNG

Das Forschungsprojekt DeB-AT wird durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft mbH (FFG) und das Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) gefördert (FFG-Nr. 897800). Die Autoren bedanken sich an dieser Stelle bei den Fördergebern und Projektpartnern.

LITERATURVERZEICHNIS

Europäische Kommission. (2020) Änderung unserer Produktions- und Verbrauchsmuster: neuer Aktionsplan für Kreislaufwirtschaft ebnet Weg zu klimaneutraler und wettbewerbsfähiger Wirtschaft mit mündigen Verbrauchern [Pressemitteilung].

Martens, H. & Goldmann, D. (2016). Recyclingtechnik: Fachbuch für Lehre und Praxis (2. Auflage). Springer Vieweg. https://doi.org/10.1007/978-3-658-02786-5.

Nigl T., Rübenbauer W., Pomberger R. (2020) Cause-Oriented Investigation of the Fire Incidents in Austrian Waste Management Systems. Detritus 9(March): 213–220. DOI:10.31025/2611-4135/2019.13872.

Nigl T., Pomberger R. (2018) Brandgefährlicher Abfall – Über Risiken und Strategien in der Abfallwirtschaft. Konferenzbeitrag. Recy & DepoTech 2018. 7.-9. November, Leoben, Österreich: Seiten 85–102. ISBN: 978-3-200-05874-3.

KONTAKT

Dipl.-Ing. Elias Grath
E-Mail: elias.grath@unileoben.ac.at
Tel.-Nr. +43 3842 / 402-5139
AG Future Waste & Abfallwirtschaft / Projektmitarbeiter
Montanuniversität Leoben / Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW)
Homepage: www.avaw-unileoben.at

BatterySort: Ein Sortiersystem zur Detektion und Aussortierung von Li-Ionen-Batterien aus Abfallströmen zur Vermeidung von Bränden

Johannes Leisner[1] & Nathanael Laier[2]
[1)] Fraunhofer IIS, Entwicklungszentrum Röntgentechnik EZRT, Fürth, Deutschland
[2)] WeSort.AI, Würzburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Fehlwürfe von Batterien, insbesondere Lithium-Ionen-Batterien und Elektroaltgeräten in Siedlungsabfällen, führen in Sortieranlagen häufig zu Bränden mit erheblichen Schäden. Bestehende Systeme zur Brandeindämmung beschränken sich darauf, Objekte mit hoher Wärmeentwicklung mithilfe von Wärmebildkameras zu detektieren und sie anschließend zu löschen. In diesem Beitrag wird ein neuartiges Röntgen-Sortiersystem vorgestellt, das mithilfe von Methoden des maschinellen Lernens Batterien in Abfallströmen frühzeitig erkennt und diese mit Schnellschaltventilen aus dem Stromstrom entfernt. Das Röntgen-Sortiersystem steht dabei am Anfang der Prozesskette der Abfallsortieranlage und verhindert, dass Lithium-Ionen-Batterien und Elektroaltgeräte in den Prozess gelangen, wo sie Brände auslösen können.

1 EINLEITUNG

Seit Jahren steigt die Anzahl von Bränden in Sortieranlagen zur mechanischen Aufbereitung von Siedlungsabfällen. Bereits im Jahr 2016 wurde der Zusammenhang der steigenden Anzahl von Bränden und dem vermehrten Vorkommen von Lithium-Ionen-Batterien (LIB) in den Siedlungsabfällen hergestellt. Aktuell besteht kein Zweifel mehr daran, dass der starke Anstieg von Bränden in Aufbereitungsanlagen durch falsch entsorgte LIB entsteht, welche sich durch eine mechanische Beschädigung oder Überhitzung selbst entzünden (Nigl & Pomberger 2018).
Um der steigenden Anzahl entgegenzuwirken, wurde der Brandschutz in den Aufbereitungsanlagen verbessert. Die Maßnahmen zu erhöhtem Brandschutz sind dabei vielfältig und reichen von organisatorischen Maßnahmen, wie der Materiallagerung, bis hin zur Integration von automatisierten Löschsystemen mit sensorgestützter Detektion von Brand- und Zündquellen. Die beschriebenen Maßnahmen sind jedoch alle kurativ und verhindern nicht, dass die LIB oder Elektroaltgeräte (EEAG) mit LIB in den Abfallstrom gelangen und dort weiter als Gefahrenquelle vorhanden sind (Autischer et al. 2020). Im Folgenden soll ein Lösungsansatz auf Basis der sensorbasierten Sortierung (SBS) vorgestellt werden. Dabei werden die LIB und EEAG mit LIB im Leichtverpackungsabfallstrom (LVP) mit einer Dual-Energy-Röntgentransmission (DE-XRT) erfasst und über eine Objekterkennung detektiert. Die detektierten LIB werden anschließend mit einer Aktorik aus dem Stoffstrom entfernt.

2 GRUNDLAGEN SENSORBASIERTE SORTIERUNG, DE-XRT-SENSORIK UND OBJEKTDETEKTION

2.1 Sensorbasierte Sortierung

SBS ist eine weitverbreitete Technologie zur Aufbereitung und Konzentration von Primär- und Sekundärrohstoffen und wird auch in vielen Anwendung im Bereich Bio & Agra (Maier et al. 2024) eingesetzt. Abb.1 zeigt eine schematische Darstellung der SBS. Das unsortierte Material wird auf einem schnell laufenden Gurtförderer geführt, dabei wird das Material gleichmäßig als Schicht oder vereinzelte Objekte aufgegeben. Das Material wird über das Förderband unter dem Sensor durchgeführt und dabei sensoriell erfasst. Bei der beschriebenen Lösung wird ein Sensor mit Dual-Energy-Röntgentransmission (DE-XRT) eingesetzt, dieser besteht aus einer Röntgenquelle und einem Röntgendetektor. Generell werden in der SBS eine Vielzahl verschiedener Sensoren

verwendet, die am meisten genutzten sind optische Sensoren (Maier et al. 2024). Die aufgenommen Daten werden anschließend analysiert und durch Bildverarbeitungsmethoden klassifiziert. Die klassifizierten Daten werden in zwei Gruppen eingeteilt, welche die Sortierentscheidung repräsentieren. Dies ist zumeist eine binäre Entscheidung. Die Trennung des Materialstroms erfolgt durch pneumatische Schnellschaltventile, dabei wird ein Druckluftstrom präzise auf Objekte oder Bereiche im Materialstrom ausgelenkt, sodass diese „Ausgeblasen“ werden (Maier et al. 2024).

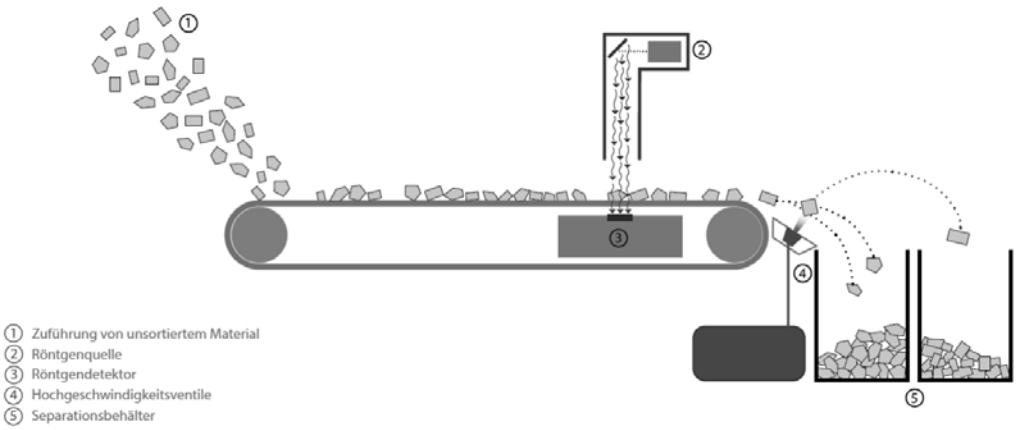


Abb. 1: Schematische Darstellung der Sensorbasierten Sortierung

2.2 DE-XRT-Sensorik

Die DE-XRT Sensorik wird eingesetzt, um LIB innerhalb von EEAG zu erkennen bzw. um LIB zu detektieren, die vom Abfallstrom verdeckt sind. Für den Anwendungsfall wurde ein Röntgenstrahler mit 160 kV Beschleunigungsspannung bei 800 W und eine Dual-Energy-Zeilenkamera mit einem Pixelabstand von 0,8 mm und einem Gadoliniumoxysulfid (GOS) Szintillator ausgewählt. Die Auswahl der genannten Komponenten erfolgte experimentell. Die DE-Zeilenkamera nimmt gleichzeitig zwei Röntgenbilder mit unterschiedlich vorgefiltertem Röntgenspektrum auf. Aus diesen zwei Bildern kann mittels der Basismaterialzerlegung (BMD) die effektive Kernladungszahl des durchstrahlten Objektes ermittelt werden. Die Methode basiert auf dem Lambert-Beer-Gesetz, das die Intensität I hinter einem Objekt mit der nicht-gedämpften Intensität I_0, dem Massenabsorptionskoeffizienten μ' und der Flächendichte p beschreibt (Bauer et al. 2022):

$$I = I_0 e^{-\mathrm{p}\mu'}, \tag{1}$$

Die gesamte auftretende Röntgenabsorption aus Compton-Streuung und photoelektrischer Absorption werden in diesem Ansatz berücksichtigt. Die verwendete Röntgenquelle ist polychromatisch, daher wird die ungedämpfte Intensität durch:

$$I_0 = \int dE\, S(E) * D(E), \tag{2}$$

beschrieben, wobei $D(E)$ die Detektoreffizienz und $S(E)$ das emittierte Spektrum ist. Das Produkt aus $D(E)$ und $S(E)$ kann entweder durch Simulation oder Messtechniken erhalten werden. Die Kombination von Gleichung 1 und 2 führt zu:

$$I = \int dE\ * e^{-p\mu'(E)} * S(E) * D(E) \tag{3}$$

Wenn mehr als ein Material durchdrungen wird, summieren sich die Abschwächungen aller Materialien j. Mit einem Dual-Energie-Detektor können zwei Messungen bei unterschiedlichen spektralen Parametern k erhalten werden, was zu einem System von zwei Gleichungen führt:

$$I_k = \int dE \ * e^{-\sum p_j \mu'_{j(E)}} * S_k(E) * D(E) \quad (4)$$

Die Lösung des durch Gleichung 4 gegebenen Gleichungssystems führt zu den Flächendichten pl und ph von zwei ausgewählten Basismaterialien unterschiedlicher effektiver Ordnungszahl. Diese Flächendichten können entweder zwei einzelne Bilder oder als verrechnetes Bild der Ordnungszahlen ausgegeben werden (Bauer et al. 2022). In beiden Varianten sprechen wir hier vom einem DE-XRT-Bild.

2.3 Objektdetektion

Die DE-XRT Bilder werden anschließend an ein künstliches neuronales Netz zur Objekterkennung weitergegeben. Die Objekterkennung ist eine grundlegende Aufgabe der Computer Vision, bei der es um die Klassifizierung und Lokalisierung von Objekten in Bildern geht. Diese Methode erweitert die Möglichkeiten der Bildklassifizierung, indem sie nicht nur das Vorhandensein von Objekten erkennt, sondern auch deren Position mithilfe von Begrenzungsrahmen (Bounding Boxes) bestimmt. Deep Learning revolutionierte die Objekterkennung durch die Einführung von faltenden neuronalen Netzwerken (CNN). Daraus haben sich die zwei Hauptansätze der „region proposal methods“ (RPS) und die der „single shot detectors“ (SSD) entwickelt. Die hier verwendete Methode ist ein SSD, daher soll im Folgenden nur auf diese eingegangen werden (Redmon & Farhadi 2018).
Die Objekterkennung wird bei SSDs während eines einzelnen Durchgangs des Netzwerks ermöglicht, wodurch es schneller und besser für Echtzeitanwendungen geeignet ist. Das SSD-Modell erreicht dies durch die Verwendung einer Reihe von Faltungsschichten zur Vorhersage von Begrenzungsrahmen und Klassen. Dabei unterteilt der SSD das Eingabebild in ein Raster und weist jeder Zelle eine Reihe von Standardboxen (Ankern) mit unterschiedlichen Seitenverhältnissen und Größen zu. Anschließend werden Faltungsfilter auf jede Zelle angewandt, um Offsets für diese Standardboxen und ihre zugehörigen Klassenwahrscheinlichkeiten vorherzusagen. Die Verlustfunktion des SSD kombiniert Verluste bei Lokalisierung und Klassifizierung, die während des Trainings gemeinsam optimiert werden (Redmon & Farhadi 2018).
Für die Detektionsaufgabe der LIB wurde der SSD YOLOv5 eingesetzt, dieser ist aufgrund seiner Geschwindigkeit und Genauigkeit besonders für Echtzeitanwendungen geeignet.

3 ERZEUGUNG DES DATENSATZES

Um eine robuste Detektion der LIB zu erreichen, musste ein repräsentativer Datensatz erzeugt werden. Die Anforderung an den Datensatz war, den überwiegenden Großteil der im LVP vorkommenden LIB und EEAG mit LIB zu detektieren. Weiterhin hatten wir die Anforderung, die Daten mit einem realistischen LVP-Abfallstrom zu erstellen. Um diese Anforderungen zu erfüllen, wurde ein Röntgenscanner mit Kreisförderband gebaut, dessen Einsatz ausschließlich für die Datenaufnahme bestimmt ist. Die Erzeugung der Daten wurde mit echtem LVP-Abfall aus einer Sortieranlage und echten EEAG durchgeführt. Dafür wurden ca. 25.000 EEAG zusammen mit dem LVP-Strom über den Röntgenscanner geführt. Der damit entstandene Datensatz wurde über Datenaugmentation nochmals künstlich vergrößert. Die Annotation des Datensatzes erfolgte bei ca. 15 % des Datensatzes manuell. Der Großteil der Labels wurde anschließend automatisiert erstellt.

4 ERGEBNIS

Abb. 2 zeigt das Ergebnis als Recall-Confidence-Kurve der Objektdetektion der 19 am häufigsten im Datensatz vorkommenden Objekte. Der Recall misst den Anteil der korrekt identifizierten "True Positives", während der Confidence-Wert die Mindestwahrscheinlichkeit festlegt, bei der eine Vorhersage als positiv gilt. Wenn man den Confidence-Schwellenwert variiert, kann man beobachten, wie sich der Recall verändert. Ein hoher Recall und gleichzeitig niedrigerer Confidence zeigt an, dass das Modell die meisten positiven Fälle identifiziert, aber möglicherweise auch mehr falsch-positive Fälle enthält. Umgekehrt kann ein höherer Confidence-Wert den Recall verringern, aber die Genauigkeit erhöhen.
Das Ergebnis zeigt, dass viele EEAGs bereits sehr zuverlässig erkannt werden und über alle Objektklassen eine Genauigkeit von 87 % besteht. Es gibt jedoch noch einzelne Klassen wie E-Zigaretten und einzeln liegende LIB, die verbessert werden sollten.

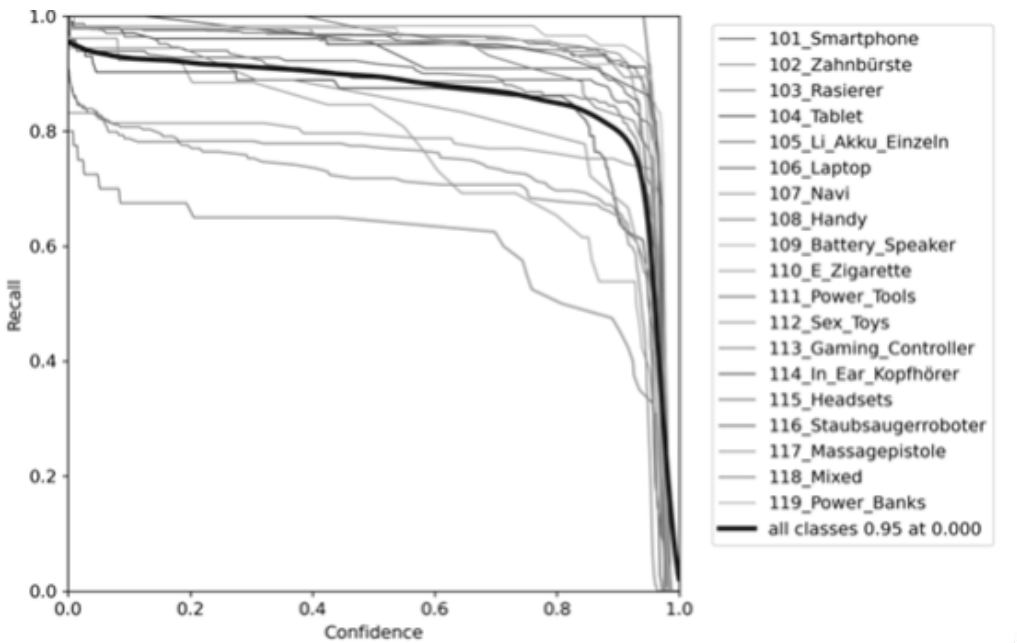


Abb. 2: Recall-Confidence Kurve der detektierten LIB und EEAG mit LIB

LITERATURVERZEICHNIS

Autischer, M., Holzschuster, S., & Nigl, T. (2020) Statistische Betrachtung von Infrarot-Sensordaten in der Aufbereitung mit Relevanz zur Brandfrüherkennung. Proceedings of the Recy & DepoTech, 287-294.

Bauer, C., Wagner, R., & Leisner, J. (2022, September) Determination of the weight of pharmaceutical capsules with dual energy X-ray transmission. In Proceedings of the 8th International Conference on Sensors and Electronics Instrumentation Advances (SEIA'2022) (pp. 97-99).

Maier, G., Gruna, R., Längle, T., & Beyerer, J. (2024) A survey of the state of the art in sensor-based sorting technology and research. IEEE Access.

Nigl, T., & Pomberger, R. (2018) Brandgefährlicher Abfall–Über Risiken und Strategien in der Abfallwirtschaft. In Recy & DepoTech 2018: VORTRÄGE-Konferenzband zur 14. Recy & DepoTech Band (pp. 85-102). AVAW Eigenverlag.

Redmon, J., & Farhadi, A. (2018) Yolov3: An incremental improvement. arXiv preprint arXiv:1804.02767.

Intelligente Assistenzsysteme: Ein Game-Changer in der händischen Abfallsortierung

Julian Aberger[1], Lena Brensberger[1], Benedikt Haecker[2], Georgios Sopidis[3], Michael Haslgrübler[3] & Renato Sarc[1]
[1)] Montanuniversität, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[2)] Siemens Aktiengesellschaft Österreich, Wien, Österreich
[3)] Pro2Future GmbH, Linz, Österreich

KURZFASSUNG: Innovationen im Bereich der Handsortierung von Abfällen stagnierten über Jahrzehnte, deswegen hat sich das Projekt recAIcle zum Ziel gesetzt die Handsortierung in das 21. Jahrhundert zu befördern und zu digitalisieren. Ziel ist es ein Assistenzsystem zu entwickeln, dass Sortierarbeiter:innen bei ihrer Sortierentscheidung unterstützt in dem es relevante Abfallpartikel am Sortierband hervorhebt. Der Fokus liegt dabei auf der Sortierung von Kunststoffen. Der Prototyp des recAIcle-Systems befindet sich in Erprobung und wird laufend weiterentwickelt. In diesem Beitrag wird auf das Prototypdesign und auf die wichtigsten Features des Systems eingegangen. Speziell wie das System von den Sortiermitarbeiter:innen lernt, auf die Implementierung von Continual Learning in das System für das Klassifikationsmodell und das Augmentationssystem als Schnittstelle zwischen Sortiermitarbeiter:innen und dem recAIcle-System.

1 EINLEITUNG

Die Sortierung von Abfällen stellt den ersten und wichtigsten Schritt in Richtung des Recyclings dar und ist ein fundamentaler Bestandteil der Kreislaufwirtschaft (Plastics Europe, 2021). Selbst im 21. Jahrhundert stellt die manuelle Sortierung von Abfällen einen essenziellen Teilschritt dar. In größeren Sortieranlagen wird händische Sortierung in Sortierkabinen als Ergänzung bzw. in Kombination mit der automatischen sensor-basierten Sortierung genutzt. Das Hauptziel der manuellen Sortierung besteht darin, die Qualität des vorsortierten Materials zu verbessern, nicht verwertbares Material oder Störstoffe für die automatischen Sortieranlagen auszusortieren und Verunreinigungen zu entfernen. Für kleine Sortieranlagen stellt die Handsortierung eine kostengünstige, flexible Alternative zu investitionskostenintensiven automatischen Sortieranlagen dar. In den letzten 100 Jahren hat sich der Prozess der Handsortierung grundsätzlich nicht verändert. In Abbildung 1 sind zwei Beispiele für Handsortierung abgebildet.



Abb. 1: Händische Sortierung von Abfällen, links Sortierung von vorzerkleinerten Elektroaltgeräten, rechts Sortierung von Kunststoffen

Die Innovation in der manuellen Sortierung stagniert. Die Digitalisierung hält in einigen Bereichen der Abfallwirtschaft bereits Einzug und wird zu einer der wichtigsten Prioritäten in der Abfallwirtschaft (Andeobu et al., 2022). Die manuelle Sortierung in Sortierkabinen stellt im Moment noch eine Blackbox dar und bietet daher großes Innovationspotenzial. Um einen komplexen Prozess, wie die Abfallsortierung digital abzubilden zu können, muss jeder Teilschritt digitalisiert sein. Die Integration von neuen Technologien in den Prozess der Handsortierung ist unverzichtbar für die Modernisierung der Handsortierung von Abfällen. Machine Learning (ML) und künstliche Intelligenz (KI) haben schon mehrmals demonstriert, wie sie ganze Industrien revolutionieren können (Ihsanullah et al., 2022). Das Projekt recAIcle hat sich zum Ziel gemacht, die Digitalisierung im Bereich der manuellen Sortierung von nicht gefährlichen Abfällen voranzutreiben. Dafür wird ein Assistenzsystem zur Unterstützung der Sortiermitarbeiter:innen auf Basis von KI und ML entwickelt. Die Sortiermitarbeiter:innen werden vom System auf für sie relevante Abfallpartikel auf dem Sortierband aufmerksam gemacht. In diesem Beitrag wird der Prototyp des recAIcle-Systems vorgestellt, inklusive der relevantesten Systeme und Features.

2 PROTOTYP

Das Konzept des recAIcle-Prototyp ist in Abbildung 2 dargestellt. Der Prototyp wurde im Digital Waste Research Lab (DWRL) des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW) der Montanuniversität Leoben in St. Michael aufgebaut und wird dort getestet und weiterentwickelt. Das DWRL ist eine innovative, modulare Versuchsanlage für großtechnische Versuche und digitale Abfallanalytik. Sie besteht aus mehreren Fördereinrichtungen und Sensoren und ermöglicht die Sortierung und Charakterisierung von verschiedenen Schüttgütern (Kandlbauer et al., 2023). Das recAIcle-System besteht aus einem Kamerasystem, einem Augmentationssystem und einer mobilen Sensor-Box, die alle relevanten Informationsverarbeitungssysteme beinhaltet. Das Kamerasystem besteht aus drei 5 MP Balser ace2pro Industriekameras, die über ein Ethernet Netzwerkinterface mit dem Industrie-PC und dem anderen Equipment in der mobilen Sensor-Box verbunden sind. Kamera 1 befindet sich vor dem/der Sortiermitarbeiter:in und dient zur Erkennung und Klassifizierung der Abfallpartikel am Sortierband. Kamera 2 befindet sich nach dem/der Sortiermitarbeiter:in und wird verwendet, um zu erkennen, ob ein Abfallpartikel vom Sortierband genommen wurde oder nicht. Diese Daten werden als Feedbackloop für das Klassifikationsmodel genutzt. Kamera 3 befindet sich neben dem Projektor und liefert Daten zur Objektverfolgung, um die auszusortierenden Abfallpartikel für Sortiermitarbeiter:innen mit dem Projektor farblich hervorzuheben. Die Steuerung der Kameras und des Systems erfolgt über einen Programmable Logic Controller (PLC) basierend auf der Förderbandgeschwindigkeit, die durch den Encoder gemessen wird. Kamera 1 und 2 lösen gleichzeitig alle 600 mm Förderbandlänge aus. Dieser Ansatz reduziert das Datenaufkommen stark (Framerate < 1,5 FPS), da jedes Partikel nur einmal aufgenommen wird. Dadurch kann das System effizienter in Echtzeit arbeiten und es erfordert keine Eingriffe des Sortierpersonals.

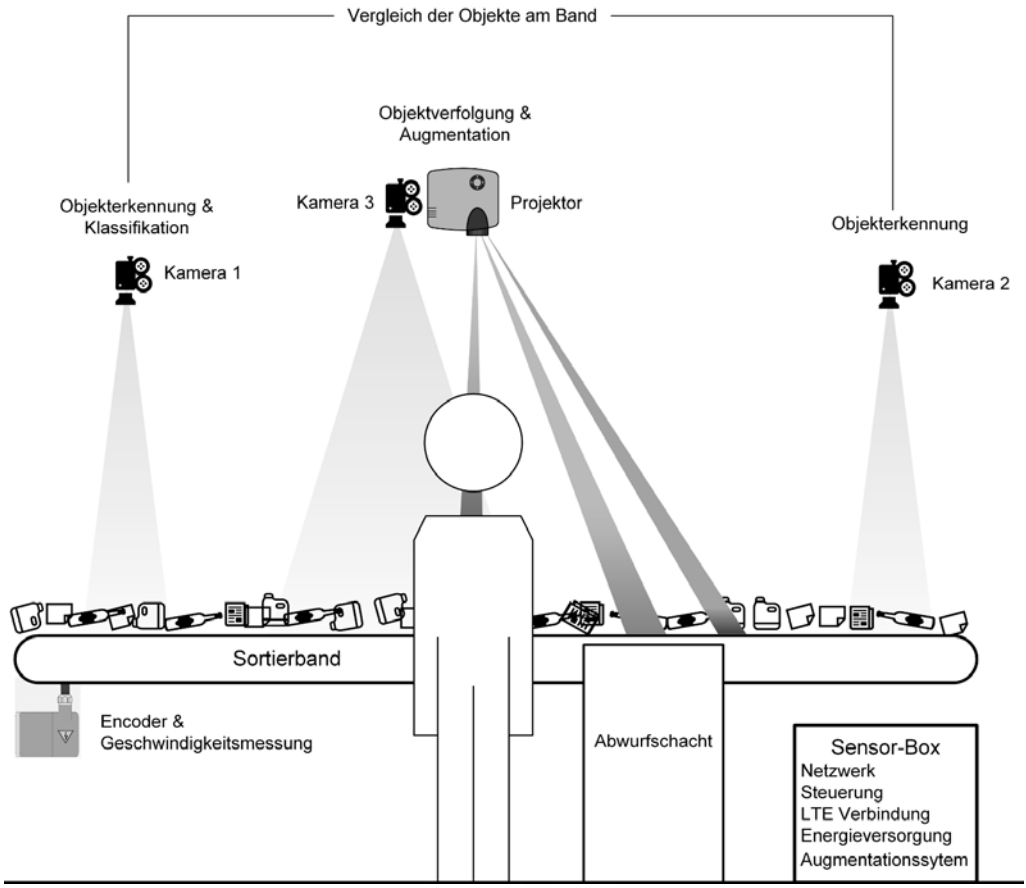


Abb. 2: Design recAIcle Prototyp

Die wichtigsten Merkmale und Features des recAIcle-Systems werden in den nachfolgen Unterkapiteln näher vorgestellt.

2.1 Lernen von Sortiermitarbeiter:innen

Das recAIcle-System ist in der Lage von Sortiermitarbeiter:innen als Expert:inneninstanz zu lernen. Dafür werden die detektierten Objekte vor und nach dem/der Sortiermitarbeiter:in verglichen und in zwei binäre Klassen eingeteilt - in „Aussortiert“ und „Nicht Aussortiert“. Die Partikel der Klasse „Aussortiert“ korrespondieren mit einer der Materialklassen des Klassifikationsmodelles und der Zielfraktion des Sortierpersonals. Dadurch kann einerseits die Vorhersage des Klassifikationsmodells überprüft werden und andererseits auch neue Partikel einer Materialklasse vom System erlernt werden. Ein Beispiel dieser binären Klassifizierung der Objekte bzw. Abfallpartikel am Sortierband ist in Abbildung 3 dargestellt. Links sind die Objekte vor der händischen Sortierung und rechts nach der händischen Sortierung zu sehen. Die Bounding Boxen stellen die erkannten Objekte dar. Unter Bounding Boxes versteht man rechteckige Begrenzungsrahmen, die um Objekte in einem Bild gezeichnet werden. Sie kennzeichnen den Bereich, in dem sich das jeweilige Objekt befindet (Lempitsky et al., 2009). Die rote Bounding Box (linkes Bild) markiert eines der Objekte, das aussortiert wurde, dadurch rechts nicht mehr zu sehen ist und daher als „Aussortiert“ klassifiziert wurde. In weiter Folge wird das aussortierte bzw. entfernte Objekt in

diesem Beispiel der Materialklasse bzw. Zielfraktion PET zugeordnet. Dieser Feedbackloop ermöglicht die Implementierung von Continual Learning.

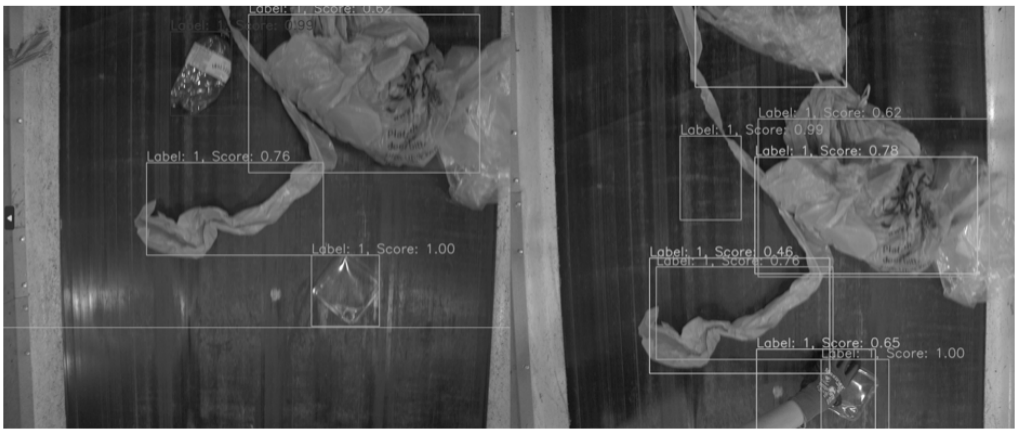


Abb. 3: Vergleich der Objekterkennungsergebnisse zwischen Kamera 1 (links) und 2 (rechts)

2.2 Continual learning

Die meisten KI-Modelle werden einmal trainiert und werden dann für ihren jeweiligen Zweck eingesetzt. Diese statischen Modelle können nicht dazulernen. Für das recAIcle-System würde das bedeuten, dass wenn ein neuartiges Abfallpartikel auf dem Sortierband erkannt wird, dass das System dieses wahrscheinlich nicht korrekt klassifizieren kann. Dieser Umstand wäre fatal für die Langlebigkeit des Systems, da sich die Abfallzusammensetzung über die Zeit stark ändert und von vielen Faktoren abhängig ist, wie unter anderem von der Materialherkunft, lokalen Events, globalen Trends und der Demografie (Kaza et al., 2018). Daher wurde in das Klassifikationsmodell des recAIcle-Systems Continual Learning integriert. Das bedeutet, dass das ML-Modell auf Daten aus vergangenen Entscheidungen zugreifen, daraus lernen und dieses generierte Wissen für seine nächsten Entscheidungen nutzen kann. Dadurch entwickelt sich das Modell nach jeder Entscheidung und dazugehörigem Feedback kontinuierlich weiter (Zixuan et al., 2020). Daraus folgt im Falle von recAIcle, dass das System wie oben beschrieben von den Sortiermitarbeiter:innen lernt, indem es vergleicht welche Partikel vom Sortierband genommen wurden und welche es vorausgesagt hat. Nach bestimmten Zeitintervallen wird das System mit so erhaltem Feedback nachtrainiert. So soll die Genauigkeit des Systems über die Zeit steigen, neue Partikel erkannt, und die Langlebigkeit des Systems gewährleistet werden.

2.3 Augmentation

Um die Sortiermitarbeiter:innen unterstützen und mit ihnen interagieren zu können wird ein Human Machine Interface benötigt, eine Schnittstelle zwischen den recAIcle System und den Sortiermitarbeiter:innen. Das Augmentationssystem zeigt den Mitarbeiter:innen mit verschieden färbigen Umrandungen der Partikel an, ob ein Objekt aussortiert werden soll oder nicht. Die Hervorhebung der Partikel erfolgt über einen lichtstarken Projektor, der vertikal über dem Sortierband montiert ist (siehe Abbildung 4 links). Ein Beispiel für die Hervorhebung von auszusortierenden Partikeln am Sortierband ist in Abbildung 4 auf der rechten Seite dargestellt. Die projizierten Markierungen folgen den Partikeln in Echtzeit. Für die Objektverfolgungen werden Bilddaten von Kamera 3 herangezogen und mit einem Nvidia Jeton in der Sensor-Box verarbeitet.

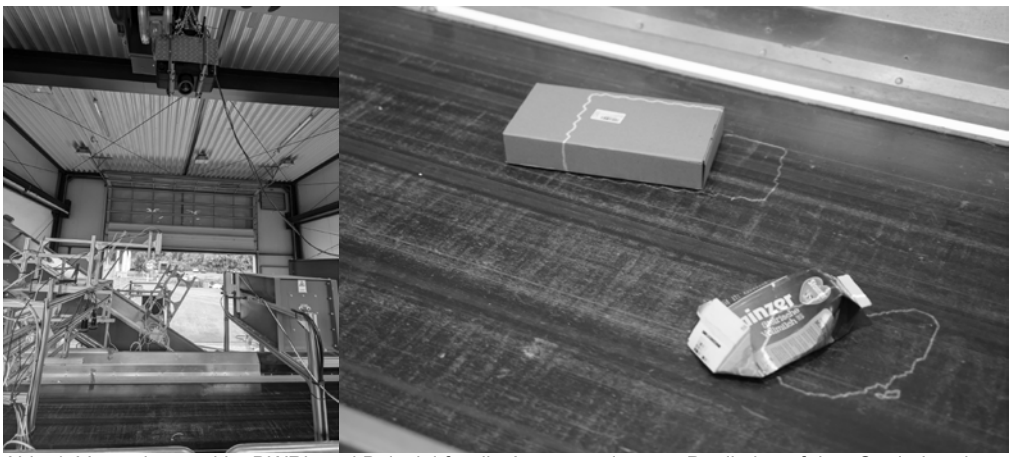


Abb. 4: Versuchsstand im DWRL und Beispiel für die Augmentation von Partikeln auf dem Sortierband

3 ZUSAMMENFASSUNG

Das recAIcle-System stellt einen wesentlichen Schritt in Richtung der Digitalisierung der Handsortierung dar. Der Prototyp des Systems ist einsatzbereit und wird laufend weiterentwickelt. Die Integration von modernen und zukunftweisenden Technologien, wie Continual Learning macht das RecAIcle System zukunftssicher und bietet die Möglichkeit der kontinuierlichen Verbesserung des Systems.

4 AUSBLICK

Im weiteren Verlauf des Projekts soll das recAIcle-System weiter optimiert und verbessert werden. Die Leistung des Klassifikationsmodell soll mit dem Stand der Technik in der Kunststoffsortierung, der Nahinfrarotspektroskopie, verglichen werden. Bei den meisten bildbasierten Klassifikationssystemen stellt die Objekterkennung den limitierenden Faktor dar. Deshalb sind Versuche mit verschiedenen Bandbelegungen geplant, um die Limits des recAIcle-Systems zu finden. Des Weiteren sind Versuche geplant um festzustellen in wie weit das recAIcle-System in der Lage ist Sortiermitarbeiter:innen zu unterstützen und den Wertstoffoutput bzw. das Inhaltsausbringen in Sortieranlagen zu erhöhen.

FINANZIERUNG

Das Projekt RecAIcle (FFG Projektnummer: FO999892220) wird im Zuge der Ausschreibung AI for Green 2021 (KP) aus Mitteln der FFG gefördert.

LITERATURVERZEICHNIS

Andeobu, L., Wibowo, S. & Grandhi, S. (2022). Artificial intelligence applications for sustainable solid waste management practices in Australia: A systematic review. The Science of the total environment, 834, 155389. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155389

Ihsanullah, I., Alam, G., Jamal, A. & Shaik, F. (2022). Recent advances in applications of artificial intelligence in solid waste management: A review. Chemosphere, 309(Pt 1), 136631. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136631

Kandlbauer, L., Sarc, R. & Pomberger, R. (2023). Großtechnische experimentelle Forschung im Digital Waste Research Lab und Digitale Abfallanalytik und -behandlung. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft. Vorab-Onlinepublikation. https://doi.org/10.1007/s00506-023-00999-1

Kaza, S., Yao, L. C., Bhada-Tata, P. & van Woerden, F. (2018). What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Washington, DC: World Bank. https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0

Lempitsky, V., Kohli, P., Rother, C. & Sharp, T. (2009). Image segmentation with a bounding box prior. In 2009 IEEE 12th International Conference on Computer Vision (S. 277–284). IEEE. https://doi.org/10.1109/ICCV.2009.5459262

Plastics Europe. (2021). Plastics - the Facts 2021: An analysis of European plastic production, demand and waste data.

Zixuan, K., Bing, LIu, Xingch & Xingchang, H. (2020). Continual Learning of a Mixed Sequence of Similar and Dissimilar Tasks. 34th Conference on Neural Information Processing Systems (NeurIPS 2020). https://proceedings.neurips.cc/paper/2020/file/d7488039246a405baf6a7cbc3613a56f-Paper.pdf

KONTAKT

Dipl.-Ing. Julian Aberger
julian.aberger@unileoben.ac.at
+43 3842 402-5123
Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft
Montanuniversität Leoben
hwww.avaw-unileoben.at

Comparative Analysis of Transfer and Continual Learning for Vision-Based Particle Classification in Plastics Sorting for Recycling

Somayeh Shami[1], Benedikt Haecker [2], Julian Aberger [3], Mohammadreza Hosseini [4], Jesus Pestana[1] & Michael Krisper[1]
[1)] Pro2Future GmbH, Graz, Austria
[2)] Siemens Aktiengesellschaft Österreich, Vienna, Austria
[3)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology Waste Management, Leoben, Austria
[4)] University of Bologna, Dipartimento di Informatica - Scienza e Ingegneria, Bologna, Italy

ABSTRACT: In this study, we evaluate the effectiveness of transfer and continual learning techniques for vision-based trash particle detection and classification in plastics recycling. This task poses unique challenges for vision-based methods due to the great variety of particles in recycling material flows, their variability over time, and the lack of real recycling industrial datasets available for research. We use the publicly available computer vision research dataset CIFAR100 to assess model performance, calibrate the model hyperparameters, simulate and explore transfer and continual learning techniques. According to our results, the main factors affecting test accuracy are the following: calibration of hyperparameters, such as the learning rate (up to +13%), bigger batch sizes of only new data (up to +9%) or mixed with previous data with more frequent retraining phases (+4%) and differing continual learning strategies (±3%). Based on these assessments, we provide evaluations on our DWRL dataset, which features plastic trash particles on a moving conveyor belt and provide recommendations for the implementation of continual learning frameworks in the context of plastics recycling.

1 INTRODUCTION

In recycling, sorting workers are often necessary to achieve the required material purity (Aberger et al. 2023), which highlights the need for innovative solutions to support manual sorters in their crucial role within sorting facilities. The evolution of vision-based object detection and classification, driven by Convolutional Neural Network (CNN) models, has transformed various domains (He et al. 2016). Trash recycling, especially plastics, poses unique challenges for computer vision systems, due to the variability in the visual appearance of deformed plastics, and given the regional, seasonal, and event-driven variations in trash composition. An additional challenge in recycling trash particles of any type is the scarcity of comprehensive well-annotated datasets.

In the recAIcle project, our focus is on developing a vision-based system that not only assists manual sorters but also learns from them and integrates continual learning mechanisms to enhance its performance over time. Transfer learning involves leveraging knowledge from solving one task to improve performance on a new related task, by training an existing pre-trained model on data for the new target task, which is particularly useful when labeled data for the target task is limited. Continual learning allows a model to adapt over time to a new task, by starting from a fine-tuned model obtained by means of transfer learning and retraining it periodically on a mixture of new and previous data. Continual learning can handle unending streams of data with objects changing over time, such as it happens in plastics recycling.

In this work, transfer and continual learning techniques are assessed for trash particle detection and classification systems in plastics recycling. This work is a continuation of our previous work (Shami et al. 2024), which instead investigated few-shot transfer learning. Our experimental setup involves three datasets: a synthetically generated dataset, the CIFAR100 (Krizhevsky 2009) dataset which is a widely used in research and has 100 classes of objects; and our DWRL dataset, acquired for the recAIcle project at the DIGITAL Waste Research Lab (DWRL) of the

Montanuniversität Leoben. This work contributes to the enhancement of recycling-oriented computer vision systems, by providing insights into and recommendations for effective continual learning strategies for unending recycling data streams.

2 RELATED WORK

CNNs serve as the foundation for modern vision-based object detection and classification models. CNNs excel at identifying detailed features within images, making them ideal for both localization of objects in images and object type classification tasks. Notable CNN architectures include ResNet (He et al. 2016), VGG (Simonyan & Zisserman 2014), GoogleNet (Szegedy et al. 2015), and MobileNet (Howard et al. 2015).

Numerous studies have explored transfer learning techniques (Pan & Yang 2010). Entezari et al. (2023) explored the role of the pre-training dataset, network architecture and domain transfer methods.

Recycling trash particle data streams fits the Continual Learning task incremental learning scenario (Van de Ven & Tolias 2019), where the number of classes is fixed, and new images are added over time. Continual learning poses significant challenges in machine learning, particularly in addressing the issue of catastrophic forgetting in CNNs (Kirkpatrick et al. 2017, Lopez & Ranzato 2017). Mai et al. (2022) conducted an empirical survey on state-of-the-art methods on various datasets, including CIFAR10, CIFAR100, and ImageNet. Liu et al. (2016) implemented incremental learning baselines and techniques to address limitations in distillation targets and feature representation drift.

Some methods to prevent forgetting previous knowledge while consecutively learning from new data are regularization-based approaches and data rehearsal methods. Kirkpatrick et al. (2017) introduced Elastic Weight Consolidation (EWC), a regularization-based approach which involves assigning a penalty to the changes in the previously learnt model's weights. Lin et al. (2022) proposed Continual Contrastive Learning (CCL), which combines contrastive learning with replay-based methods. Replay strategies, which are data rehearsal methods, maintain a memory buffer with past data which is used when periodically retraining the model.

3 METHODOLOGY

In the following subsections we detail the utilized datasets and their preparation, the utilized object detection, object classification and continual learning techniques, along with the employed accuracy assessment method.

3.1 Datasets

Synthetic Dataset. This dataset was introduced in (Shami et al. 2024), consists of 4000 synthetically generated images for the object detection task. The images depict mono-colored trash objects of assorted shapes arranged on a conveyor belt with a recurring pattern (Fig. 1, left). By crafting these shapes synthetically, we possess precise knowledge of their positions, allowing for the creation of a comprehensive image dataset complete with corresponding bounding box labels.

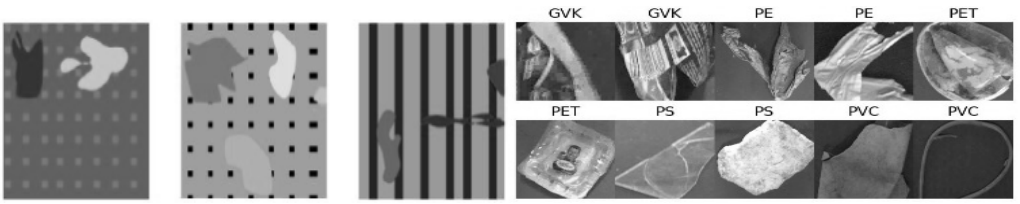


Fig. 1: Sample images from the synthetic dataset (left) and from our DWRL dataset (right)

CIFAR100 Dataset. The CIFAR100 dataset (Krizhevsky, 2009) includes 60,000 images and is used to experiment with different methods for object classification. It features 100 classes, each with 600 images (500 for training and 100 for testing). Our preprocessing on this dataset includes random resizing, cropping, horizontal flipping, and normalization.

DWRL Dataset. In the DWRL dataset, which is our own dataset, a camera captured trash particles on a moving conveyor belt, by imaging its complete width and using a front-to-parallel view of the belt. Before classification, the objects are extracted from the images by means of object detection. The image resolution is such that bottle caps are classifiable.

The DWRL dataset consists of five classes (Fig. 1, right), i.e., different types of plastic: GVK, PE, PET, PS, and PVC. Each class has 50 images (40 for training and 10 for testing). The training images are extended through preprocessing to 320 images per class. This preprocessing involved resizing, color adjustments, and augmentation to increase model robustness.

3.2 Object Detection and Classification

Object detection. For the object detection part of our system, we used the Single Shot MultiBox Detector (SSD) architecture developed by Liu et al. (2016) and adapted it to our use case. The images in the DWRL dataset consist of object detections provided by this object detector.

Object classification. After reviewing CNN architectures for image classification, we selected for our experiments the ResNet18 CNN architecture (He et al. 2016) pre-trained on ImageNet (Deng et al. 2009). In each experiment, the ResNet18 model is fine-tuned using transfer or continual Learning.

4 EXPERIMENTAL SETUP

Object detection. The main challenge encountered in training the object detection model was the absence of a labeled dataset featuring objects moving on a conveyor belt. Initially, we tackled this challenge by initiating training with a pretraining phase, utilizing weights sourced from the COCO dataset by Lin et al. (2014). This preliminary pretraining stage equipped the model with the ability to recognize common objects across various environments. Following this, we proceeded with a fine-tuning process using the synthetic dataset and only training the last four layers of the CNN, which were initially initialized randomly. Subsequently, we conducted training across all layers of the model. The training process was executed on a Nvidia RTX6000.

Object classification. The following hyperparameters were chosen to balance training efficiency and resource utilization: the number of epochs was set to 20, the batch size to 256, and the number of workers to 4. We conducted a series of experiments, where we identified the following three main factors affecting the accuracy of the models: (a) training dataset or batch size, (b) learning rate, and (c) the continual learning strategies of EWC and replay, which have been already described. Evaluations separately varying these three main factors, e.g., with learning rates of 0.001, 0.0001, and 0.0005, have been conducted to determine their individual effects on classification accuracy. The experiments were conducted on a Nvidia DGX A100 system.

Transfer Learning. To obtain accuracy upper bounds for continual learning, we train using transfer learning on different fractions of the dataset. That is, transfer learning on a given set of images usually outperforms continual learning in multiple batches of the same set of images. We test dropout regularization (Lin et al. 2014), which prevents overfitting by randomly dropping out images.

Continual Learning. We use the same hyperparameters for the fine-tuning as in the transfer learning setup. Within the continual learning framework, we integrate EWC (Kirkpatrick et al. 2017) and Replay (Lin et al. 2022) strategies to evaluate their effect to prevent the forgetting previous knowledge. We create continual learning setups by splitting each dataset into batches, i.e., one batch per retraining phase, which simulates the arrival of new training images over time. Considering a 1-year time frame for the receival of the full dataset, the number of batches determines different frequencies of data arrival: twice per year (2 batches), quarterly (3 batches), bi-monthly (6 batches), monthly (12 batches), bi-weekly (26 batches), and weekly (52 batches). All transfer and continual learning models are tested on the complete test set of the dataset, with the continual learning accuracy evaluated after each batch (or retraining phase).

5 EXPERIMENTAL RESULT

Object detection. The SSD object detector's performance was qualitatively assessed by analyzing video streams captured at the DWRL, depicting trash particles moving along a conveyor belt. Although the detector consistently identified all objects as they pass in front of the camera, the bounding boxes used for detection are frequently incomplete, often covering only a portion of the trash particle. These object detections are used later for classification.

Object classification. First, we present experimental results obtained using the CIFAR100 dataset, while results for the DWRL dataset are provided at the end of the section.

We first perform a preliminary zero-shot accuracy test, before commencing fine-tuning. The initial zero-shot accuracy assessment yielded only 6.7% accuracy on the validation set. During the training of the first batch with 1923 images (or 26 batches), after the fine-tuning in the first epoch, the accuracy on the validation set reached 45.64%. As shown later, for the continual learning setup with 26 batches, the test set accuracy is 34.83% after the first batch. In any case, this substantial increase in the validation set accuracy shows the pre-trained model's capability to learn and generalize to the new task by means of transfer or continual learning.

Transfer Learning. We present a comparison of test accuracy and total training time for different learning rates and configurations using transfer learning on the full training set (Fig. 2, left). The bar chart shows test accuracy, while the line plot shows total training time. The best performance in terms of accuracy and training time is achieved with a learning rate of 0.0001 without dropout, which provides an improvement of 13% in test accuracy when compared to the worst performing setting. Therefore, we use this hyperparameter configuration in all subsequent experiments.

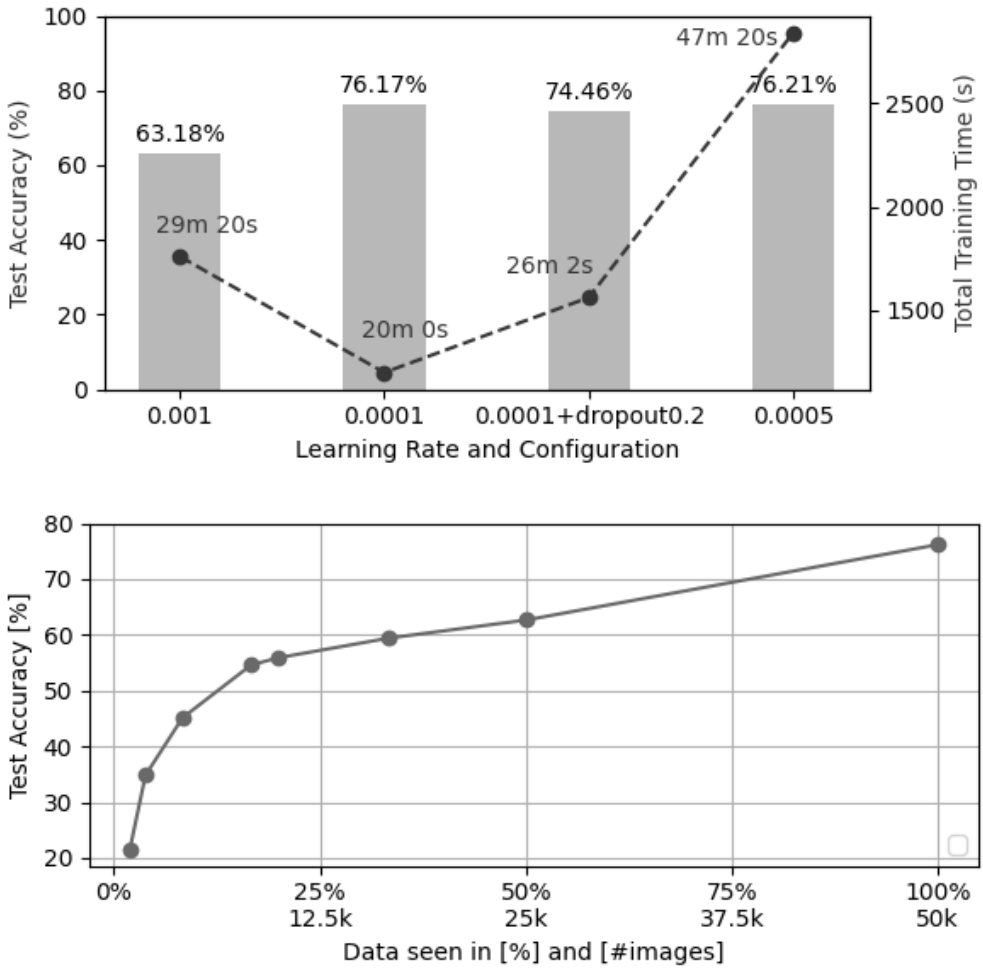


Fig. 2: Calibration of the learning rate (above) and achieved test accuracy for different dataset sizes (below) using transfer learning in the CIFAR100 dataset

We performed transfer learning, that is, training on a single batch of images, using different fractions of the CIFAR100 dataset (Fig. 2, right). These test accuracy results show the effect of the main factor on accuracy, that is, the training dataset size, with the achieved test accuracy varying from 21.36% (961 images) to 76.17% (50.000 images). The shown datapoints represent the division of the data in integer number of batches. The x axis of this plot and those in Fig. 3 can be interpreted as data receival over a 1-year time frame. For instance, 50% would mean the training data received after 6 months. This allows for an interpretation of the learning capacity of the model after its implementation in a sorting plant.

Continual Learning. We present our findings for classification in continual learning from four perspectives: continual learning strategies, dataset size, number of batches (or retraining phases) and number of images used per batch. The model is trained on each batch consecutively. That is, the initial model weights are those from the pre-trained ResNet18 CNN, pre-trained on ImageNet. For each consecutive batch, the model weights from the previous batch are taken.

We evaluated differing continual learning strategies, for which results are shown in Fig. 3 (left), by splitting the training data into 5 batches. The following strategies were tested: baseline, EWC, replay, and combined EWC+replay. For each strategy, only the results for its best performing parameters are shown. Overall, using these continual learning strategies demonstrates only a marginal improvement of ±3% in accuracy compared to the baseline. The strongest factor affecting accuracy, by +8%, is the overall amount of data seen by the model so far. The combined EWC+replay strategy seems to provide the best long-term results, with a final test accuracy of 64.83% and steady consistent increases in performance as more training data is available.

Our last evaluations on CIFAR100 focus on analyzing the effect on test accuracy of two different strategies for defining the batch size in continual learning (Fig. 3, right), i.e., the size of the periodic retraining datasets in continual learning. All line plots except modified bi-weekly, correspond to using a constant batch size, that is, using the same number of images in every retraining phase of the continual learning process. Despite using the same total amount of training data, using less batches with bigger batches sizes consistently yields higher test accuracy (up to +9%), with the highest achieved test accuracy of 65.63% being lower than the top transfer learning (76.17%).

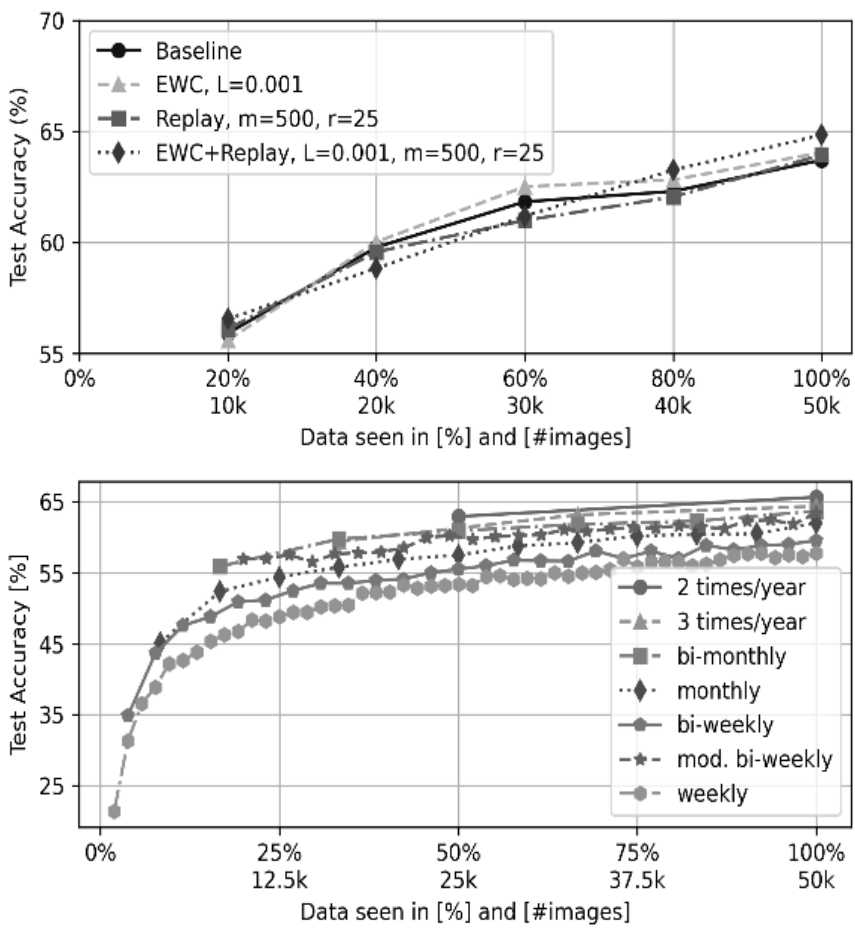


Fig. 3: Test accuracy on differing strategies (above) and differing training batch sizes (below) using continual learning in CIFAR100

The second strategy, shown by the modified bi-weekly line plot (Fig. 3, right), involves using a big batch size for the first batch (10.000 images), and keeping a batch size of 5.600 images for the next 25 batches, by taking, per batch, the 1.600 new images with 4,000 randomly chosen images from previous batches. Compared to the bi-weekly line plot (26-constant-size batches), modified bi-weekly consistently outperforms it and achieves a final test accuracy of 63.44% (+4%).

DWRL dataset. As a final experiment, we investigated the test accuracy on the CIFAR100 and DWRL datasets for both transfer and continual learning and its differing strategies. We provide the results for only the best-performing models. Continual learning achieves test accuracies of 65.64% and 84%, respectively for CIFAR100 and DWRL. Transfer learning outperforms continual learning in both datasets by achieving test accuracies of 76.17% and 90%, respectively for CIFAR100 and DWRL. The test accuracies achieved in DWRL are promising. But they can either indicate that it is possible to classify plastics efficiently using vision-based methods, or that DWRL is too small, and more data is required for an accurate assessment. Considering that the models have seen the same total amount of training data, the lower test accuracies in continual learning clearly show the challenge of having CNN models remember information learned in previous training batches. This is because the training, when modifying the model weights, strongly prioritizes the current training batch and thereby causes the so-called catastrophic forgetting.

Recommendations. Trash recycling, especially plastics, poses unique challenges for computer vision systems, due to the repeated presence of new plastics from new products and the variability in the visual appearance of deformed plastics. We believe that the best approach is to implement a continual learning setup with a big enough batch size to produce the required results, and similarly to our modified bi-weekly setting, use a combination of the latest new training data with data from the past. The past data should include data from recent training batches, and, considering upcoming events, also data from past regional, seasonal, and event-driven variations in trash composition, e.g., for this year's Halloween add data from the previous year's Halloween.

6 CONCLUSION AND FUTURE WORK

Our extensive experiments on CIFAR100 and the DWRL datasets demonstrate that transfer learning consistently outperforms continual learning in terms of test accuracy. The results show a clear advantage of transfer learning on the full dataset, attributed to its ability to leverage pretrained models and avoid the pitfalls of catastrophic forgetting commonly faced in continual learning scenarios. Nevertheless, the slowly increasing test accuracy in Fig. 3 (right) shows that continual learning improves over time, which has potential for unending data streams with objects changing over time, such as it happens in plastics recycling, and warrants further research.

We have identified the main factors affecting test accuracy in our transfer and continual learning setups, which yield the following improvements: calibration of hyperparameters, e.g., learning rate (up to +13%), bigger batch sizes of only new data (up to +9%) or mixed with previous data, with more frequent retraining phases (+4%), and differing continual learning strategies (±3%).

Future Work. Beyond EWC and replay, memory-based approaches (Lin et al. 2022) and synaptic intelligence (Kirkpatrick et al. 2017) offer potential for enhancing model adaptability and performance. Methods for dynamically adapting model architectures could lead to efficient and scalable solutions, with techniques such as network expansion, pruning, and dynamic architecture search.

Acknowledgments. This work has been supported by the Austrian Research Promotion Agency FFG, as follows: (1) funding for the work through the AI for Green 2021 (KP) program, through the project recAIcle, Contract No. 892220, and (2) support through the FFG-COMET-K1 Center "Pro²Future" (Products and Production Systems of the Future), Contract No. 881844.

REFERENCES

Aberger, J., Khodier, K., Sarc, R. (2023). Digitalisierung der Handsortierung durch Künstliche Intelligenz, Machine Learning und Human Machine Interaction. Österreichische Wasser-und Abfallwirtschaft.

Deng, J., Dong, W., Socher, R., Li, L.-J., Li, K., Fei-Fei, L. (2009). ImageNet: A large-scale hierarchical image database. Proceedings of IEEE conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR).

Entezari, R., Wortsman, M., Saukh, O., Shariatnia, M. M., Sedghi, H., & Schmidt, L. (2023). The role of pre-training data in transfer learning. arXiv preprint arXiv:2302.13602.

He, K., Zhang, X., Ren, S., & Sun, J. (2016). Deep residual learning for image recognition. Proceedings of the IEEE conference on computer vision and pattern recognition.

Howard, A.G., Zhu, M., Chen, B., Kalenichenko, D., Wang, W., Weyand, T., Andreetto, M., Adam, H. (2017). MobileNets: Efficient Convolutional Neural Networks for Mobile Vision Applications. arXiv:1704.04861

Kirkpatrick, J., Pascanu, R., Rabinowitz, N., Veness, J., Desjardins, G., Rusu, A. A., Milan, K., Quan, J., Ramalho, T., Grabska-Barwinska, A., Hassabis, D., Clopath, C., Kumaran, D., Hadsell, R. (2017). Over-coming catastrophic forgetting in neural networks. Proceedings of the National Academy of Sciences.

Krizhevsky, A. (2009). CIFAR-100 Dataset. Available at: *https://www.cs.toronto.edu/~kriz/cifar.html*.

Simonyan, K., & Zisserman, A. (2014). Very Deep Convolutional Networks for Large-Scale Image Recognition

Lin, T.-Y., Maire, M., Belongie, S., Bourdev, L., Girshick, R., Hays, J., Perona, P., Ramanan, D., Dollár, P., &
Zitnick, C. L. (2014). Microsoft COCO: Common Objects in Context. arXiv preprint arXiv:1405.0312.

Lin, Z., Wang, Y., & Lin, H. (2022). Continual contrastive learning for image classification. Proceedings of the 2022 IEEE International Conference on Multimedia and Expo (ICME).

Liu, W., Anguelov, D., Erhan, D., Szegedy, C., Reed, S., Fu, C.-Y., & Berg, A. C. (2016). SSD: Single Shot MultiBox Detector. Lecture Notes in Computer Science, vol 9905. DOI: 10.1007/978-3-319-46448-0_2.

Lopez-Paz, D., & Ranzato, M. (2017). Gradient Episodic Memory for Continual Learning. Advances in Neural Information Processing Systems (NeurIPS).

Mai, M., Smith, J., & Doe, A. (2022). Empirical survey on state-of-the-art methods on various datasets, 123.

Pan, S. J., & Yang, Q. (2010). A Survey on Transfer Learning. IEEE Transactions on Knowledge and Data Engineering (TKDE). DOI: 10.1109/TKDE.2009.191.

Shami, S., Haecker, B., Prangl, B., Aberger, J., Pestana, J., & Krisper, M. (2024). A Vision-Based Trash Particle Classification System for Sorting Facilities. 13th Science Congress on Circular and Resource Economy. Available at: https://www.uibk.ac.at/iup/buch_pdfs/10.15203-99106-120-5.pdf.

Szegedy, C., Liu, W., Jia, Y., Sermanet, P., Reed, S., Anguelov, D., Erhan, D., Vanhoucke, V., & Rabinovich, A. (2015). Going Deeper with Convolutions. Proceedings of the IEEE conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR).

Van de Ven, G. M., & Tolias, A. S. (2019). Three scenarios for continual learning. arXiv:1904.07734.

CONTACT

Somayeh Shami, Researcher
E-Mail: somayeh.shami@pro2future.at, Tel.-Nr. +43-316-873-9152
Pro2Future GmbH, Graz, Austria. Homepage: https://www.pro2future.at

Ist-Stand der chemisch-physikalischen Abfallbehandlung in Österreich

Michael Roll[1], Thomas Weissenbach[1] & Christian Neubauer[1]
[1)] Umweltbundesamt GmbH, Abfall und Stoffflussmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Das Ziel der Studie war die Darstellung der chemisch-physikalischen Abfallbehandlung in Österreich. Ergänzend zum österreichischen Statusbericht der Abfallwirtschaft 2023 (BMK, 2023) wurden Art und Menge der behandelten Abfälle sowie der Output der Anlagen anhand der Datenlage aus dem Elektronischen Datenmanagement (EDM) erhoben und mit den Daten aus den retournierten Fragebögen ergänzt. Des Weiteren wurden die in Österreich angewendeten Verfahren erfragt. Erfasst wurden die Daten im Zeitraum von 2019 bis 2021. Betrachtet wurden Anlagen zur Behandlung organischer (CPO-Anlagen) und/oder anorganischen (CPA-Anlagen) Abfällen sowie zur Verfestigung und Stabilisierung von Abfällen. Im Referenzjahr 2021 gab es 47 Behandlungsanlagen, welche eine maximale Behandlungskapazität von rund 1,065 Mio. Tonnen pro Jahr aufwiesen. 2021 wurden rund 692.000 Tonnen Abfall behandelt. 12 der 47 Anlagen wurden besichtigt und für diese wurde eine detaillierte Anlagenbeschreibung verfasst.

1 METHODIK DER DATENERHEBUNG

Auf folgende Datengrundlagen wurde zurückgegriffen:

- Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2023 (Kapitel 3.2.10 Chemisch-physikalische Behandlungsanlagen),
- EDM-Stammdatenregister und jährliche Abfallbilanzmeldungen,
- Studie des Umweltbundesamts: Chemisch-Physikalische Behandlungsanlagen in Österreich – Bestandsaufnahme der österreichischen Anlagen 2009 (2010).

Zudem wurde ein Fragebogen erstellt und an alle Betreiber versandt. Erfragt wurden:

- allgemeine Daten des Betreibers,
- Angaben zum Abfallinput,
- Angaben zum Nichtabfall-Input,
- Angewendete Verfahren,
- Kurzdarstellung der Prozesse,
- Angaben zum Abfalloutput,
- Angaben zum Abwasseroutput.

2 ERGEBNISSE DER BESTANDSAUFNAHME

2.1 Anzahl der Anlagen und Kapazitäten in Österreich

Tab. 1: Österreichweite Anlagenkapazität nach Anlagentyp (Quelle: edm.gv.at, ergänzt mit Betreiberangaben)

Anlagentyp	Anzahl	Kapazität (t/a)
CPA	5	6.990
CPA/CPO	14	379.600
Stabi	9	556.200
CPO	19	121.842
Summe	47	1.064.632

2.2 Verwendete Verfahren

Tab. 2: Angewendete Verfahren (Quelle: Betreiberangaben – 30 Anlagen)

Verfahren	Anzahl der Meldungen
Entwässerung	18
Fällung	17
Neutralisation	14
Chemische Emulsionsspaltung	13
Entgiftung (Oxidation, Reduktion)	10
Eindampfung	7
Verfestigung	7
Adsorption	6
Organische Spaltung	6
Stabilisierung	5
Sonstige angegebene Verfahren (19)	26

2.3 Behandelte Abfallarten

2.3.1 CPA/CPO

Zu den mengenmäßig größten Abfallarten die von CPA/CPO-Anlagen übernommen werden gehören Emulsionen, Ölscheiderinhalte, wässrige Konzentrate, Öl-Wasser-Gemische, Säuren, Laugen und Sandfanginhalte. Die EDM-Meldungen für die Jahre 2019–2021 ergaben eine Inputmenge von rund 255.100 Tonnen pro Jahr

2.3.2 CPA

CPA-Anlagen behandeln hauptsächlich Säuren, Säuregemische, wässrige Konzentrate, Fixier- und Entwicklerbäder sowie cyanidhaltige Konzentrate. Der Durchsatz in den Jahren 2019–2021 betrug laut EDM-Meldungen rund 800 Tonnen pro Jahr.

2.3.3 CPO

Ölscheiderinhalte, wässrige Konzentrate, Öl-Wasser-Gemische, Emulsionen, Lösemittel-Wasser-Gemische, Sandfanginhalte und Deponiesickerwässer zählen zu den Abfallarten die hauptsächlich von CPO-Anlagen behandelt werden. Der Durchsatz in den Jahren 2019–2021 betrug laut EDM-Meldungen rund 61.400 Tonnen pro Jahr.

2.3.4 Stabilisierungsanlagen

Zu den mengenmäßig größten Abfallarten die von Stabilisierungsanlagen behandelt werden gehören hauptsächlich Schlacken, Aschen, Flugaschen und Stäube. Diese Anlagen übernehmen massenmäßig den größten Anteil an Abfall im Vergleich zu den anderen Anlagentypen. Die EDM-Meldungen ergaben einen Abfallinput von rund 374.700 Tonnen pro Jahr für den Zeitraum von 2019–2021.

2.4 Auslastung der Anlagen

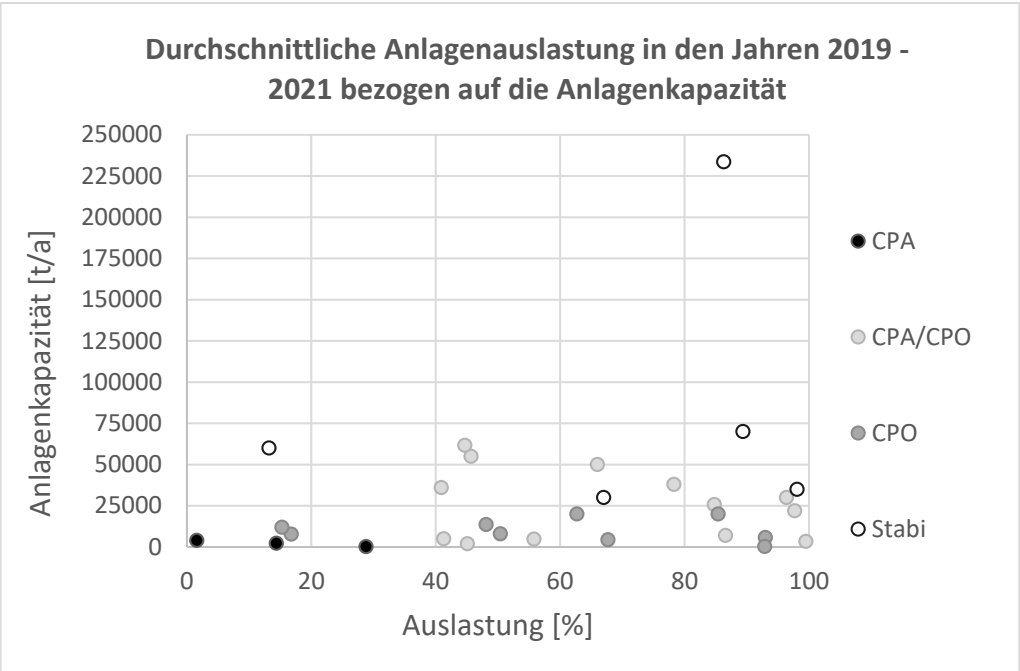


Abb. 1: Durchschnittliche Auslastung der 30 Anlagen in den Jahren 2019-2021 in % (Quelle: edm.gv.at, ergänzt durch Betreiberangaben)

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

3.1 Anzahl und Kapazitäten

Die Anzahl der Anlagen in Österreich hat sich von 2009 bis 2021 von 44 auf 47 erhöht. Die Entwicklung der Anzahl über die Jahre war jedoch sehr volatil. So gab es z. B. laut Statusbericht 2017 im Jahr 2015 in Österreich 51 CP-Anlagen. Die Kapazitäten der Anlagen sind im Wesentlichen auf gleichem Niveau geblieben (mit einem nur leichten Anstieg von 0,3 %).

3.2 Behandelte Mengen

Die Masse an in chemisch-physikalischen Behandlungsanlagen behandeltem Abfall ist von rund 600.000 t im Jahr 2009 auf rund 726.000 t im Jahr 2021 stetig angestiegen. Laut Statusbericht 2023 zur Abfallwirtschaft kann das Aufkommen an gefährlichem Abfall für ganz Österreich mit rund 1.444.400 t für das Jahr 2021 beziffert werden. Davon wurden rund 29 % in chemisch-physikalischen Abfallbehandlungsanlagen behandelt.

3.3 Auslastung

Die österreichweite Gesamtauslastung der CP-Anlagen (ca. 65 %) legt nahe, dass die chemisch-physikalische Abfallbehandlung noch ausreichend Kapazitäten für die Behandlung weiterer Abfallmengen hat. Betrachtet man die Auslastung der einzelnen Anlagentypen, so kann festgestellt werden, dass auch hier kein Anlagentyp eine Auslastung von mehr als 67 % aufweist. Die verfügbare Kapazität lässt daher in den nächsten Jahren eine weitere Steigerung der in CP-Anlagen vorbehandelten Abfälle zu.

3.4 Verwendete Verfahren

Es werden sehr viele unterschiedliche Verfahren (Anzahl: 29) in den österreichischen CP-Anlagen angewendet. Die am häufigsten eingesetzten Verfahren umfassen die Entwässerung, Fällung, Neutralisation, chemische Emulsionsspaltung und die Entgiftung.

3.5 Abwasser- und Abluftmanagement

Durch die Anlagenbesichtigungen konnte ein Einblick in das Abwasser- und Abluftmanagement der Betriebe gewonnen werden. Zur Abwasserreinigung wird vorwiegend die biologische Abwasserbehandlung und/oder eine Neutralisation eingesetzt. Für die Behandlung der abgesaugten Abluft werden großteils Abluftwäscher und/oder Biofilter eingesetzt. Betriebe, deren Standort sich in der Nachbarschaft von Anrainer:innen befinden, setzen oft zusätzliche Maßnahmen zur Eindämmung von Geruchsbelästigungen, um diese so gering wie möglich zu halten. Eine Sensibilisierung bezüglich Anraineranliegen konnte festgestellt werden.

3.6 Nichtabfall-Input

In Bezug auf die eingesetzten Betriebsmittel gibt es deutliche Unterschiede in der Betriebsführung. Manche Anlagen benötigen nur sehr geringe Mengen an zugekauften Chemikalien (z. B. Schwefelsäure, Natronlauge oder Flockungsmittel) für die Abfallbehandlung. Diese Anlagen werde nach dem Prinzip betrieben, „Abfälle mit Abfällen zu behandeln“ (z. B. Abfallsäuren mit Abfalllaugen neutralisieren). Diese Vorgehensweise hat nicht nur finanzielle, sondern auch umweltrelevante Vorteile, insbesondere durch Reduktion der Mengenströme.

KONTAKT

Michael Roll MSc.
michael.roll@umweltbundesamt.at
+43 664 78055591
Abfall und Stoffflussmanagement
Umweltbundesamt GmbH
https://www.umweltbundesamt.at/

BVT in der Praxis: Saubermacher CPB-Anlagen als Fallbeispiel

Andrea Zirkl[1] & Sabine Tanzer[1]
[1)] Saubermacher Dienstleistungs AG, Forschung und Entwicklung, Feldkirchen bei Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die Europäische Kommission veröffentlicht BVT-Merkblätter und BVT-Schlussfolgerungen, die Verfahren von industriellen Tätigkeiten beschreiben und Standards für verschiedene Industriezweige, einschließlich der Abfallwirtschaft, festlegen. Für die Abfallbehandlung gibt es aktuell 53 BVT-Schlussfolgerungen, die Technologien und Verfahren zur Emissionsminderung und zur Sicherstellung eines hohen Umweltschutzstandards definieren. Anlagenbetreiber müssen diese im Genehmigungsverfahren nachweisen und regelmäßig überprüfen. Eine entscheidende Rolle zur Einhaltung der BVT-Schlussfolgerungen bei bestehenden IPPC-Anlagen spielt in Österreich auch die Umweltinspektion. Die Einhaltung der BVT-assoziierten Emissionswerte kann aus technischer und wirtschaftlicher Sicht durchaus fordernd sein, aber auch eine große Chance für eine nachhaltig verbesserte Abfallbehandlung darstellen.

1 EINLEITUNG UND RECHTLICHE GRUNDLAGEN

Die gesetzliche Grundlage für die Anwendung der besten verfügbaren Techniken (BVT) bildet die europäischen Industrieemissionsrichtlinie (IE-RL) 2010/75/EU (Richtlinie 2010/75, 2010) bzw. die nationale Umsetzung der Inhalte. In Österreich werden die Bestimmungen in Bezug auf die Abfallwirtschaft unter anderem im Abfallwirtschaftsgesetz (AWG) (Abfallwirtschaftsgesetz 2002, 2024) und im Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz (UWP-G) (Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz 2000, 2024) umgesetzt. Die Industrieemissionsrichtlinie beinhaltet Vorschriften zur Vermeidung und, sofern nicht anders möglich, zur Verminderung von Emissionen in Luft, Wasser und Boden und zur Abfallvermeidung. Ziel ist das Erreichen eines insgesamt hohen Schutzniveaus für die Umwelt (edm.gv.at, 2024).

1.1 BVT Merkblätter bzw. Schlussfolgerungen

Die Europäische Kommission veröffentlicht BVT-Merkblätter und BVT-Schlussfolgerungen, die Verfahren von industriellen Tätigkeiten beschreiben und Standards für verschiedene Industriezweige, einschließlich der Abfallwirtschaft, festlegen. Diese Dokumente sind rechtlich bindend und müssen daher von Betreibern von z.B. Abfallbehandlungsanlagen umgesetzt werden.

Die BVT-Merkblätter sind Ergebnis eines Informationsaustausches zwischen EU-Mitgliedsstaaten, Industrieverbänden und Umweltschutzorganisationen. Die BVT-Schlussfolgerungen werden aus den Merkblättern abgeleitet bzw. daraus zusammengefasst und beinhalten die „besten verfügbaren Techniken“ und damit assoziierte Emissionswerte (bmaw.gv.at, 2024).

1.2 BVT-Schlussfolgerungen für die Abfallbehandlung

Gemäß dem aktuellen Referenzdokument, dem Durchführungsbeschluss (EU) 2018/1147 der Kommission für die Abfallbehandlung, gibt es insgesamt 53 BVT-Schlussfolgerungen. Diese Schlussfolgerungen decken eine Vielzahl von Technologien und Verfahren ab, die in verschiedenen Phasen der Abfallbehandlung eingesetzt werden. Sie wurden entwickelt, um ein hohes Schutzniveau für die Umwelt zu gewährleisten und umfassen nicht nur Emissionsniveaus, sondern auch Standards für den Betrieb, die Wartung und die Stilllegung der Anlagen. Die BVT-Schlussfolgerungen setzen sich zusammen aus (Durchführungsbeschluss 2018/1147, 2018):

- Allgemeinen Schlussfolgerungen
- Schlussfolgerungen für die mechanische Abfallbehandlung

- Schlussfolgerungen für die biologische Abfallbehandlung
- Schlussfolgerungen für die chemisch-physikalische Abfallbehandlung
- Schlussfolgerungen für die Behandlung von wasserbasierten flüssigen Abfällen

1.3 Anwendung der BVT-Schlussfolgerungen in Bezug auf Abfallbehandlungsanlagen

In der Abfallbehandlung gelten die BVT-Schlussfolgerungen für Anlagenbetreiber, welche definierte Tätigkeiten durchführen, die unter Anhang I der IE-RL fallen. Entscheidend für die Anwendung ist dabei die durchgeführte Tätigkeit sowie ein Schwellenwert der Anlagenkapazität (Durchführungsbeschluss 2018/1147, 2018).

In Österreich müssen Betreiber dieser Abfallbehandlungsanlagen im Rahmen des Genehmigungsverfahrens nachweisen, dass sie die BVT anwenden.

Eine entscheidende Rolle zur Einhaltung der BVT-Schlussfolgerungen bei bestehenden IPPC-Anlagen spielt in Österreich auch die Umweltinspektion. IPPC steht dabei für „Integrated Pollution Prevention and Control" oder deutsch "Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung". Im Zuge der Umweltinspektion wird eine Prüfung der angewandten Techniken auf Übereinstimmung mit den BVT-Schlussfolgerungen und umweltrelevanten Bescheidauflagen durchgeführt (edm.gv.at, 2024).

Bei bestehenden IPPC-Anlagen gilt, dass Anlageninhaber dazu verpflichtet sind, innerhalb eines Jahres nach Veröffentlichung von BVT-Schlussfolgerungen der Behörde mitzuteilen, ob Anpassungen der Anlage an den Stand der Technik erforderlich sind (Abfallwirtschaftsgesetz 2002, 2024).

Die Behörde muss innerhalb von vier Jahren nach Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen für die Haupttätigkeit einer IPPC-Behandlungsanlage die Genehmigung überprüfen und gegebenenfalls, insbesondere hinsichtlich der Emissionsgrenzwerte, aktualisieren (umweltbundesamt.at, 2024).

2 SAUBERMACHER FALLBEISPIEL AUS DER PRAXIS

Die Firma Saubermacher betreibt in der Steiermark zwei IPPC-Behandlungsanlagen für flüssige und pastöse Abfälle, eine chemisch-physikalisch-biologische Behandlungsanlage (CPB-Anlage) sowie eine physikalisch-biologische Behandlungsanlage (PB-Anlage). Für beide Anlagen ist BVT 53 relevant.

2.1 Emissionen in die Luft – BVT 53 bzw. 14d

BVT 53 betrifft die Verminderung der Emissionen von HCl, NH_3 und organischen Verbindungen in die Luft bei der Behandlung von wasserbasierten flüssigen Abfällen. Die Anwendung der BVT 14 ist dafür Voraussetzung.

Tab. 1: BVT 53 (Durchführungsbeschluss 2018/1147, 2018)

5.2. **Emissionen in die Luft**

BVT 53. Die BVT zur Verminderung der Emissionen von HCl, NH_3 und organischen Verbindungen in die Luft besteht in der Anwendung der BVT 14d und einer oder einer Kombination der folgenden Techniken.

Technik		Beschreibung
a)	Adsorption	Siehe Abschnitt 6.1.
b)	Biofilter	
c)	Thermische Oxidation	
d)	Nasswäsche	

Tabelle 6.10

BVT-assoziierte Emissionswerte für gefasste HCl- und TVOC-Emissionen in die Luft bei der Behandlung von wasserbasierten flüssigen Abfällen

Parameter	Einheit	BVT-assoziierte Emissionswerte (1) (Mittelwert über den Probenahmezeitraum)
Chlorwasserstoff (HCl)	mg/Nm³	1-5
TVOC		3-20 (2)

(1) Diese BVT-assoziierten Emissionswerte gelten nur, wenn der betreffende Stoff gemäß der in der BVT 3 genannten Liste der Abgasströme und ihrer Merkmale als relevanter Stoff im Abgasstrom festgestellt wird.
(2) Das obere Ende der Bandbreite beträgt 45 mg/Nm³, wenn die Emissionsfracht an der Emissionsstelle weniger als 0,5 kg/h beträgt.

Angaben zur entsprechenden Überwachung enthält die BVT 8.

Tab. 2: Auszug aus BVT 14d (Durchführungsbeschluss 2018/1147, 2018)

d)	Einhausung/Kapselung, Erfassung und Behandlung diffuser Emissionen	Dazu gehören Techniken wie: —Lagerung, Behandlung und Handhabung von Abfällen und Materialien, von denen diffuse Emissionen ausgehen können, in geschlossenen Gebäuden und/oder gekapselten Anlagenteilen (z. B. Förderbändern); —angemessene Druckerhaltung in gekapselten Anlagenteilen und Gebäuden; —Erfassung und Einleitung der Emissionen in ein geeignetes Reinigungssystem (siehe Abschnitt 6.1) über ein Luftabsaugsystem und/oder Luftansaugsysteme nahe den Emissionsquellen.	Die Nutzung gekapselter Anlagenteile oder Gebäude kann aus Sicherheitsgründen eingeschränkt sein, z. B. wenn Explosionsgefahr besteht oder Sauerstoffmangel auftreten kann. Die Nutzung gekapselter Anlagenteile oder Gebäude kann auch durch das Abfallvolumen eingeschränkt sein.

In der CPB-Anlage verfügen alle Einrichtungen zur Behandlung von flüssigen Abfällen, wie z.B. Chargenbehälter (Reaktoren), über ein Luftabsaugsystem. Diese Abluft wird nachfolgend behandelt, bevor sie über den Kamin ausgeleitet wird. Dafür werden die in BVT 53 angeführten Techniken d) Nasswäsche und b) Biofilter eingesetzt. Gleiches gilt für die PB-Anlage, auch hier werden alle Aggregate abgesaugt und die Abluft behandelt. Die Emissionswerte werden in den laut BVT 8 vorgesehenen Intervallen überwacht.



Abb. 1: Saubermacher CPB-Anlage Trofaiach

3 AUSBLICK

Die Emissionswerte der BVT-Schlussfolgerungen können durchaus auch Herausforderungen mit sich bringen. Ein Beispiel hierfür ist die Verringerung der Emissionen in Gewässer.

3.1 BVT 20 zur Verringerung der Emissionen in Gewässer

Der nachfolgende Auszug zeigt BVT-assoziierte Emissionswerte für indirekte Einleitungen in einen Vorfluter“ (Auszug Metalle).

Tab. 3: Auszug aus BVT 20 (Durchführungsbeschluss 2018/1147, 2018)

Metalle und Metalloide (3)	Arsen (ausgedrückt als As)	0,01-0,05 mg/l	
	Cadmium (ausgedrückt als Cd)	0,01-0,05 mg/l	— Mechanische Behandlung von metallischen Abfällen im Schredder
	Chrom (ausgedrückt als Cr)	0,01-0,15 mg/l	— Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten, die VFC und/oder VHC enthalten
	Kupfer (ausgedrückt als Cu)	0,05-0,5 mg/l	— Mechanisch-biologische Abfallbehandlung — Erneute Raffination von Altöl
	Blei (ausgedrückt als Pb)	0,05-0,1 mg/l (4)	— Chemisch-physikalische Behandlung von heizwertreichen Abfällen
	Nickel (ausgedrückt als Ni)	0,05-0,5 mg/l	— Chemisch-physikalische Behandlung von festen und/oder pastösen Abfällen — Regenerierung verbrauchter Lösemittel
	Quecksilber (ausgedrückt als Hg)	0,5-5 µg/l	— Bodenwäsche von ausgehobenen kontaminierten Böden mit Wasser
	Zink (ausgedrückt als Zn)	0,1-1 mg/l (5)	
	Arsen (ausgedrückt als As)	0,01-0,1 mg/l	
	Cadmium (ausgedrückt als Cd)	0,01-0,1 mg/l	— Behandlung von wasserbasierten flüssigen Abfällen
	Chrom (ausgedrückt als Cr)	0,01-0,3 mg/l	

Ein Beispiel aus der Praxis zeigt: der Nickelgrenzwert für die CPB-Anlage Trofaiach liegt derzeit bei 1 mg/m³, laut BVT 20 erfolgt eine Halbierung des Grenzwertes auf 0,5 mg/m³.
Bei einzelnen Schwermetallfrachten im Abwasser der CPB-Anlage beispielsweise lösen diese Vorgaben neben möglichen Prozessanpassungen auch F&E-Aktivitäten und damit verbundene Testreihen und Machbarkeitsstudien aus.

3.1.1 Technische und organisatorische Maßnahmen

Um diese Werte einhalten zu können, müssen technische sowie organisatorische Maßnahmen gesetzt werden. Diese sind z.B.:

- Ausweiten der Begleitanalytik und Untersuchung von Wechselwirkungen mit anderen Abwasserinhaltsstoffen
- Optimierung der Behandlung CPA-Linie (Test von geeigneten Betriebshilfsmitteln und Rezepturverbesserungen)
- Testreihen mit physikalischen oder chemischen Behandlungsverfahren (wie z.B. Vorwärtsosmose) zur Beurteilung der technischen Machbarkeit in der Abwasserbehandlung

4 ABSCHLUSS-STATEMENT

Die BVT-Schlussfolgerungen und ihre Konsequenzen für die Umsetzung stellen zweifellos eine technische und wirtschaftliche Herausforderung für Betreiber von Abfallbehandlungsanlagen dar, bieten jedoch gleichzeitig eine große Chance! Abfälle werden immer komplexer, Schadstoffgehalte steigen und die Aufbereitung wird nicht nur kostspieliger, sondern auch technisch schwieriger. Durch die Auseinandersetzung der Betreiber mit den neuen Grenzwerten und die verpflichtende Anpassung der eigenen Anlagen, können innovative Technologien getestet und die Behandlung nachhaltig verbessert werden. Betreiber, die hier rechtzeitig die Potentiale erkennen, neue Verfahren testen und sich technologisch weiterentwickeln, werden auch in Zukunft gute Chancen am Markt der Abfallbehandlung haben.

LITERATURVERZEICHNIS

Abfallwirtschaftsgesetz 2002. (18. 06 2024). Abgerufen am 18. 06 2024 von RIS: https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20002086

Abfallwirtschaftsgesetz 2002 Anl. 5. (18. 06 2024). Abgerufen am 18. 06 2024 von RIS: https://www.ris.bka.gv.at/NormDokument.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20002086&Anlage=5

bmaw.gv.at. (17. 06 2024). Abgerufen am 17. 06 2024 von https://www.bmaw.gv.at/Themen/Technik-und-Vermessung/betriebsanlagentechnik/BVT-MerkblaetterundBVT-Schlussfolgerungen.html#:~:text=Ergebnis%20sind%20die%20umfangreichen%20BVT,beschlossenen%2C%20zusammengefassten%20BVT%2DSchlussfolgerungen

Durchführungsbeschluss 2018/1147. (10. 08 2018). Abgerufen am 18. 06 2024 von EUR-Lex: http://data.europa.eu/eli/dec_impl/2018/1147/oj

edm.gv.at. (18. 06 2024). Von https://edm.gv.at/natippc/#/faq abgerufen

EUR-Lex. (17. 06 2024). Von https://eur-lex.europa.eu/eli/dec_impl/2018/1147/oj?locale=de abgerufen

Richtlinie 2010/75. (24. 11 2010). Abgerufen am 18. 06 2024 von EUR-Lex: http://data.europa.eu/eli/dir/2010/75/oj

umweltbundesamt.at. (17. 06 2024). Abgerufen am 17. 06 2024 von https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/abfall/abfallbehandlung

Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz 2000. (18. 06 2024). Abgerufen am 18. 06 2024 von RIS: https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10010767

KONTAKT

Dipl.-Ing. Andrea Zirkl
a.zirkl@saubermacher.at
Abteilung Forschung und Entwicklung
Saubermacher Dienstleistungs AG
saubermacher.at

DI Sabine Tanzer
s.tanzer@saubermacher.at
Abteilung Forschung und Entwicklung
Saubermacher Dienstleistungs AG
saubermacher.at

Abwasserbehandlung und Ressourcenrückgewinnung von Metallen aus Industrieabwässern

Iphigenia Anagnostopoulos[1] & Soraya Heuss-Aßbichler[1]
[1)] Ludwig-Maximilians-Universität München, Department für Geo- und Umweltwissenschaften, Institut für Geologie, München, Deutschland

KURZFASSUNG: Bei der Verarbeitung von Metallen fallen erhebliche Mengen schwermetallhaltiger Abwässer an. Mit der herkömmlichen Reinigungsmethode werden die verschiedenen Abwässer im Werk gesammelt und gemeinsam behandelt. Dadurch entstehen voluminöse Schlämme mit geringen Mengen an Schwermetallen, wodurch sich ihre Verwertung in der Regel nicht rechnet. Durch Entsorgung dieser Schlämme gehen wertvolle Metalle verloren. Wir forschen an der Rückgewinnung von Metallen als Oxide und nullvalenten Metallen aus Industrieabwasser, um (1) Schwermetalle als Rohstoff aus Abwasser zurückzugewinnen, und zugleich (2) das Abwasser zu reinigen. Dabei untersuchen wir die Auswirkungen von Parametern wie Reaktionstemperatur, Alkalisierungsbedingungen während der Fällung, und Alterationsbedingungen nach der Fällung auf die Metallphasen. Basierend auf der Grundlagenforschung haben wir Behandlungsrezepte für verschiedene Abwassertypen entwickelt. In einem weiteren Schritt wurde eine steuerbare Pilotanlage gebaut. Es zeigte sich, dass die Methode erfolgreich eingesetzt werden kann. Manche Produktphasen können über Zwischenphasen gezielt gewonnen werden. Das bedeutet, dass der Phasenbestand der Produkt-Phasen u.a. auch über Umwandlungsreaktionen gesteuert werden kann. Drei Beispiele für Abwassertypen (Zn, Au und Cu) aus verschiedenen Industriezweigen wie der Galvanotechnik und der chemischen Katalysatorproduktion werden vorgestellt. Zink kann als ZnO zurückgewonnen werden. Das mit Kupfer angereicherte Galvanikabwasser ist ein Multielement-Abwasser mit geringeren Konzentrationen von Zn, Pb, Ni, Cr und Mn. Je nach Verfahren wird Cu als Cu-Ferrit ($CuFe_2O_4$) oder Cu-Oxid zurückgewonnen werden. In allen Fällen kann durch die Alterierung der Suspension die Metallkonzentration im Filtrat verringert werden. In einem zweistufigen Verfahren wird zunächst Gold als Metall und dann Eisen als Magnetit gewonnen werden.

1 EINLEITUNG

Schwermetallhaltige Abwässer fallen bei der Verarbeitung von Metallen in erheblichen Mengen an. Diese Abwässer werden aufgrund ihrer Zusammensetzung und teilweise chemisch komplexen Eigenschaften als gefährlich eingestuft, da sie für Mensch und Umwelt giftig sind. Die herkömmliche Reinigungsmethode verwendet Kalkmilch, um die Schwermetalle in einen Calciumhydroxid-Komplex zu binden, was große Mengen an voluminösem Schlamm verursacht, der normalerweise auf Deponien entsorgt wird. Heuss-Aßbichler et al. (2016a) schätzten basierend auf 50 000 t Neutralisationsschlamm einen Verlust von 2 000 t Cu und 5 300 t Ni pro Jahr.
In jüngster Zeit hat Abfall aus wirtschaftlichen und politischen Gründen als potenzielle Metallressource größere Aufmerksamkeit erhalten. Dementsprechend wird an der Verbesserung von Abwasserbehandlungsmethoden geforscht, um Metalle effizient aus dem Abwasser zu gewinnen. Das SPOP-Verfahren (Specific Product-Oriented Precipitation) wurde als alternatives Konzept zur Abwasserreinigung und Synthese von Nanopartikeln bei gleichzeitiger Rückgewinnung der Metallionen in der Lösung entwickelt. Es handelt sich dabei um eine neue Behandlungsmethode, die dem Prinzip der Kreislaufwirtschaft folgt und Abfall vermeidet (Heuss-Aßbichler et al., 2016b). Im Labormaßstab wurde die Fällung von Zn, Cu und Au erfolgreich umgesetzt *(*Heuss-Aßbichler et al., 2016b; John et al. 2016a; John et al. 2016b, John et al., 2016c; Tandon et al., 2018; John et al. 2019; Tandon, 2021*)*.

In einem zweiten Schritt wurde nun eine Hockskalierung des im Labormaßstab entwickelten SPOP-Verfahrens geprüft. Im Folgenden werden die erhobenen Ergebnisse und Behandlungsrezepturen mit einer automatisierten Pilotanlage vorgestellt, womit mehrere Liter an Abwasser sequentiell behandeln kann.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Abwasser-System

Zn-System: Im Zn-System wurden die Versuche mit Modellabwässern durchgeführt. Für die Herstellung des synthetischen Abwassers wurde Zn-Sulfat Heptahydrat von Merck mit einer Reinheit von > 99 % in destilliertem Wasser gelöst. Die Zn-Konzentration betrug 1,88 g/l.
Cu-System: Für die Versuche im Cu-System stellte ein Galvanikbetrieb Cu-haltiges Abwasser aus einem Spülbad bereit. Cu ist das Hauptelement des Abwassers mit einer Konzentration von ca. 7,5 g/l, begleitet von vergleichsweise geringen Mengen an Fe, Ni und Zn im Bereich von 20 bis 300 mg/l und Spuren von Cr, Pb und Mn, die weniger als 7 mg/l betragen.
Au-System: Für die Versuche im Au-System wurde Prozessabwasser aus der Katalysatorproduktion zur Verfügung gestellt. Der Au-Gehalt des Abwassers weist eine Au-Konzentration von 5,2 g/l auf.

2.2 Behandlungsverfahren

Die Versuche wurden mit einer automatisierten Pilotanlage gemäß dem in Abbildung 1a dargestellten Fällungsprozess durchführt. Zunächst wird das saure Abwasser auf die Reaktionstemperatur aufgeheizt. Optional wird dem Abwasser eine Fe-Lösung zugesetzt. Dann wird die Lösung durch Zugabe einer Lauge (NaOH) bei einer definierten Alkalisationsrate bis auf einen endgültigen pH-Wert alkalisiert. Die Fällungsreaktion erfolgt unter ständigem Rühren der Lösung. Die Suspension wird ggf. bei definierten Reaktionsbedingungen gealtert, bevor sie vom gereinigten Abwasser getrennt wird.
Je nach Zusammensetzung des Abwassers wurden zwei verschiedene Batch-Prozesse ausgearbeitet: ein einstufiger Prozess (Abbildung 1b) und ein zweistufiger Prozess (Abbildung 1c). Das einstufige SPOP-Verfahren wird sequentiell ausgeführt; die Experimente mit Zn und Cu wurden damit durchgeführt. Der zweistufige Prozess wurde für die Rückgewinnung von Au entwickelt (John et al., 2019). Im ersten Schritt wird die Lösung mit Fe-Lösung gemischt, was zu einer spontanen Ausfällung von Au-Partikeln führt, die sofort filtriert werden. Die verbleibende Lösung wird dann alkalisiert, und die entstandenen Partikel werden vor dem Filtrieren optional gealtert.

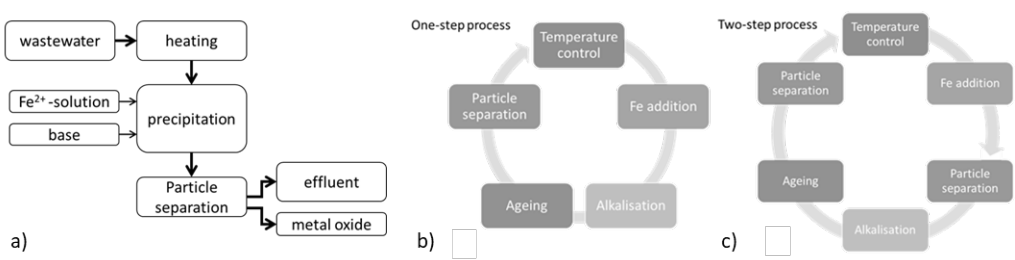


Abb. 1: a) Fließschema des SPOP Prozesses, b) einstufiger und c) zweistufiger SPOP Prozess

2.3 Analytische Methoden

Die initialen Abwässer und die behandelten Wässer wurden mittels ICP-MS (MS 7800 von Agilent) analysiert. Die wässrigen Lösungen wurden mit destilliertem Wasser verdünnt und mit 1 % konzentrierter HNO_3 angesäuert.
Die Rückgewinnungsraten R der Metalle in (%) wurden nach der Formel (1) berechnet:

$$R\ (\%) = 100 - (C_{treat}/C_{ini} * 100) \quad (1)$$

Dabei ist C_{treat} die Metallkonzentration im behandelten Abwasser und C_{ini} die Konzentration des initialen Abwassers.
Nach der Behandlung wurden die Fällungsprodukte mit Röntgenpulverdiffraktometrie (XRD, GE-Diffraktometer XRD 3003 TT), abgeschwächter Totalreflexion (ATR-FTIR, GladiATR mit Diamant-ATR von PIKE Technolog) und Rasterelektronenmikroskop (REM, SU 5000 Schottky FE-SEM von Hitachi) analysiert.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Zn-System: Die Wasseranalyse nach der Behandlung zeigt, dass die Zn-Konzentration von 1880 mg/l auf 3,04 mg/l sank, was einer Rückgewinnungsrate von 99,8 % entspricht. Die Alterung des Fällungsprodukts für 21 Stunden führte zu einem weiteren Rückgang der Zn-Konzen-tration auf 1,97 mg/l, wodurch eine Rückgewinnungsrate von 99,9 % erreicht wurde. Damit kann nach der Abwasserbehandlung der Grenzwert < 2 mg/l eingehalten werden. Die Alterung der Suspension ist damit entscheidend für die Erfüllung der Anforderungen an die Abwasserreinigung.
Das Fällungsprodukt war ein feinkörniges weißes Pulver. Das Präzipitat enthält bis zu 15 µm große Agglomerate, die aus einzelnen kugelförmigen Partikeln von ca. 20 nm bestehen (Abbildung 2). Die XRD und ATR Ergebnisse zeigen, dass es sich um reines ZnO handelt.

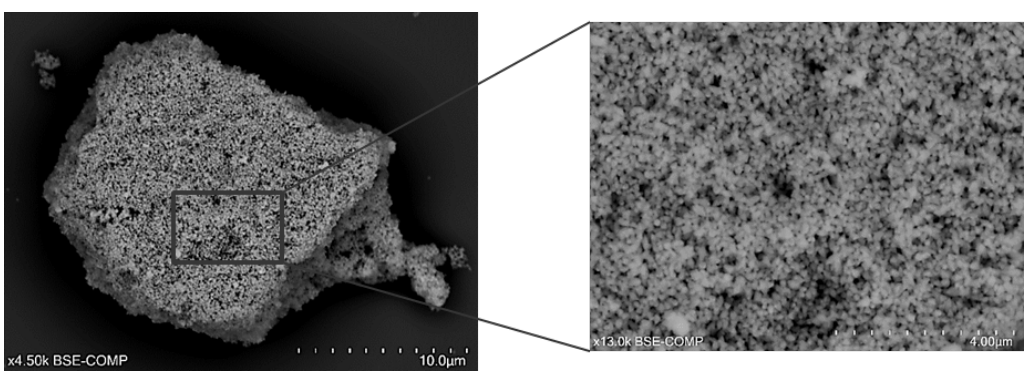


Abb. 2: REM Aufnahme des gefällten ZnO. Es zeigt bis zu 15 µm große Aggregate kugelförmiger Nanopartikel von 20 nm

Cu-System: Im Folgenden werden die Ergebnisse der Versuche unter Zugabe von Fe im Verhältnis Fe : Cu = 2 : 1 vorgestellt.
Alle Cu-haltigen Abwässer zeigen nach der Behandlung einen deutlichen Rückgang aller Metallkonzentrationen. Das initiale Abwasser enthielt 7452,42 mg/l Cu. Nach der Behandlung wurde in der frisch gefällten Probe mit 3,41 mg/l die höchste Cu-Konzentration im Filtrat gemessen. Die niedrigste Cu-Konzentration von 1,07 mg/l wurde nach einen Tag Alterung bei Raumtemperatur gefunden. Dementsprechend liegen die Rückgewinnungsraten stets bei > 99,9 %. Der Grenzwert liegt im Vergleich bei 0,5 mg/l Cu.
Die Beugungsmuster der Fällungsprodukte zeigen scharfe Reflexe mit geringem Hintergrundrauschen, was für eine gute Kristallinität spricht. Alle Reflexe können Ferrit zugeordnet werden. Es

wurden keine separaten Cu-haltigen Phasen gefunden, was darauf hindeutet, dass das Cu in die Spinellstruktur des Ferrits eingebaut ist. Auch die Nebenmetalle im Abwasser haben keine zusätzlichen Phasen gebildet und werden demnach in die Spinellstruktur eingebaut.
Die ATR-FTIR Ergebnisse zeigen, dass das Fe-haltige Hydroxid Grüner Rost in den frischen Phasen enthalten ist. Dieses kann in den gealterten Proben nicht mehr nachgewiesen werden. Damit kann Grüner Rost als Precursor für Ferrit angesehen werden.

Au-System: In der ersten Stufe des 2-stufigen Verfahrens wurden 7582 mg/l Fe zugesetzt, um Au auszufällen. Nach dem ersten Behandlungsschritt sank die Au-Konzentration von 5200 mg/l auf 6,7 mg/l Au, was einer Rückgewinnungsrate von 99,9 % entspricht.
Nach dem zweiten Schritt sank die Au-Konzentration auf 0,04 mg/l (Rückgewinnungsrate von 100 %). Unmittelbar nach der Ausfällung wies die frische Probe 2,05 mg/l Fe auf, was einer Rückgewinnungsrate von 99,9 % entspricht. Nach einer zweitägigen Alterung bei 60 °C wurde eine Fe-Konzentration von 1,06 mg/l erreicht.
Die Au-Partikel bestehen aus kugelförmigen Rosetten mit einer Korngröße von etwa 4 µm. Das XRD Spektrum zeigt präzise Reflexe, die ausschließlich metallischem Au zugeordnet werden können. Im zweiten Behandlungsschritt konnte Magnetit als einzige kristalline Phase beobachtet werden.

4 KLASSIFIKATION MITTELS UNFC

Das United Nations Framework Classification for Ressources (UNFC) ist ein Klassifizierungssystem, mit welchem der Status des Projektes auf Basis von drei fundamentalen Kriterien dargestellt werden kann: Abbildung 3 zeigt die EFG-Matrix, wobei die E-Achse für die Umwelt-Sozio-Ökonomische Durchführbarkeit steht, die F-Achse für die technische Machbarkeit, und die G-Achse für Grad des Vertrauens in der Produktionsmenge steht.
In dem Horizon-Europe Projekt FutuRaM wird ein Konzept entwickelt, um UNFC auf anthropogene Ressourcen anwenden zu können (siehe die Beiträge von Heuss-Aßbichler et al. und Yajasinghe et al. in diesem Tagungsband). Um die Anwendung des UNFC zu vereinfachen, wurde ein 7-stufiges Verfahren entwickelt, um Rückgewinnungsprojekte bewerten und klassifizieren zu können.

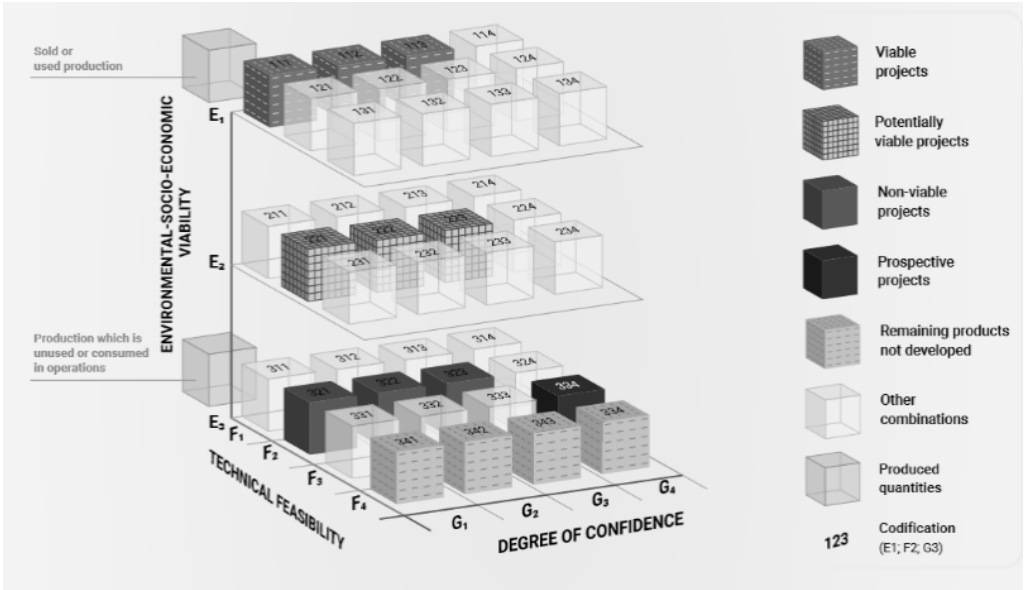


Abb. 3: UNFC Darstellung mit den jeweiligen Klassen. Die Einstufung des SPOP Prozesses auf Grundlage der hier dargelegten Ergebnisse entspricht der Stufe E3F3G4 und damit "zukünftig mögliches Projekt" (UNFC-2019). Quelle: UNECE, 2019

Dieses Verfahren wurde für das SPOP-Verfahren angewandt. Mit den in dieser Studie aufgezeigten Ergebnissen, konnte die technische Durchführbarkeit des SPOP Prozesses in einer automatischen Testversuchsanlage erfolgreich gezeigt werden. Basierend auf den Ergebnissen kann gezeigt werden, dass es sich bei dem Vorhaben um ein „zukünftig mögliches Projekt“, d.h. „prospective project“ handelt. Das bedeutet, dass die Ergebnisse der verschiedenen Faktoren für die jeweiligen Kriterien darüber entscheiden, ob die Voraussetzungen für die nächste Klassifikationsstufe entsprechen.

5 ZUSAMMENFASSUNG

In diesem Beitrag stellen wir ein neues (SPOP) Verfahren vor, um Schwermetalle aus Industrieabwässern zurückzugewinnen. Die drei Beispiele mit Zn-, Cu- bzw. Au-haltigen Abwässer zeigen, dass mit einer automatisierten Pilotanlage in einem automatisierten Modus möglich ist, die gelösten Ionen als Oxide oder nullwertige Metalle mit einer chemischen Fällungsmethode zurückzugewinnen. Damit konnte bestätigt werden, dass mit einer automatisierten Pilotanlage die im Labormaßstab durchgeführten Niedertemperaturexperimente (< 60 °C) zur Rückgewinnung von Cu als Cu-Ferrit, Zn als Zn-Oxid und Au als metallisches Gold-Partikel erfolgreich hochskaliert und reproduziert werden konnten. Das bedeutet, dass die Rückgewinnung von Metallen aus Abwasser als Sekundärrohstoff ohne den Einsatz von hohem Energieaufwand und Zusatzstoffen technisch machbar ist.
Im Gegensatz zu den üblichen Fällungsmethoden vermeidet das SPOP-Verfahren die Bildung von Hydroxidschlamm, indem Oxide oder metallisches Gold direkt aus der Lösung ausgefällt wird. In den frischen Proben können Metallhydroxide mit Metalloxiden ko-existieren. Allerdings wandeln sich diese Hydroxide im alkalischen Milieu innerhalb kurzer Zeit um. Die Oxidbildung erfolgt durch einen Auflösungs-/Rekristallisationsprozess während der Alteration der primären hydrathaltigen Fällungsprodukte. Im Allgemeinen wurde während der Alterung der primären Fällungsprodukte bei 60 °C die Restmetallkonzentrationen in den Filtraten gesenkt, i.d.R. unter dem Grenzwert der jeweiligen Elemente für die direkte bzw. indirekte Einleitung.

Die Bewertung dieses Verfahrens gemäß UNFC zeigt, dass der SPOP Prozess als "zukünftig mögliches Projekt" eingestuft werden kann.

6 DANKSAGUNG

Diese Arbeit ist Teil des Projektes BAFOISoFo-71263 “Gesamtkonzept zur Umsetzung der hydroxidfreien Fällung von Metallen aus Abwässern verschiedener Branchen: Bau einer mobilen Technikumsanlage“, finanziert vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz.
Wir bedanken uns bei Dr. Melanie John, Dr. Kai Tandon und Alexandra Huber für ihre grundlegende Arbeit am SPOP Prozess. Vielen Dank an Johannes Knof für die verfahrenstechnische Auslegung der SPOP Pilotanlage und an die Feinmechanikwerkstatt und Elektrowerkstatt der LMU München für die essentielle Hilfe beim Bau der Pilotanlage: Markus Sieber, Günter Hesberg und Max Häberle.

LITERATURVERZEICHNIS

Heuss-Aßbichler, S., Huber, A.L., and John, M., 2016a, Recovery of Heavy Metals From Industrial Wastewater – Is It Worth It ?, in 5th International Conference on Industrial and Hazardous Waste Management, pp. 193–200.

Heuss-Aßbichler, S., John, M., Klapper, D., Bläß, U.W., and Kochetov, G., 2016b, Recovery of copper as zero-valent phase and/or copper oxide nanoparticles from wastewater by ferritization. Journal of Environmental Management, 181, pp. 1–7.

John, M., Heuss-Aßbichler, S., Park, S.H., Ullrich, A., Benka, G., Petersen, N., Rettenwander, D., and Horn, S.R., 2016a, Low-temperature synthesis of CuFeO2 (delafossite) at 70 °C: A new process solely by precipitation and ageing. Journal of Solid State Chemistry, 233, pp. 390–396.

John, M., Heuss-Aßbichler, S., and Ullrich, A., 2016b, Conditions and mechanisms for the formation of nanosized Delafossite (CuFeO2) at temperatures ≤ 90 °C in aqueous solution. Journal of Solid State Chemistry, 234, pp. 55–62.

John, M., Heuss-Aßbichler, S., and Ullrich, A., 2016c, Recovery of Zn from wastewater of zinc plating industry by precipitation of doped ZnO nanoparticles. International Journal of Environmental Science and Technology, 13, pp. 2127–2134.

John, M., Heuss-Aßbichler, S., Ullrich, A., and Rettenwander, D., 2016d, Purification of heavy metal loaded wastewater from electroplating industry under synthesis of delafossite (ABO2) by “Lt-delafossite process”. Water Research, 100, pp. 98–104.

John, M., Heuss-Aßbichler, S., Tandon, K., and Ullrich, A., 2019, Recovery of Ag and Au from synthetic and industrial wastewater by 2-step ferritization and Lt-delafossite process via precipitation. Journal of Water Process Engineering, 30, 100532.

Tandon, K., John, M., Heuss-Aßbichler, S., and Schaller, V., 2018, Influence of salinity and Pb on the precipitation of Zn in a model system. Minerals, v. 8(2), pp. 1–16.

Tandon, K., 2021, Wet chemical precipitation of ZnO from Cl-rich solutions - an innovative method for the recovery of Zn from municipal solid waste incineration fly ash [PhD thesis]. Ludwig-Maximilians-Universität München.

United Nations Economic Commission for Europe (UNECE), 2019, Expert Group on Resource Management (EGRM). United Nations Framework Classification for Ressources. Update 2019. ECE/ENERGY/125.

KONTAKT

Iphigenia Anagnostopoulos
Ludwig-Maximilians-Universität München
Department für Umwelt- und Geowissenschaften
Institut für Geologie
Luisenstraße 37, 80333 München, Deutschland
heuss@lmu.de
i.anagnostopoulos@lmu.de

Drucklose Membranfiltration in der industriellen Wasseraufbereitung und Kreislaufwirtschaft

Jürgen Gamweger[1], Thomas Grießler[2] & Andrea Udier[3]
[1)] fluvicon GmbH, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: In der industriellen Wasseraufbereitung stoßen druckbasierte Membranverfahren immer wieder an ihre Grenzen. Das liegt daran, dass bei diesen Verfahren jegliche gelösten und ungelösten Stoffe gegen die verwendete Membran gepresst werden. Dadurch entsteht Scaling und Fouling. Dies wiederum verursacht, dass Membrane oft ausgetauscht werden müssen. Zudem ist der Druckbereich, in dem diese Verfahren eingesetzt werden können durch ihre Bauweise eingeschränkt. Durch die Anwendung von druckloser Membranfiltration werden Scaling und Fouling vermieden. Somit können Abwässer aufbereitet werden, die bisher mit Membranfiltrationen nicht möglich waren.

1 MEMBRANTECHNIK – WARUM UND WIESO DRUCKLOS?

Bei der Membrantechnik handelt es sich um Verfahren, die reproduzierbar und durch Numbering-Up skalierbar sind. Zudem sind Membranverfahren energetisch günstig, bewährt und besitzen einen kleinen Fußabdruck.
Der Vorteil von drucklosen Membranverfahren ist, dass die bekannten Schwachstellen von druckbasierten Membranverfahren (Umkehrosmose, Nanofiltration, etc.) Fouling und Scaling nicht auftreten. Dies liegt daran, dass bei drucklosen Membranverfahren keine Verschmutzungen, wie organische und biologische Stoffe, Keime, Öle, Wachse etc., in eine papierfeine Membran mit bis zu 80 bar gepresst werden, sondern einfach nur an der Membran vorbeifließen. Somit wird verhindert, dass Ablagerungen innerhalb beziehungsweise direkt auf der aktiven Membranfläche entstehen, die häufige Reinigungen oder gar häufigen Austausch der Membranen verursachen. Somit handelt es sich bei drucklosen Membrantechniken um das Gegenteil der heutigen Filtration. (Yingying, Zhen, Jinyuan , & Xu, 2022)

1.1 Vorwärtsosmose

Bei der Vorwärtsosmose fließt das Rohwasser an einer semipermeablen Membran vorbei. Die Zuglösung, auf der anderen Seite der Membran, entzieht dem Rohwasser durch ihr höheres chemisches Potential, auch als osmotischer Druck bekannt, das Wasser. Dieser Prozess erfolgt so lange bis die Zuglösung und das Rohwasser das gleiche chemische Potential aufweisen. Bei diesem Prozess muss kein Druck auf der Seite des Rohwassers angelegt werden. Dies führt, wie oben beschrieben, dazu, dass maximal leicht abreinigbare Ablagerungen an der Membran entstehen. Häufig kommt es sogar dazu, dass ein leichter Überdruck von nur 200 mbar auf der Seite der Zuglösung angelegt wird. Dies hat den Vorteil, dass bei einer mechanischen Beschädigung der Membran durch äußere Einflüsse sichergestellt werden kann, dass keine Verschmutzungen/Verkeimungen oder Ähnliches auf die Zuglösungsseite gelangt und somit die Qualität des später gewonnen Produktwassers nicht verringert wird. (Yingying, Zhen, Jinyuan , & Xu, 2022)
Der Prozess der Vorwärtsosmose ist in der Natur stark verbreitet. Ein bekanntes Beispiel dafür ist die Wasseraufnahme von Pflanzen. Diese ziehen das Wasser mit Hilfe ihrer Wurzeln aus dem Boden, ohne dass dabei Druck von außen auf diese wirkt.
Damit beim Vorwärtsosmose-Verfahren kein Stillstand durch die Angleichung des chemischen Potentials entsteht und sauberes Wasser gewonnen werden kann, muss die Zuglösung kontinuierlich rekonzentriert werden.
Die Rekonzentrierung findet dabei entweder über druckunterstützte Membranfiltration, beziehungsweise Membranfiltrationskaskaden, oder über Membrandestillation statt. Durch das

Abtrennen von Wasser aus dem Rohwasser und damit von jeglicher gelösten und ungelösten Fracht, tritt bei den druckunterstützten Membranfiltrationen kein Scaling oder Fouling mehr auf. Weiters können mit Hilfe von kaskadierten druckunterstützten Membranfiltrationen osmotische Drücke von über 200 bar in der Zuglösung erreicht werden, während für die Rekonzentrierung der Zuglösung nie über 100 bar im Prozess angelegt werden müssen. (Melin & Rautenbach, 2004)

1.2 Membrandestillation

Die Membrandestillation ist die erste Wahl, wenn es darum geht Abwärme zu nutzen, vor allem weil es sich bei der benötigten Abwärme um low-great-heat (< 100 °C) handelt, da für die Membrandestillation die aufzukonzentrierende Lösung nur mindestens 60 °C haben muss. Somit können durch die Anwendung von diesem Verfahren Abwärmen genutzt werden, die momentan meistens nicht genutzt werden, da ein Aufheizen auf 100 °C bei low-great-heat immer noch sehr kostspielig ist (Christie KSS, 2020).
Die Membrane dieser Destillationsvariante besitzen eine hydrophobe Trennschicht zwischen Rohwasser/Zugösung und dem Permeatkanal. Das Permeat ist jenes Wasser, das bereits durch die Membran gewandert ist. Durch die Hydrophobie der Membran wird das Wasser zurückgehalten, während der Dampf die Membran passieren kann. Dieselbe Technologie wird auch von Gore-Tex angewandt. So hat man es geschafft, dass wasserabweisende Kleidung atmungsaktiv bleibt. (Alkhudhiri & Hilal, 2018)
Der Nachteil der hydrophoben Trennschicht bei diesem Verfahren ist, dass in den meisten Bereichen der Industrie die Verschmutzung im Abwasser nicht nur hoch ist, sondern auch dass Verschmutzungen unpolarer sind als Wasser. Dies führt dazu, dass diese Stoffe sich an der Membran anlagern und den Wirkungsgrad der Membrandestillation deutlich einschränken. Aus diesem Grund wird, wie auch bei druckbasierten Membranfiltrationen, die Vorwärtsosmose als Haupttrennschritt verwendet und die Destillation nur als letzten Schritt zur Wassergewinnung eingesetzt.

1.3 Dialyse

Auch bei der Dialyse handelt es sich um ein druckloses Membranverfahren zur Trennung von Stoffen. Die beiden häufigsten Verfahren hierbei sind die Elektrodialyse und die Diffusionsdialyse. Bei der Elektrodialyse ist die treibende Kraft das elektrische Feld. Dieses sorgt für eine Ionenwanderung von Anionen Richtung Anode und von Kationen Richtung Kathode. Während der Ionenwanderung müssen sowohl die Anionen wie auch die Kationen durch semipermeable Membrane, die zum einen ladungsselektiv sind und zum anderen kein Wasser passieren lassen. Dies sorgt für eine klare und reine Abtrennung von Ionen aus wässrigen Lösungen jeglicher Art. (Melin & Rautenbach, 2004)
Die Kombination aus Vorwärtsosmose und Elektrodialyse ermöglicht eine Neugestaltung der Wasserbehandlung in der Erdölindustrie. Mit einem solchen Kombinationsverfahren kann mit geringem Aufwand aus Öl/Wasser-Gemischen ölfreies mineralisiertes Wasser und wasser- und salzfreies Öl hergestellt werden. Dabei werden im ersten Schritt dem Öl/Wasser-Gemisch die Mineralien durch die Elektrodialyse entzogen. Diese werden dabei in eine kleine Menge vorgelegtes Wasser überführt. Dabei entsteht eine hochkonzentrierte Minerallösung. Diese wird im zweiten Schritt in der Vorwärtsosmose als Zuglösung eingesetzt, um das Wasser aus dem Gemisch zu ziehen. Diese Verfahren können in Anlagen konzipiert werden, die auf Schiffen angewendet werden können. Mit Hilfe von diesem Verfahren können somit in Zukunft Ölteppiche in kürzerer Zeit beseitigt werden. Der größte Vorteil ist jedoch nicht nur die Zeit, sondern dass dieses Verfahren dort angewendet werden kann, wo es benötigt wird. Somit kann in Zukunft das Wasser wieder an Ort und Stelle zurückgelassen werden, während das Schiff nur mit dem gewonnenen Öl wieder in den Hafen zurückfährt (Patentnr. WO 2018/028839 A1, 2018)

1.4 Vergleich mit herkömmlichen Verfahren

Mit Vorwärtsosmose-Verfahren sind nicht nur neue Möglichkeiten gegen Abwässer überhaupt aufzubereiten, es bietet auch die Möglichkeit herkömmliche Verfahren zu ersetzen.

1.5 Vakuumdestillation

Die Vakuumdestillation wird seit langer Zeit in den verschiedensten Bereichen der Industrie eingesetzt und erfüllt ihre Aufgabe, Abwässer aufzukonzentrieren und sauberes Wasser zurückzugewinnen. Schwierigkeiten haben diese Anlagen jedoch oft mit Ölen, die sich im Abwasser befinden können. Aus diesem Grund wird oft ein Skimmer, zur Abtrennung der Öle, nachgeschalten. Nicht nur darauf kann bei Vorwärtsosmose-Verfahren verzichtet werden. Der wichtigste Punkt ist, dass Vakuumdestillationen sehr viel Energie benötigen. Im Schnitt verbrauchen Vorwärtsosmose-Verfahren bei gleicher Anwendung nur 1/6 der Energie (Nick Guan Pin Chew, 2019)

1.6 Umkehrosmose

Die Umkehrosmose ist eines der beliebtesten Verfahren zur Wasseraufbereitung in der heutigen Industrie. Die großen Nachteile von Scaling und Fouling werden in Kauf genommen, um die Vorschriften aus Bescheiden einzuhalten und die benötigte Wasserqualität für empfindliche Herstellungsprozesse zu gewährleisten.
Durch den Austausch von Umkehrosmose-Anlagen gegen Vorwärtsosmose-Anlagen können Scaling und Fouling minimiert werden, höhere Endkonzentrationen erreicht werden und es kann auf einen guten Teil der Vorbehandlung verzichtet werden. Und das Ganze, ohne bei der Qualität des Wassers zu sparen (Sangyoup Lee, 2010)!

1.7 Anwendungsbereich

Der Anwendungsbereich der Vorwärtsosmose ist sehr breit gefächert. Angefangen in der Lebensmittelindustrie, bei der zum Beispiel Fruchtzubereitungen konzentriert und Hefe vorgetrocknet werden kann.
In der Landwirtschaft kann Abwasser verringert werden, was dazu führt, dass die Konzentrate in Biogasanlagen entsorgt und somit Energie gewonnen werden kann. Weiters kann auch dem Substrat aus Biogasanlagen das Wasser entzogen werden, was wiederum dazu führt, dass die Speicherkapazität von Biogasanalgen höher wird, ohne ausbauen zu müssen und dass das Konzentrat dann zu festem Dünger verarbeitet werden kann. Dies spart Logistik und Transportkosten. Gleiches trifft auch auf die Gülle aus Schweine- und Rinderzucht zu.
Aber auch in anderen Bereichen der Industrie kann Abwasser verringert werden. So zum Beispiel in der Metall- und Textilindustrie, bei Deponiesickerwasser bis hin zu Krankenhaus- und Kommunalabwasser. Das Anwendungsfeld ist fast unendlich breit gefächert, für alle Anwendungen bei denen es darum geht möglichst viel Wasser aus dem Abwasser zu ziehen um die Entsorgung oder weitere Verwertung so effizient und günstig wie möglich zu gestalten.

2 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Zukunft der Wasseraufbereitung in Vorwärtsosmose-Verfahren liegt. Es ist ein Verfahren, dass nicht nur die Umwelt entlastet, sondern auch weniger Personal und Energie benötigt. Je nach Anwendung ist die Auslegung an den Verwender anpassbar, ob Druck oder Wärme für die Rekonzentrierung, ob Öl/Wasser-Gemisch-Aufbereitung, oder Aufkonzentrierung vom allgemein anfallenden Abwasser.
Die Vorwärtsosmose-Verfahren sind der Weg in eine sauberere, energieärmere und aussichtsreiche Zukunft!

LITERATURVERZEICHNIS

Alkhudhiri, A., & Hilal, N. (2018). Membrane distillation—Principles, applications, configurations, design, and implementation.

Christie KSS, H. T. (2020). Energy efficiency of membrane distillation: Simplified analysis, heat recovery, and the use of waste-heat. *Environ Int*.

Griessler, T. (2018). *Patentnr. WO 2018/028839 A1*.

Melin, T., & Rautenbach, R. (2004). *Membranverfahren-Grundlagen der modul- und Anlagenauslegung*. Springer.

Nick Guan Pin Chew, S. Z. (2019). Recent advances in membrane development for treating surfactant- and oil-containing feed streams via membrane distillation. *Advances in Colloid and Interface Science, Volume 273*.

Sangyoup Lee, C. B. (2010). Comparison of fouling behavior in forward osmosis (FO) and reverse osmosis (RO). *Journal of Membrane Science*.

Yingying, Z., Zhen, C., Jinyuan , Z., & Xu, Y. (2022). A Comprehensive Review on Forward Osmosis Water Treatment: Recent Advances and Prospects of Membranes and Draw Solutes. *PubMed*.

KONTAKT

Thomas Griessler, BA
Griessler@fluvicon.com
+43 316 28 45 49
Geschäftsführung, fluvicon GmbH
www.fluvicon.com

Der österreichische PFAS-Aktionsplan – Maßnahmen zur Reduktion der Belastung von Mensch und Umwelt

Barbara Perthen-Palmisano[1]
[1)] Bundesministerium für Klimaschutz, Abteilung V/5, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen sind eine große Gruppe von Chemikalien, die industriell aufgrund ihrer Stabilität und chemischen Eigenschaften äußerst vielfältig verwendet werden. Vor allem die sehr hohe Persistenz von PFAS führt aber auch zu weitverbreiteten Kontaminationen von Boden und Wasser und in weiterer Folge von Trinkwasser und Lebensmitteln. Für eine kleine Untergruppe von PFAS bestehen bereits gesetzliche Verbote und Beschränkungen. Um bestehende Kontaminationen zu erfassen und zu sanieren bzw. zukünftige Verunreinigungen zu verhindern, formuliert der nationale PFAS-Aktionsplan ein übergreifendes Maßnahmenpaket, das sowohl die Effizienz der Umsetzung bestehender Regelungen verstärken als auch zusätzliche Vorgaben einführen soll. Der Plan fasst die bestehenden Regelungen zusammen und gibt anhand von 6 Schwerpunktthemen Empfehlungen zur Reduzierung der PFAS-Belastung.

1 EINLEITUNG

Die Stoffgruppe der per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen, abgekürzt PFAS, besteht aus mehreren tausend Chemikalien, die in Industrie- sowie in Konsumentenerzeugnissen eingesetzt werden. Gemäß einer Definition der OECD aus dem Jahr 2021 handelt es sich um fluorierte Verbindungen, die mindestens ein vollständig fluoriertes Methyl- oder Methylen-Kohlenstoffatom enthalten. Aufgrund ihrer thermischen und chemischen Stabilität und ihrer Fähigkeit, Öl, Fett und Wasser abzustoßen, werden sie zur Herstellung von Polymeren, Imprägnierung von Textilien, Leder und Papierwaren eingesetzt, aber auch in Feuerlöschschäumen, Kosmetika und Lebensmittelverpackungen. Fluorpolymere wie z.B. Teflon werden in der industriellen Produktion wegen ihrer Beständigkeit gegen Hitze und Chemikalien als Dichtungen, Rohre, Filter und Kabelummantelungen eingesetzt. Auch im Bereich der erneuerbaren Energie finden sie Anwendung in Brennstoffzellen, PV-Elementen und in Windturbinen. PFAS sind jedoch extrem langlebig, verbleiben lang in der Umwelt und haben umweltgefährliche und humantoxische Eigenschaften: sie wirken giftig auf die Leber und beeinflussen auch den Stoffwechsel, etwa durch Auswirkungen auf Cholesterin und Schilddrüse und das Immunsystem negativ. Je nach ihrer Kohlenstoffkettenlänge und Polarität können PFAS bioakkumulierend und/oder sehr mobil sein. Die Verwendung von PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen sowie Emissionen bei der Herstellung von PFAS haben weltweit zu Verunreinigungen in Böden, Wasser, Lebensmitteln und Trinkwasser geführt, die nur sehr aufwändig rückgängig zu machen sind. Auch in Österreich wurden bei Untersuchung von Altlasten und Grundwasser PFAS-Belastungen entdeckt. Auf internationaler Ebene wurden bereits seit 2009 mehrere perfluorierte Substanzgruppen (PFOS, PFOA, PFHxS und jeweils damit verwandte Stoffe) in das Stockholmer Übereinkommen über persistente organische Schadstoffe aufgenommen und deren Verwendung damit beschränkt.
In der EU-Gesetzgebung wurden diese Beschränkungen durch die Verordnung über persistente organische Schadstoffe (EU) 2019/1021 (POP-V) umgesetzt. Auch im Rahmen der REACH-Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 wurden bestimmte PFAS beschränkt, zuletzt die Perfluorcarbonsäuren mit einer Kettenlänge von 9-14 Kohlenstoffatomen und PFHxA.
Im Einklang mit dem Zero-Pollution-Ziel des Europäischen Green Deal empfiehlt die „Chemikalienstrategie für Nachhaltigkeit“ eine Beschränkung aller PFAS, außer deren Anwendung ist nachweislich unverzichtbar für das Allgemeinwohl. Um zu verhindern, dass PFAS durch sehr ähnliche Stoffe aus derselben Gruppe ersetzt werden („regrettable substitution“), wurde im Rahmen der

REACH-V ein Vorschlag zur Beschränkung aller PFAS erarbeitet, der derzeit von den wissenschaftlichen Ausschüssen der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) geprüft wird. Die toxikologische Bewertung von PFAS hat dazu geführt, dass die Europäische Lebensmittelsicherheitsagentur EFSA den Wert für die akzeptable wöchentliche Aufnahmemenge für die Summe von vier PFAS (PFOA, Perfluornonansäure (PFNA), Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) und PFOS) auf 4,4 ng/kg Körpergewicht herabgesetzt hat. Daher gelten auch seit Jänner 2023 strenge Lebensmittelgrenzwerte in der EU. Ab 12.Jänner 2026 treten neue Grenzwerte für das Trinkwasser in Kraft (0,1 µg/l für die Summe von 20 bestimmten PFAS).

2 MASSNAHMEN

Zusätzlich zu den vorhandenen und zu erwartenden gesetzlichen Maßnahmen ist es notwendig, Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung und der Umwelt vor PFAS zu ergreifen. Das Thema der Kontamination von Umweltmedien mit diesen Stoffen und die Frage der nötigen vorbeugenden Vorgangsweisen als auch jener im Kontaminationsfall beschäftigt die zuständigen Behörden in Österreich bereits seit Jahren. Zur Informationsweitergabe und zur Koordination der Behörden veranstalteten Umweltbundesamt GmbH, AGES, BMSGPK und BMK seit Februar 2022 „PFAS-Awareness-Raising-Workshops“. Auf Basis der Workshops wurde der nationale PFAS-Aktionsplan entwickelt.
Der Aktionsplan analysiert den Status Quo und formuliert Maßnahmenempfehlungen, um vorhandene Lücken bei der Umsetzung zu schließen. Weitere Elemente sind die Vorsorge, um Emissionen bzw. Einträge in die Umwelt zu verhindern, sowie die Förderung von Koordination und Kommunikation zwischen den relevanten Behörden und Institutionen. Die Umsetzung des PFAS-Aktionsplans soll durch das Gremium der PFAS-Plattform begleitet und gemäß aktueller Anforderungen weiterentwickelt werden. Der Aktionsplan umfasst 6 Schwerpunkthemen, die im Folgenden genauer dargestellt werden.

2.1 Schwerpunkt 1: Kommunikation und Bewusstseinsbildung

Der Wissenstand über Eigenschaften, Nutzen und Risiken von PFAS soll in der Verwaltung, in der Industrie und in der Bevölkerung erhöht werden. Einerseits sollen, über verschiedenste Kanäle Informationen für die breite Bevölkerung zur Verfügung gestellt werden (Websites, Broschüren, Workshops). Andererseits soll die Koordination zwischen Behörden verstärkt werden, um im Kontaminationsfall effizient und rasch vorgehen zu können. Es wird angeregt, PFAS-Koordinator:innen zu benennen, um die Zusammenarbeit zwischen verschiedenen Behörden zu optimieren.

2.2 Schwerpunkt 2: Maßnahmen im Bereich Emissionen und Umweltkontamination zum Schutz von Gesundheit und Biodiversität

Die Hauptursache von Kontaminationen von Luft, Boden und Wasser sind Produktionsstätten von PFAS und die großflächige Verwendung von Feuerlöschschäumen. Diffuse Verunreinigungen, z.B. in Abwasser, Klärschlämmen und Deponiesicherwasser, entstehen jedoch durch die vielfältigen Anwendungen bei der Weiterverarbeitung von Chemikalien und in Konsumentenerzeugnissen. Es ist daher nötig, PFAS anwendende Betrieben zu erfassen, Emissionen und Klärschlämme zu kontrollieren und gezielt kontaminierte Standorte sowie Altlasten zu erfassen. Die vorhandenen Sanierungsmethoden sind gezielt anzuwenden bzw. zu optimieren. Das BMK hat dazu eine PFAS-Altlastenstrategie erstellt (https://altlasten.gv.at/Ueber_Altlasten/fachthemen/pfas-strategie-altlasten.html). Es wird vorgeschlagen, verstärkt Kontrollen von Erzeugnissen durch die Chemikalieninspektorate durchzuführen und im Sinne der Förderung der österreichischen Wirtschaft, die Alternativenentwicklung zu fördern („Green Chemistry“).

2.3 Schwerpunkt 3: Maßnahmen im Bereich Grundwasserschutz

Das BML hat aufgrund des potentiellen Risikos, dass Grundwasser regional nicht den Anforderungen an Trinkwasser entsprechen könnte, 2022 mit den Bundesländern ein Sondermessprogramm zur Erhebung von PFAS im Grundwasser veranlasst und durchgeführt. Dabei wurde festgestellt, dass einige der Messstellen den Grenzwert der EU-Trinkwasserrichtlinie für die „Summe der PFAS“ von 0,1 µg/l überschreiten. An 11,4 % der Grundwassermessstellen wurde eine Überschreitung der Grundwasserqualitätsnorm von 0,0044 µg PFOA-Äquivalente/l analysiert. Im 2. Quartal 2023 erfolgte eine Weiterbeobachtung hinsichtlich PFAS (n =370). Im Falle der Überschreitung sind geeignete Maßnahmen zu ergreifen, um Ursache, Ausmaß und die Auswirkungen von Verschmutzungen mit PFAS festzustellen und in der Folge zu begrenzen. Der Einsatz von PFAS-haltigen Löschschäumen stellt dabei das größte Risiko für das Auffinden stark belasteter Grundwassermessstellen dar. Es wird vorgeschlagen, die Überwachung zu verstärken, und Standorte mit hoher Priorität für einen potenziellen punktuellen Eintrag von PFAS (Einsatz von PFAS-haltigen Löschschäumen sowie industrielle Anlagen in den Bereichen Galvanisierung, Papierindustrie, Textilindustrie, chemische Industrie, Elektro- und Elektrotechnik) in das Grundwasser zu identifizieren. Leitfäden für Behörden sollten erstellt und Informationen (z. B. Erfahrungen, Best-Practice) in geeigneten Formaten bereitgestellt werden. Zudem ist die Forschung zum Verhalten von PFAS sowie zu Zerstörung und Abbaumöglichkeiten von PFAS zu fördern.

2.4 Schwerpunkt 4: Maßnahmen zum Schutz des Trinkwassers

In der EU Trinkwasserrichtlinie (EU) 2020/2184 wurden zwei neue Parameter aufgenommen: "Summe der PFAS" und "PFAS gesamt". Ab 12. Jänner 2026 gilt in Österreich ein Grenzwert von 0,1 µg/l für die Summe von 20 ausgewählten PFAS ("Summe der PFAS"). PFAS wurden in der Vergangenheit bereits im österreichischen Trinkwasser nachgewiesen, wobei vereinzelt auch gesundheitsbezogene Richtwerte überschritten wurden. In den Jahren 2021 und 2022 wurden im Rahmen des Nationalen Kontrollplans gemäß § 31 LMSVG Schwerpunktaktionen in Österreich durchgeführt. Zum Schutz des Trinkwassers wären gesetzliche Verbote beim Einsatz von PFAS sowie Einschränkungen, beispielsweise bei der Klärschlammausbringung, nötig. Wie bereits bei anderen Schwerpunkten angeführt, müssen verantwortliche Verursacher identifiziert werden. Maßnahmen der Wasserversorger sind vorzubereiten und Informationen bezüglich Aufbereitungstechnologien sind einzuholen. Für kleine Wasserversorgungsanlagen sind zusätzliche Förderungen zu empfehlen. Vorbereitung für eine Krisenkommunikation und die Erarbeitung von Sanierungskonzepten bei schweren Kontaminationen wären zielführend.

2.5 Schwerpunkt 5: Maßnahmen im Bereich Lebensmittel

Laut Europäischer Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) tragen Lebensmittel und Trinkwasser maßgeblich zur PFAS-Belastung bei, diese ist für einen maßgeblichen Teil der Bevölkerung höher als die gesundheitlich abgeleitete tolerierbare Aufnahmemenge. Im Rahmen von Schwerpunktaktionen werden Umweltschadstoffe, darunter PFAS, in österreichischen Lebensmitteln untersucht. Die empfohlenen wöchentlichen Aufnahmemengen von PFAS wurde seitens der EFSA seit 2008 stark reduziert, auf 4,4 ng/kg Körpergewicht. Zudem gelten seit Jänner 2023 auf der wöchentlichen Aufnahmemenge beruhende, strenge Grenzwerte für bestimmte Lebensmittel. Ein effizientes Monitoring der seit 1.1.2023 geltenden Höchstwerte in Lebensmitteln ist dringend geboten. Auch medienübergreifende Untersuchungen rund um vermutete Hotspots sollten erfolgen. Da PFAS nicht aus Lebensmitteln entfernt werden können, ist eine umgehende Information der Bevölkerung wichtig. Weiters sind PFAS-Eintragspfade und der Transfer der PFAS von Boden, landwirtschaftlichen Produktionsmaterialien und Wasser in Lebensmittel zu quantifizieren, um wirksam weitere Einträge zu reduzieren.

2.6 Schwerpunkt 6: Schutz der menschlichen Gesundheit

PFAS können ein Problem für die menschliche Gesundheit darstellen. Verschiedene PFAS sind als reproduktionstoxisch sowie möglicherweise auch kanzerogen und lebertoxisch eingestuft. Das Immunsystem ist besonders empfindlich gegenüber PFAS. Die Exposition des Menschen kann durch orale Aufnahme, über die Haut sowie über die Luft erfolgen. Der Hauptaufnahmeweg für PFAS ist die Ernährung, wobei hier der Konsum von Fisch, Meeresfrüchten, Obst, Obstprodukten, Eiern, Gemüse und kontaminiertem Trinkwasser bedeutsam ist. Die Identifizierung vulnerabler Bevölkerungsgruppen (z.B. EU-Studie: 25% der Teenager haben erhöhte PFAS-Belastung) muss daher im Mittelpunkt stehen. Mit Hilfe von Humanbiomonitoring sollte die Belastung betroffener Arbeitnehmer:innen erfasst werden. Factsheets und Broschüren für Konsument:innen sollen zu einer erhöhten Bewusstheit des Problems in der Bevölkerung beitragen.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

PFAS haben eine große Bedeutung in vielen industriellen Prozessen und werden in vielen Erzeugnissen für Konsument:innen verwendet. Aber sie verursachen auch weitverbreitete Kontaminationen in verschiedenen Umweltkompartimenten. Die dadurch verursachten Probleme können nicht durch isolierte Einzelmaßnahmen allein gelöst werden. Der nationale Aktionsplan soll die Belastung der Umwelt und der Bevölkerung durch PFAS verringern, indem koordinierte und übergreifende Maßnahmen in möglichst vielen Bereichen, von der Herstellung, Anwendung bis hin zur Entsorgung, vorgenommen werden.

LITERATURVERZEICHNIS

Kaiser, A. (2022). PFAS-Report 2022. Wien, Österreich: Umweltbundesamt

KONTAKT

DI Barbara Perthen-Palmisano
Barbara.perthen-palmisano@bmk.gv.at
+43 (0) 1 71162 61 2321 / +43(0)664612965
Abt. V/5 Chemikalienpolitik und Biozide
Bundesministerium für Klimaschutz
www.bmk.gv.at

Die „PFAS-Strategie“ im Rahmen der Vollziehung des Altlastensanierungsgesetzes

Gernot Döberl[1]
[1)] Umweltbundesamt, Team Altlasten, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die breite Anwendung per- und polyfluorierter Alkylsubstanzen (PFAS) in der Vergangenheit führt dazu, dass zahlreiche Altstandorte und Altablagerungen im Sinne des Altlastensanierungsgesetzes (ALSAG) als potentielle PFAS-Quellen in Frage kommen. Um bei der Identifizierung von PFAS-Quellen möglichst rasch und effizient vorgehen zu können, wurden alle ALSAG-relevanten Themenbereiche analysiert und daraus erforderliche Maßnahmen für den ALSAG-Vollzug abgeleitet. Als wichtigste, kurzfristig umzusetzende Maßnahmen wurden folgende identifiziert: die systematische Erfassung und Untersuchung von Feuerlöschübungsplätzen, die Untersuchung von Altstandorten mit Fluorpolymerverwendung, von zivilen und militärischen Flughäfen, Raffinerien, großen Tanklagern, Galvanikbetrieben und großen Hausmülldeponien sowie die Etablierung eines PFAS-Forschungsschwerpunktes im Rahmen der Altlastenforschung gemäß Umweltförderungsgesetz.

1 EINFÜHRUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) sind eine ca. 5.000 Einzelstoffe umfassende Schadstoffgruppe, die in den letzten beiden Jahrzehnten international verstärkt in den Fokus rückte. Gemeinsam ist diesen Stoffen, dass sie aus einer Kohlenwasserstoffkette unterschiedlicher Länge bestehen, bei der die Wasserstoffatome vollständig (perfluoriert) oder teilweise (polyfluoriert) durch Fluoratome ersetzt sind. Die bekanntesten Vertreter sind Perfluorsulfonsäuren (z.B. Perfluoroktansulfonsäure – PFOS) und Perfluorcarbonsäuren (z.B. Perfluoroktansäure – PFOA).
Der Großteil der PFAS sind polyfluorierte Verbindungen, die unter natürlichen Bedingungen in der Umwelt zu kürzerkettigen perfluorierten Carbon- oder Sulfonsäuren abgebaut werden können. Die polyfluorierten Ausgangssubstanzen werden als Vorläuferverbindungen („Precursors“) bezeichnet.

Durch ihre chemische Struktur sind PFAS sowohl wasser- als auch fettabweisend („Tenside“) sowie aufgrund der sehr starken Bindung zwischen den Kohlenstoff- und Fluoratomen chemisch und thermisch sehr stabil. PFAS weisen eine breite Palette kommerzieller Anwendungen auf und werden seit den 1950er-Jahren und verstärkt seit Mitte der 1960er-Jahre in zahlreichen Industriebranchen und in zahlreichen Produkten eingesetzt. Typischerweise sind PFAS in Netzmitteln bei galvanischen Prozessen, Papier- oder Kartonagenbeschichtungen, Imprägniermitteln oder Skiwachsen enthalten. Sie finden auch als Ausgangsstoff bei der Herstellung von wasser- und fettabweisenden Polymeren für Outdoor-Textilien oder Geschirrbeschichtungen (z.B. Polytetrafluorethylen (PTFE; „Teflon“)) Verwendung. Darüber hinaus sind sie ein Hauptbestandteil von sogenannten AFFF-Feuerlöschschäumen („Aqueous Film Forming Foams“), i.e. synthetische Löschmittel, die einen wasserhaltigen Film zwischen Schaum und brennbarer bzw. brennender Flüssigkeit ausbilden. In diesen Löschschäumen waren bis in die 1990er-Jahre PFAS in Konzentrationen bis zu 10 g/l enthalten, wobei PFOS meist die Hauptkomponente darstellte.

Die breite Anwendung von PFAS in der Vergangenheit führt dazu, dass zahlreiche Altstandorte und Altablagerungen im Sinne des Altlastensanierungsgesetzes (ALSAG) als potentielle PFAS-Quellen in Frage kommen. Um bei der Identifizierung von PFAS-Quellen möglichst rasch und effizient vorgehen zu können, wurden vom Umweltbundesamt im Auftrag des Bundesministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) alle ALSAG-

relevanten Themenbereiche analysiert und daraus erforderliche Maßnahmen für den ALSAG-Vollzug abgeleitet. Die Ergebnisse wurden vom BMK im Jahr 2023 publiziert („PFAS-Strategie im Rahmen der Vollziehung des Altlastensanierungsgesetzes“). Die im Jahr 2024 überarbeitete Version steht im Altlasten-Portal unter zum Download bereit (https://altlasten.gv.at/Ueber_Altlasten/fachthemen/pfas-strategie-altlasten.html).

2 ALSAG-RELEVANZ VON PFAS-VERUNREINIGUNGEN

2.1 Umweltschäden durch PFAS und potentielle Schadstoffquellen

In den letzten 15-20 Jahren waren in Europa zahlreiche Fälle von PFAS-Kontaminationen in Böden und Gewässern zu verzeichnen. Als wichtigste Kontaminationsquellen wurden dabei folgende identifiziert:

- Fluorchemie-Industrie (indirekte Einträge über Abluft und Abwasser)
- Verwendung von AFFF-Feuerlöschschäumen
- landwirtschaftliche Verwertung von Abfällen (z. B. Schlämme aus der Papierindustrie)

Aufgrund der Einsatzgebiete von PFAS sind darüber hinaus grundsätzlich folgende Industrie-Branchen als potentielle Schadstoffquellen („Punktquellen“) relevant:

- (Chrom-)Galvanik
- Textilindustrie
- Papierindustrie (siehe oben: Verwendung von Schlämmen)
- Herstellung von Reinigungsmitteln, Kosmetika, Farben, Lacken und Skiwachsen
- Halbleiter- und Fotoindustrie

In Sickerwässern von Hausmülldeponien sind PFAS in z. T. sehr hohen Konzentrationen vorhanden. Altablagerungen ohne Basisabdichtung, auf denen relevante Mengen an Hausmüll oder ähnlichen Abfällen abgelagert wurden, können daher potentielle Eintragsquellen von PFAS in das Grundwasser darstellen.
Darüber hinaus kann aufgrund diffuser atmosphärischer Deposition zumindest regional eine Hintergrundbelastung von Oberböden und Grundwasser vorhanden sein.

2.2 ALSAG-Relevanz von potentiellen PFAS-Quellen

Gemäß derzeitigem Wissensstand existierten/existieren in Österreich keine Standorte, an denen PFAS im engeren Sinn produziert wurden. Fluorpolymere (z. B. PTFE) hingegen werden an mehreren Standorten, z. B. in der Kunststoffindustrie, verwendet oder verarbeitet. Es ist davon auszugehen, dass es sich bei der überwiegenden Anzahl dieser Standorte um Altstandorte im Sinne des ALSAG handelt.
Die in Österreich bis dato detektierten und auf Punktquellen zurückzuführenden Grundwasserverunreinigungen durch PFAS sind nach jetzigem Kenntnisstand ausschließlich auf die Verwendung von AFFF-Feuerlöschschäumen zurückzuführen (Flughäfen Salzburg und Linz, Feuerwehrschule Lebring). In Anbetracht fehlender Standorte mit Primärproduktion dürfte es sich bei der Verwendung von derartigen Löschschäumen um den für Österreich wichtigsten Eintragspfad von PFAS in die Umwelt handeln. Es handelt sich dabei um das einzige Eintragsszenario, bei dem größere Mengen an PFAS direkt in den Untergrund eingebracht werden. Bei Löschübungsstandorten erfolgte dieser Eintrag zudem in (regelmäßigen) Intervallen und über längere Zeiträume.

Der Einsatz PFAS-haltiger Löschschäume erfolgte ab Mitte der 1960er-Jahre und kann bei folgenden Altstandorten angenommen werden:

- Feuerlöschübungsplätze von Feuerwehren
- Zivile und militärische Flughäfen
- Truppenübungsplätze und Motorsportanlagen
- Altstandorte mit Betriebsfeuerwehren, insbesondere Großtanklager, Raffinerien, chemische Industrie
- Altstandorte, an denen (Groß)Brandereignisse stattgefunden haben

Unabhängig von der Verwendung von Löschschäumen ist auch bei den in Abschnitt 2 genannten Industriebranchen mit dem Einsatz von PFAS zu rechnen.
Darüber hinaus sind große kommunale Deponien, die in den 1970er-/1980er-Jahren geschüttet wurden und die relevante Anteile an Hausmüll, Klärschlamm oder Brandschutt enthalten, von Relevanz. Demgegenüber fallen PFAS-Verunreinigungen durch die landwirtschaftliche Verwertung von Abfällen (z. B. Klärschlamm) und durch atmosphärische Deposition nicht in den Geltungsbereich des ALSAG.

3 STRATEGIE FÜR DEN VOLLZUG DES ALSAG

3.1 Erfassung und Untersuchung von Altstandorten und Altablagerungen

In Österreich wurden beginnend in den 1990er-Jahren Altstandorte und Altablagerungen mit Hilfe systematischer Erfassungsprogramme identifiziert und in einer Datenbank erfasst. Die Erfassung ist österreichweit großteils abgeschlossen und umfasst mit Ausnahme der von Feuerwehren genutzten Feuerlöschübungsplätze alle anderen in den Abschnitten 2 und 3 genannten Branchen und Altablagerungen. Auf Grundlage dieser Datenbasis kann davon ausgegangen werden, dass mit der erwähnten Ausnahme all jene Altstandorte und Altablagerungen weitgehend erfasst sind, in deren Bereich es zu einem historischen Eintrag (vor 1. Juli 1989) von PFAS gekommen sein könnte.
Zur systematischen Erfassung der Feuerlöschübungsplätze wurde Ende 2022 im Bezirk Leibnitz ein Pilotprojekt im Rahmen ergänzender Untersuchungen gemäß § 13 ALSAG gestartet, das neben der Erfassung und Lokalisierung der Feuerlöschübungsplätze von freiwilligen Feuerwehren und Berufsfeuerwehren zum Ziel hat, die Übungsplätze entsprechend ihrer Nutzungszeiträume, Nutzungsfrequenzen und den eingesetzten Mengen an AFFF-Löschschäumen in Hinblick auf ihr Gefährdungspotential zu kategorisieren („keines“, „geringes“, „mittleres“, „hohes Gefährdungspotential“). Dieses Untersuchungsprogramm ist mittlerweile abgeschlossen. Es konnten 63 Löschübungsstandorte identifiziert werden, in deren Bereich die Verwendung von PFAS-hältigen Löschschäumen in unterschiedlichem Ausmaß vor 1990 sehr wahrscheinlich ist.
Darauf aufbauend wurde ein Untersuchungsprogramm für 30 der identifizierten Löschübungsplätze unterschiedlicher Kategorisierung veranlasst, in dessen Rahmen exemplarisch Untergrund- und Grundwasseruntersuchungen durchgeführt und potentielle PFAS-Schadensherde und die Schadstoffausbreitung untersucht werden.
Aufgrund der Erfahrungen bei der Erfassung der Standorte und der Ergebnisse der Untersuchungen im Feld im Zuge des Pilotprojektes wird eine österreichweite Vorgangsweise zur Erfassung und Untersuchung von Feuerlöschübungsplätzen erarbeitet werden.

Neben den Feuerwehrlöschübungsplätzen in engerem Sinne werden derzeit folgende Standorte prioritär untersucht bzw. zu untersuchen sein.

- Standorte mit Fluorpolymerverwendung (in erheblichem Ausmaß)
- Flughäfen
  - Salzburg: Untersuchungen abgeschlossen; ein Teilbereich des Standortes wurde als Altlast mit Prioritätenklasse 1 ausgewiesen (Sicherungsmaßnahmen sind seit Jänner 2024 in Betrieb)
  - Wien und Linz: Untersuchungsprogramme laufen
  - Innsbruck: Untersuchungsprogramm („Grundwassermonitoring“) abgeschlossen (keine Hinweise auf eine Grundwasserverunreinigung) → Verdichtung im Rahmen eines Untersuchungsprogrammes gemäß §13 ALSAG geplant
  - Graz: Untersuchungsprogramm wurde veranlasst
  - Klagenfurt: Untersuchungsprogramm ist zu erstellen
  - Kleine Flugplätze, Flugfelder, Hubschrauberstützpunkte: Erstellung von Untersuchungsprogrammen für Pilotstandorte
- Militärflughäfen: Als Pilotstandorte werden der militärisch und zivil genutzte Flughafen Linz und die beiden Fliegerhorste Zeltweg und Aigen im Ennstal derzeit im Rahmen von Untersuchungsprogrammen gemäß §13 ALSAG untersucht. Aufbauend auf den Ergebnissen werden weitere Untersuchungsprogramme für militärische Standorte erstellt.
- Tanklager und Raffinerien
- In Abschnitt 2 genannte Branchen, insbesondere Galvanikbetriebe
- Altablagerungen
  - kommunale Deponien > 100.000 m³, die in den 1970er-/1980er-Jahren geschüttet wurden und die relevante Anteile an Hausmüll, Klärschlamm oder Brandschutt enthalten
  - mit Dichtwandumschließungen oder Oberflächenabdichtung gesicherte Altlasten

Neben diesen konkreten Einzelstandorten stellen die in den letzten Jahren durchgeführten PFAS-Sondermessprogramme im Rahmen der GZÜV-Untersuchungen eine wichtige Datenquelle dar und dienen bei entsprechender Verdachtslage als Ausgangspunkt für Untersuchungen an konkreten Altstandorten und Altablagerungen.
In diesem Zusammenhang wurden in einem ersten Schritt die Ergebnisse des 1. Beprobungsdurchganges 2022 analysiert und in drei Fällen laufende Untersuchungsprogramme um PFAS-Untersuchungen erweitert. Auf Basis zukünftiger Ergebnisse sollen weitere Untersuchungsprogramme gemäß §13 ALSAG erstellt bzw. ergänzt werden.

Die im Rahmen von ALSAG-Untersuchungsprogrammen errichteten Grundwassermessstellen werden laufend im Zuge von Rückbauprogrammen entfernt bzw. sachgemäß verfüllt, sofern sie für keine weiteren Untersuchungen benötigt werden.
Die Rückbauprogramme sollen zukünftig genutzt werden, um aus risikobasiert ausgewählten Grundwassermessstellen vor dem Rückbau Grundwasserproben zu entnehmen und auf PFAS zu analysieren. Ein derartig erweitertes Rückbauprogramm wurde für den Bezirk Salzburg-Umgebung bereits vom BMK veranlasst und wird derzeit durchgeführt.

3.2 Sanierung PFAS-kontaminierter Standorte

Aufbauend auf internationalen Erfahrungen und dem aktuellen Stand von Technik und Wissenschaft sind bei der Auswahl und Beurteilung von Sanierungsmaßnahmen an PFAS-kontaminierten Standorten sowie bei der Prüfung von Sanierungsprojekten insbesondere folgende Punkte zu beachten:

- Grundsätzlich sind sowohl Dekontaminations- als auch Sicherungsmaßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen geeignet.

- Im Falle von Aushubmaßnahmen ist zu beachten, dass in der Deponieverordnung derzeit noch keine Grenzwerte für PFAS festgelegt sind. Unabhängig davon ist bei der Deponierung PFAS-belasteter Abfälle zu prüfen, ob die Sickerwasserreinigungsanlage der jeweiligen Deponie imstande ist, PFAS in ausreichendem Ausmaß zurückzuhalten. Nach derzeitigem Wissensstand sind dafür Anlagen mit Umkehrosmose oder (mehrstufige) Aktivkohlefilter geeignet. Die Eignung der Anlage wäre jedenfalls im Einzelfall zu prüfen.
- Bei der Behandlung PFAS-kontaminierter Aushubmaterialien ist die hohe chemische, thermische und mikrobiologische Beständigkeit sowie die hohe Mobilität von PFAS in aquatischen Medien zu berücksichtigen und die Eignung von Abfallbehandlungsanlagen (z. B. Bodenwasch- oder thermische Anlagen) insbesondere in Hinblick darauf zu beurteilen. In diesem Zusammenhang ist auch der PFAS-Transfer in Abluft, Abwasser und Reststoffe (z.B. Filterkuchen, Aschen, beladene Aktivkohle) zu prüfen.
- Es sind derzeit keine Verfahren bekannt, die eine wirksame In-situ-Dekontamination von Untergrund oder Grundwasser ermöglichen würden. Die Wirksamkeit derartiger Verfahren wäre vorab im Labor- und im Feldmaßstab zu überprüfen.
- Zur Verhinderung einer weiteren Ausbreitung von Schadstoffen erscheinen klassische hydraulische Sicherungsmaßnahmen („Pump and Treat“) geeignet. Das Pumpwasser muss mit einer geeigneten Reinigungstechnologie gereinigt werden (siehe oben).

3.3 Probenahme und Analytik

In Bezug auf mögliche Querkontaminationen bei der Probenahme PFAS-verunreinigten Untergrundes oder Wassers existiert auf internationaler Ebene eine Reihe von Arbeitsvorschriften. Aufbauend darauf wurde vom Umweltbundesamt eine Arbeitsvorschrift für Untersuchungen im Altlastenkontext für Österreich erstellt.

Entsprechend ihrer guten Wasserlöslichkeit und hohen Mobilität und den damit zusammenhängenden z. T. mehrere Kilometer langen Schadstofffahnen werden PFAS-Kontaminationen oftmals über Grundwasseruntersuchungen sichtbar. Dies ist bei der Konzipierung von Untersuchungsprogrammen gemäß §§ 13 und 14 ALSAG zu berücksichtigen. Zudem sind, aufgrund der niedrigeren Bestimmungsgrenzen in wässrigen Medien, bei Untergrunduntersuchungen PFAS vorzugsweise in Eluaten von Feststoffproben (2:1-Eluate) zu untersuchen.
Gemäß EU-Trinkwasserrichtlinie (RL (EU) 2020/2184) und österreichischer Trinkwasserverordnung (TWV) sind aus der Schadstoffgruppe der PFAS 20 Einzelsubstanzen zu bestimmen. In dem von der Europäischen Kommission im Oktober 2022 vorgelegten Vorschlag zur Aufnahme von PFAS in die „Environmental Standards Directive“ ist demgegenüber die Bestimmung von 24 Einzelsubstanzen vorgesehen, wobei der Vorschlag einerseits zusätzliche Substanzen enthält, andererseits enthält er nicht alle der 20 PFAS aus der Trinkwasserrichtlinie.
Im Rahmen von ALSAG-Untersuchungen sollen zukünftig im Regelfall zumindest die 20 Substanzen aus der Trinkwasserrichtlinie untersucht werden. Im Bedarfsfall ist der Parameterumfang um ausgewählte Stoffe zu erweitern. Dies betrifft insbesondere die PFOS-Ersatzstoffe 6:2-Fluortelomersulfonsäure (6:2 FTS), 8:2 Fluortelomersulfonsäure (8:2 FTS), GenX und Capstone A/Capstone B. Zur Prüfung, ob Vorläufersubstanzen (Precursors) vorhanden sind, sollten an ausgewählten Proben auch Summenparameter zu bestimmen, wie beispielsweise der Total Oxidisable Precursor-Assay (TOP), adsorbierbares organisch gebundenes Fluor (AOF) oder extrahierbares organisch gebundenes Fluor (EOF).

3.4 Altlastenforschung im Rahmen des Umweltförderungsgesetzes (UFG)

Da die toxikologische Bedeutung von PFAS erst vor vergleichsweise kurzer Zeit in vollem Umfang erkannt wurde, ist die Forschung zu Technologien zur Sanierung von PFAS-Kontaminationen im Gegensatz zu anderen Schadstoffgruppen, die schon ähnlich lange verbreitet Verwendung fin-

den (z. B. chlorierte Kohlenwasserstoffe), vergleichsweise wenig fortgeschritten. Dies betrifft insbesondere die Zerstörung der Schadstoffe durch Aufbrechen der C-F-Bindung in den PFAS-Molekülen sowie die Reinigung von PFAS-belasteten Wässern.
Verfahren zur chemischen oder physikalischen Zerstörung oder zum mikrobiologischen Abbau von PFAS sind sowohl für Behandlungsverfahren für PFAS-belastetes Aushubmaterial als auch für die In-situ-Dekontamination von Untergrundschäden von hoher Relevanz. Effektive und kostengünstige Wasserbehandlungstechnologien werden einerseits für die Reinigung von Pumpwasser im Rahmen von hydraulischen Sicherungsmaßnahmen und von Sickerwasser auf Deponien benötigt. Andererseits können sie auch bei In-situ-Verfahren, wie z. B. durchströmten Reinigungswänden, Anwendung finden.
Aus diesem Grund sind Forschungsvorhaben, die sich diesen beiden Themenkomplexen widmen, verstärkt zu unterstützen und es erfolgte bereits die Aufnahme der PFAS-Thematik in die besonders förderungswürdigen „Forschungsschwerpunkte“ im Rahmen der UFG-Forschungsförderung (§ 30 UFG).

4 AUSBLICK

Mit der Veröffentlichung der „PFAS-Strategie Altlasten“ durch das BMK ist einerseits eine strukturierte Vorgangsweise im Rahmen der Vollziehung des ALSAG gewährleistet. Andererseits ist damit auch eine aus allen vorliegenden Informationen und Erkenntnissen abgeleitete und für die Öffentlichkeit nachvollziehbare Prioritätensetzung bei der Bewältigung dieser zentralen Umweltproblematik für den Themenbereich „historisch kontaminierte Standorte“ gegeben. In diesem Zusammenhang ist die „PFAS-Strategie Altlasten“ als thematische Vertiefung und Ergänzung des österreichischen „PFAS-Aktionsplanes“ zu sehen.

In Anbetracht des stetigen Wissenszuwachses zum Thema PFAS ist eine Fortschreibung des vorliegenden Strategiepapiers im Sinne einer Anpassung oder Erweiterung grundsätzlich vorgesehen und bis dato auch bereits einmal erfolgt.

Schwerpunktaktionen zu PFAS Kontaminationen in Boden und Grundwasser in der Steiermark

Elisabeth Winkler[1], Roman Prantl[2] & Julia Thüringer[1]
[1)] Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 15-Referat Abfall- und Abwassertechnik, Chemie, Graz, Österreich
[2)] blp GeoServices GmbH, Linz/Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Aufgrund der seit Jahrzehnten stark verbreiteten Anwendung von PFAS und ihrer hohen Persistenz kommt es zu deren ubiquitären Auftreten. Vor allem Verunreinigungen des Grundwassers, das zur Trinkwasserversorgung verwendet wird, kommen infolge von gezielten Erhebungs- und Untersuchungsprojekten wie POPMON (Identifizierung, Monitoring und Risikokommunikation von persistenten organischen Schadstoffen an potentiell belasteten Standorten in Österreich, POPMON I 2017-2018, POPMON II 2019-2021) aber auch durch systematisches Monitoring im Vollzug des Wasserrechts ans Tageslicht. Die Verwendung von PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen stellt in vielen Fällen eine Hauptursache für die Verunreinigungen des Grundwassers dar. Betroffen sind hier vor allem Areale, auf denen es zu häufigen Löschübungen gekommen ist. Als Beispiel darf die Altlast „Feuerwehrschule Lebring“ genannt werden, wo es aufgrund von Löschübungen mit AFFF-Löschmitteln zu einer massiven Verunreinigung des abströmigen Grundwassers gekommen ist. Aber auch einmalige Brandereignisse können sich möglicherweise in erhöhten PFAS-Konzentrationen in Boden und Grundwasser widerspiegeln. Es gibt hier nur sehr wenige Erfahrungswerte. Daher wurde 2022 ein Pilotprojekt zur Erhebung und anschließenden Untersuchung altlastenrelevanten Feuerwehrlöschübungsplätzen gestartet. Ein weiteres Untersuchungsprojekt befasst sich mit flächendeckenden Grundwasserbeprobungen in Gebieten, die laut den Untersuchungsergebnissen der Schwerpunktaktion 2022 und 2023 gemäß GZÜV (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung BGBl. II Nr. 479/2006), erhöhte PFAS-Konzentrationen aufweisen. Die Verursachersuche und die Abgrenzung von Schadstofffahnen steht hier im Zentrum der Untersuchungen.
Weiterer Schwerpunkt ist seit 2023 die Untersuchung von zivilen und militärischen Flugplätzen, da auch dort aufgrund von Löschübungen Verunreinigungen von Boden und Grundwasser mit PFAS gegeben sein können.

1 EINLEITUNG

PFAS oder polyfluorierte Alkylsubstanzen zählen zu den in den letzten Jahren wohl meist diskutierten umweltrelevanten Chemikalien. Dies liegt daran, dass sie aufgrund ihrer vielfältigen Eigenschaften einerseits einen sehr weit verbreiteten Anwendungsbereich haben und andererseits überaus langlebig und über natürliche Prozesse kaum abbaubar sind. Unter „Ewigkeitschemikalien“ haben sie Einzug in unseren Alltag genommen und sind „gekommen um zu bleiben“. Die in ihrer Entwicklung fortschreitende Analytik bringt es mit sich, dass sie in Umweltmedien, wie Wasser und Boden, bis den Nanogrammbereich nachweisbar sind. Aufgrund ihrer langjährigen Verwendung und der, unter dem jetzigen Stand des Wissens, sorglosen Anwendung in der Vergangenheit sind die PFAS beinahe ubiquitär nachweisbar.
Im Jahr 2021 wurden im Zuge des Projektes POPMON II (BMSGPK, BMK 2021) erstmals in der Steiermark massive PFAS Verunreinigungen des Grundwassers festgestellt. Die PFAS sind seitdem im Fokus sowohl des öffentlichen Interesses als auch der Umweltrechts- und -kontrollstellen des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung.

2 ALTLAST ST37 „FEUERWEHRSCHULE LEBRING“

Im Rahmen eines, von den Ministerien für Gesundheit und Klimaschutz bundesweit durchgeführten Schwerpunktprojektes zu Verunreinigungen des Grundwassers mit persistenten organischen Schadstoffe (POPMON II), wurden im Jahr 2021 erhebliche PFAS-Kontaminationen unter anderem in Brunnen der Wasserversorgung der Marktgemeinde Lebring-St. Margarethen vorgefunden ((BMSGPK, BMK, 2021). Um die Quelle der massiven Grundwasserverunreinigung zu lokalisieren wurde, im Rahmen von Ergänzenden Untersuchungen gemäß § 13 Altlastensanierungsgesetz (ALSAG) 1989, ein Grundwassermonitoringprogramm im nördlichen Leibnitzer Feld durchgeführt. Ziel des Projektes war es, den Verursacher festzustellen und die genaue Ausbreitung der PFAS im Grundwasser (Fahne) abzugrenzen. Insgesamt wurden in fünf Gemeinden im nordwestlichen Leibnitzer Feld in mehreren Durchgängen Grundwasserproben gezogen und auf PFAS analysiert. Als Verursacher konnte die Feuerwehr- und Zivilschutzschule Lebring ermittelt werden. Die Ausdehnung der Schadstoffahne im Grundwasserabstrom der Altlast mit einer Konzentration von >0,100µg/l ist rund 6 km lang (siehe Abbildung 1).

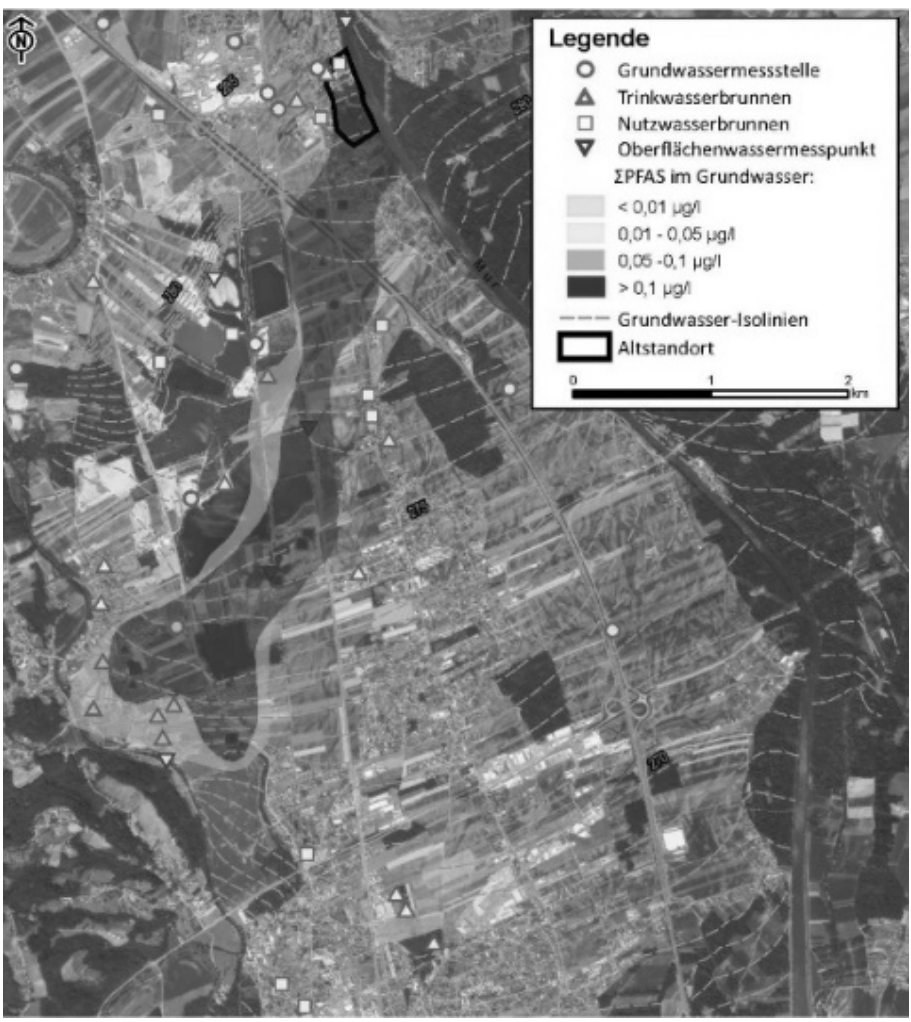


Abb. 1: PFAS-Verunreinigung im Leibnitzerfeld ausgehend von der Feuerwehr- und Zivilschutzschule Lebring (Umweltbundesamt, 2024)

Die Konzentrationen der untersuchten Einzelsubstanzen (Parameter Summe PFAS, 20 Einzelsubstanzen) ergaben ein typisches Verteilungsprofil der, in der Vergangenheit in AFFF-Löschmitteln, verwendeten PFAS (PFHxS, PFHxA, PFOS, PFPeA).
Am Standort der Feuerwehrschule Lebring wurde seit dem Jahr 1975 Kurse und Schulungen sowohl für Feuerwehren, Einsatzorganisationen, Unternehmen, Schulen sowie öffentliche bzw. universitäre Einrichtungen abgehalten. Im Schnitt fanden in den letzten Jahren rund 600 Veranstaltungen mit ca. 14.500 TeilnehmerInnen pro Jahr statt. Die Beübung von Brandereignissen mit synthetischen Löschschäume (AFFF) war mitunter Inhalt des Trainingsbetriebes. Diese Löschschäume enthielten per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) mit der Hauptkomponente Perfluoroctansulfonsäure (PFOS) in einem Ausmaß von bis zu 10g/l. Es konnte daher im Bereich der Feuerwehrschule neben wenigen Hot Spots ein flächiger Eintrag von PFAS in den Untergrund festgestellt werden. Das Areal wurde basierend auf den Erhebungen zu Übungsbereichen mittels Rammkernsondierungen, Schürfen und Grundwasserbeprobungen untersucht. Am effektivsten zur Lokalisierung der Schadensherde erwiesen sich Eluatuntersuchungen der Feststoffproben sowie die Grundwasserbeprobungen aus Rammkernsondierungen. Das Grundwassermonitoring ergab Maximalkonzentrationen von PFAS am Standort von bis zu 6µg/l. Als relevante Einzelkomponente wurde PFOS identifiziert, aber auch der PFOS Ersatzstoff 6:2 FTS konnte in erheblichen Konzentrationen im Grundwasser festgestellt werden. Untersuchungen diverser Gemüsesorten, die mit PFAS-kontaminiertem Wasser gegossen wurden, zeigten PFAS-Kontaminationen in Abhängigkeit zum Gehalt im Gießwasser. Hierbei stellten sich Konzentrationen um den Grenzwert der EU-Trinkwasserrichtlinie (2020/2184) von 0,100µg/l als nicht relevant für eine mögliche Phytoextraktion heraus. Proben aus Fischen in abströmigen Teichen, ebenfalls mit PFAS-Gehalten (Parameter Summe PFAS) um 0,100µg/l enthielten durchwegs PFAS-Konzentrationen der aufsummierten Einzelsubstanzen PFOS, PFOA, PFNA und PFHxS, die die Vorgaben der EU Verordnung über Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln (2023/915) überschritten. Eine detaillierte Beschreibung des Schadensbildes an der Altlast ST37 Feuerwehrschule Lebring ist der Gefährdungsabschätzung der Umweltbundesamt GmbH Wien zu entnehmen (Umweltbundesamt 2024).

3 PILOTPROJEKT „FEUERWEHRLÖSCHÜBUNGSPLÄTZE IM BEZIRK LEIBNITZ“

Aufgrund der Ergebnisse der Untersuchungen im Leibnitzer Feld sowie der GZÜV-Schwerpunktuntersuchungen mit erhöhten PFAS-Konzentrationen in Probennahmestellen abströmig von Feuerwehrstandorten bzw. Einzelbrandereignissen wurde ein zweiteiliges Pilotprojekt zur Erhebung von Feuerwehrlöschübungsplätzen gestartet. Ziel hierbei ist es zu verstehen, welche Faktoren ausschlaggebend sind, um erhebliche Kontamination des Bodens und Grundwasser beim Einsatz von PFAS-haltigen Lösch-schäumen (AFFF) zu verursachen. Finanziert werden diese Untersuchungen wiederum über ALSAG-Mittel. Als Testgebiet wurde der Bezirk Leibnitz ausgewählt.
In der ersten, bereits abgeschlossenen Phase des Projektes galt es Einsatzorte (Feuerwehrlöschübungsplätze, Brandereignisse) im Erhebungsgebiet, den Verwendungszeitraum sowie Art und Menge der eingesetzten Löschschäume zu recherchieren. Die Tabelle 1 zeigt die erhobenen Typen der Verwendung bzw. Manipulation mit AFFF-Löschmitteln.

Tab.1: Standorttypen mit der Verwendung von PFAS

Kategorie	Anzahl
Übungsplätze	126
Brände	45
Aktuelle Rüsthäuser	62
Ehem. Rüsthäuser	23
Wartung, Lagerung	18
Summe	274

Der Beginn des Einsatzes von AFFF-Löschmitteln konnte in den einzelnen Feuerwehren mit dem Ankauf der zur Schaumgeneration notwendigen Gerätschaften, datiert werden. Anhand der Ergebnisse aus Befragungen und Auswertungen der Beschaffungslisten der Ortsfeuerwehren, wurde die Menge und die Art der bis dato eingesetzten AFFF-Löschmittel sowie der altlastenrelevanter Einsatzzeitraum (vor 1990) abgeschätzt. Abbildung 2 gibt einen Überblick über den Beginn der Verwendung der PFAS-hältigen Löschschäume.

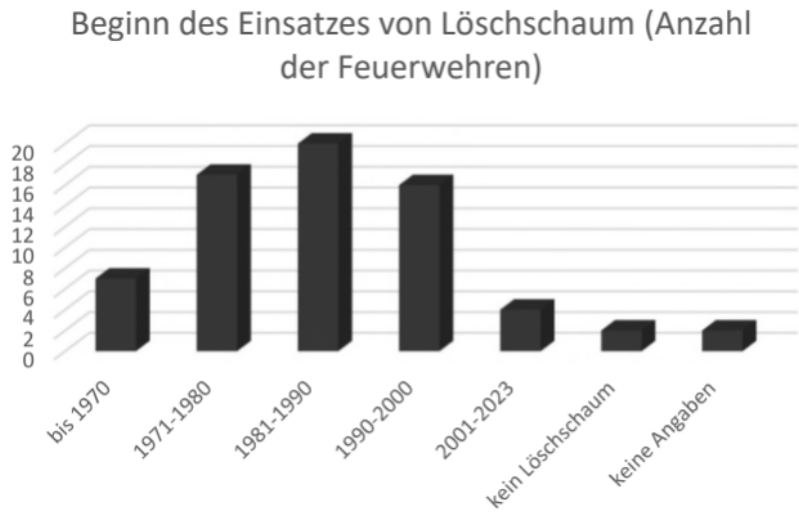


Abb. 2: Beginn des Einsatzes von AFFF- Löschmitteln

Zur Beurteilung des Zusammenhanges der Menge an eingesetztem Löschmitteln und den Auswirkungen auf das Grundwasser, wurden die Löschmittelmengen kategorisiert und prozentuell Übungen bzw. Bränden zugeordnet (siehe Abbildung 3).

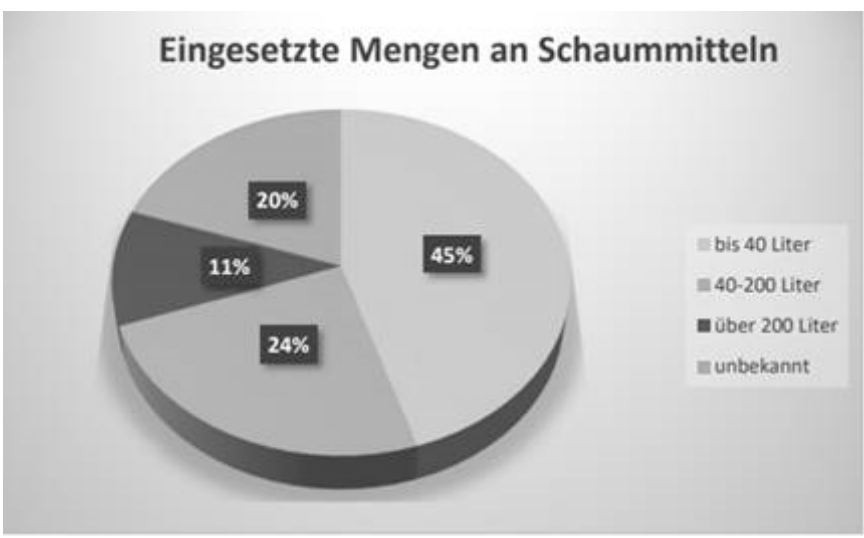


Abb. 3: Anteil der Löschübungen/Brandereignisse an den eingesetzten Löschmittelmengen, eingeteilt in 4 Kategorien: bis 40Liter, 40-200Liter, über 200 Liter, unbekannt

Weitere Beurteilungsgrundlagen waren die Standortgröße (Fläche) sowie Angaben ob es sich um einen Brand- oder Übungseinsatz gehandelt hat (Einmaleintrag, mehrfacher Eintrag). Aus den 274 ursprünglich erhobenen Standorten konnten 63 aufgrund des Einsatzzeitraumes, also vor 1990 beginnend, als ALSAG relevant identifiziert und hinsichtlich des Gefährdungspotentials (erhöht - mittel - gering) beurteilt werden. Aus diesen 63 Flächen wurden wiederum 27 derart für weitere Untersuchungen ausgewählt, dass sie einen repräsentativen Überblick der erhobenen Standorte hinsichtlich der Art des Standortes (Rüsthaus, Übungsplatz, Brand, Wartung/Reinigung) sowie der Menge an eingesetztem Schaum, ergeben. Mit der Phase 2, den Standortuntersuchungen (Untergrundsondierungen, Grundwassermonitoring), wurde bereits begonnen.

4 SYSTEMATISCHES VERDICHTETES GRUNDWASSERMONITORING IN GEBIETEN MIT ERHÖHTER PFAS-BELASTUNG

Schwerpunktuntersuchungen im Rahmen des Vollzuges der GZÜV in den Jahren 2022 und 2023 betreffend den Parameter Summe PFAS, 20 Einzelsubstanzen, haben ein flächendeckendes österreichweites Bild über die PFAS-Belastungen im Grundwasser gegeben (Brielmann 2023). In der Steiermark weist das Grundwasser vor allem in den Ballungsräumen bzw. Gebieten mit hoher industrieller Nutzung wie z.B. der Großraum Graz sowie die Mur-Mürzfurche eine erhöhte PFAS-Grundbelastung auf. Um die Quellen des PFAS-Eintrages aber auch anderer altlastenrelevanter Kontaminaten, wie z.B. leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe, Mineralölkohlenwasserstoffe oder polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe zu finden, werden im Rahmen von Untersuchungen gemäß § 13 ALSAG, beginnend mit dem Großraum Graz, systematische Grundwassermonitoringprojekte an bestehenden Messstellen und Brunnen durchgeführt.

5 UNTERSUCHUNGEN VON MILITÄRISCHEN UND ZIVILEN FLUGPLÄTZEN

Neben systematischen Erhebungs- und Monitoringprogrammen sowie anlassbezogenen Einzelstandortuntersuchungen sind weitere ALSAG-Untersuchungsprogramme bei PFAS-relevanten Standorten, vor allem bei Flugplätzen in Bearbeitung. Bei den in der Steiermark situierten Fliegerhorsten des Bundesheeres, Aigen und Zeltweg, haben die Untersuchungen bereits begonnen. Für den Flughafen Graz-Thalerhof wurde ein Untersuchungsprogramm erstellt die Beauftragung der Leistungen wird demnächst erfolgen.

6 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Ewigkeitschemikalien wie PFAS stellen uns in der Analytik, der Beurteilung und der Sanierung von Boden- und Grundwasserverunreinigen vor große Herausforderungen. In der Annahme, dass sie unbedenklich für Mensch und Umwelt sind, wurden sie in großem Ausmaß in die Umwelt eingebracht. Vor allem der jahrzehntelange Einsatz von sogenannten AFFF-Löschmittel zur Bekämpfung von Flüssigkeitsbränden hat zu Verunreinigungen des Grundwassers geführt. Als Beispiel sei die Altlast ST 37 „Feuerwehrschule Lebring“ genannt, die mit einer PFAS-Fahne von über 6km, eine Vielzahl von privaten Brunnen aber auch Brunnen einer öffentlichen Wasserversorgung verunreinigt hat.
Über diverse Ansätze, wie systematische Erhebungs-, Monitoring- und Untersuchungsprojekte werden derzeit Erfahrungen gesammelt, in welchem Ausmaß der Eintrag von PFAS in Boden und Grundwasser zu erheblichen Kontaminationen führt bzw. wer die Hauptverursacher von bereits festgestellten erhöhten PFAS-Werten im Grundwasser sind.

LITERATURVERZEICHNIS

BMSGPK, BMK (Mai 2021). *POPMON II Endbericht*. Von Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH: https://www.ages.at/forschung/wissen-aktuell/detail/popmon abgerufen

Brielmann (2023). Vortrag auf dem ÖVGW-Symposium Wasserversorgung 2023.

Umweltbundesamt (6. Mai 2024). *Altstandort "Feuerwehrschule Lebring" Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung*. Von Umweltbundesamt Altlastenpotal: https://www.altlasten.gv.at/atlas/verzeichnis/Steiermark/Steiermark-ST37.html abgerufen

Umweltbundesamt GmbH (6. Mai 2024). *Altlastenportal*. Von Altlast ST 37 Feuerwehrschule Lebring: https://www.altlasten.gv.at/atlas/verzeichnis/Steiermark/Steiermark-ST37.html abgerufen

KONTAKT

Dipl.-Ing. Dr. Elisabeth Winkler
e.winkler@stmk.gv.at
+433168777914/+4367686664914
Abteilung 15, Referat Abfall- Abwassertechnik, Chemie, Bereich Abfalltechnik und Altlasten
Amt der Steiermärkischen Landesregierung
https://www.verwaltung.steiermark.at/

PFAS removal via combination of adsorption on highly selective fluoropolymers and ultrafiltration

Rania Bakry[1], Jan Back [2], Johanna Freilinger[1], Maria Fürhacker[3], Sebastian Handl[3], Claudia Hledik[3], Simon Jabornig[4], Marc Koch[2], Madeleine Larch[2], Jana Marx[1,2], Herwig Schottenberger[1], Thomas Obholzer[5], Marco Rupprich[5] & Martin Spruck[2]
[1)] University of Innsbruck, Institute of Analytical Chemistry and Radiochemistry, Innsbruck, Austria
[2)] MCI – The Entrepreneurial School, Department of Environmental, Process & Energy Engineering, Innsbruck, Austria
[3)] University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU), Institute of Sanitary Engineering and Water Pollution Control, Vienna, Austria
[4)] SFC Umwelttechnik GmbH, Salzburg, Austria
[5)] Ionoxess GmbH, Innsbruck, Austria

ABSTRACT: Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) pose significant health as well as environmental concerns due to their persistence in the ecosystem and accumulation in living beings. The major exposure of PFAS for humans poses contaminated drinking water. Therefore, it has become a priority to develop materials for the removal of PFAS. This research presents a new type of adsorber material with a dual adsorption mechanism based on ion exchange as well as fluoro-fluoro interactions. The newly developed polymer was characterized regarding its ionic capacity, loading capacity, recovery and regeneration. The polymer was compared with powdered activated carbon (PAC), which is the mostly used material for the removal of PFAS Worldwide. Four PFAS components were selected as model substances, namely PFBA, PFOA, PFOS and GenX. The newly developed polymer shows five to twelve times higher capacities for short- chain (<7 C atoms, e.g. PFBA) as well as long- chain PFAS in comparison to PAC.

1 INTRODUCTION

Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) are a group of several thousand chemicals that are used in a wide range of industrial applications and consumer product (Glüge et al. 2020). The versatile use of PFAS can be credited to the strength of the carbon-fluorine bonds which lead to high thermal and chemical stability and the ability to reduce surface tension (Meegoda et al. 2020). Due to their persistence and toxicity in the environment, PFAS have gained global attention (Abunada et al. 2020). Furthermore, exposure to PFAS is linked to various diseases such as cancer and tumors, affects on the thyroid hormones, kidneys, and liver toxicity (Teymourian et al. 2021). The consumption of contaminated drinking water is one of the main reasons for human exposure to PFAS (Crone et al. 2019). Therefore, the reduction of use and manufacture has become a priority (Thomas et al. 2023). The European Union implemented a parameter, which will become effective in January 2026, stating that the total amount of PFAS must not exceed 0.5 µg L^{-1} in drinking water (Brielmann et al. 2023).Various methods for the removal of PFAS such as ultraviolet irradiation, reverse osmosis, and nano filtration have been explored. However, these techniques have shown to be expensive (Zhang et al. 2019). Adsorption- based technologies such as activated carbon (AC), both in its powdered (PAC) and in its granulated (GAC) from, and ion exchange resins (IX) are currently used for effective water remediation. (Garg et al. 2021). AC is very effective at eliminating long-chain PFAS (>7C), but it is less effective at removing short-chain PFAS. Ion exchange resins have drawbacks such as low efficiency in wastewater with high PFAS concentration, as well as the need of further research in their regeneration processes (Boyer et al. 2021). Recently, adsorption materials with fluorinated moieties have shown promising results in PFAS removal (Singh et al. 2023).

Our research aimed at synthesizing and characterizing a highly selective fluoropolymer for the removal of PFAS from ground water for short-chain PFAS such as GenX and PFBA as well as long-chain PFAS like PFOA.

2 RESULTS AND DISCUSSION

2.1 Polymer synthesis

The developed polymer was synthesized using free radical photo-initiated polymerization by using novel monomers including imidazolium as well as a fluorinated carbon chain.

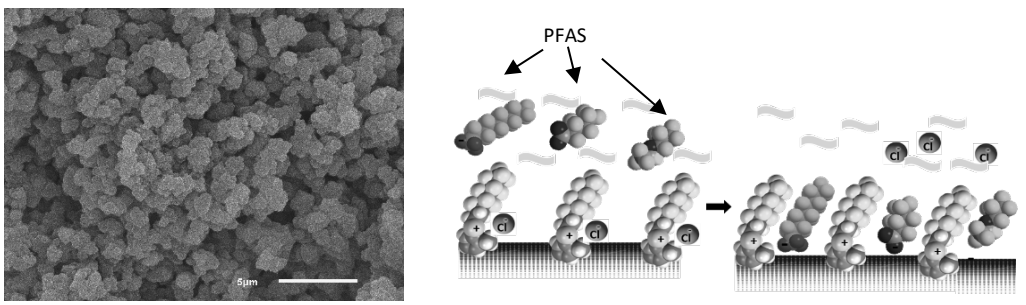


Fig. 1: scanning electron microscopic micrographs of porous structure of the developed polymer (left) and the interaction mechanism of the polymer to different PFAS (right)

This material possesses a dual mechanism for the adsorption of PFAS. On the one hand, it is possible for PFAS to bind to the material due to the imidazolium moiety which acts as an ion exchanger. On the other hand, the carbon-fluorine chain proves to be a highly selective binding site for fluorinated substances.

2.2 Kinetic studies

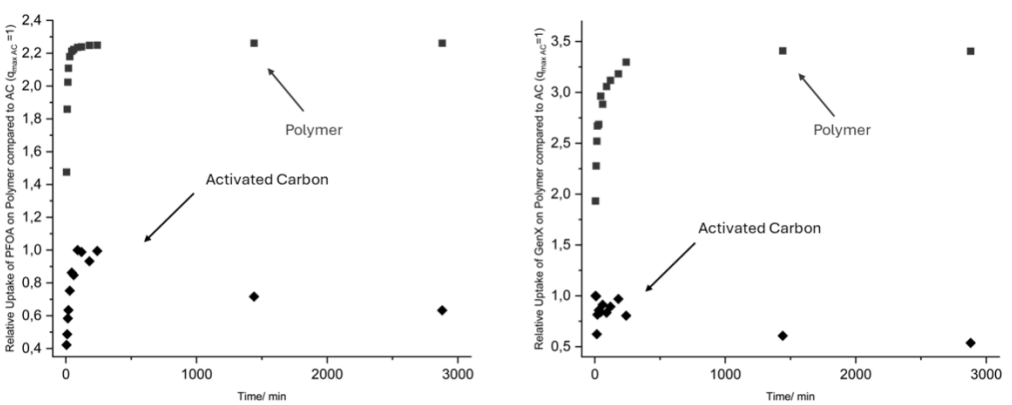


Fig. 2: Kinetic isotherms of PFOA (a) and GenX (b) onto PAC and the synthesized polymer

The kinetic adsorption experiments were performed by loading GenX as well as PFOA onto the synthesized polymer (d_{50} = 5.0 µm) as well as PAC (d_{50} = 15.3 µm). The contact time was between 5 min and 48 h.
The data in Fig. 2 indicates that the time to reach equilibrium is approximately 60 min for short- and long- chain PFAS onto the polymer. The PFOA uptake of GAC shows an increase until 1 h and then decreases. Furthermore, no clear uptake trend is visible for GenX on PAC.

2.3 Determination of the loading capacity

The adsorption experiments were carried by adding different amounts of the material to a 1 mg L^{-1} PFAS solution with a contact time of 24 h. This experiment was performed for PFOA as well as GenX.

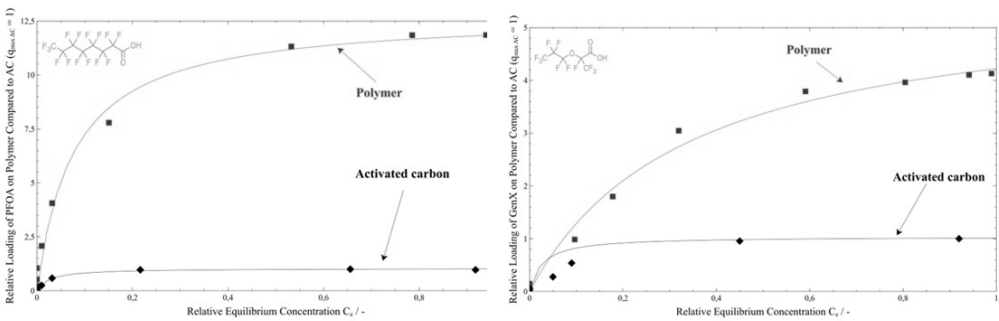


Fig. 3: Adsorption isotherms and Langmuir fit of PFOA (left) and GenX (right) onto the polymer and PAC

Fig. 3 depicts the isotherms of PAC as well as the polymer for PFOA and GenX. Both substances show a significantly higher uptake on the polymer in comparison to PAC. For PFOA, the uptake is twelve times higher whereas for GenX the polymer demonstrates a five times higher capacity.

3 CONCLUSION

In conclusion, the adsorption properties of the developed fluorophile polymer surpasses PAC significantly. The kinetic studies show a fast equilibrium for PFOA as well as GenX onto the polymer whereas a decrease in uptake can be observed for PAC. Furthermore, the adsorption isotherms for the polymer are five to twelve times higher for PFAS in comparison to PAC. Therefore, the material proves to be a suitable candidate for the removal of long- as well as short-chain PFAS from water matrices, which will be investigated further in process combinations with ultrafiltration.

REFERENCES

Abunada, Ziyad; Alazaiza, Motasem Y. D.; Bashir, Mohammed J. K. (2020): An overview of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in the environment: Source, fate, risk and regulations. In: *Water* 12 (12), S. 3590.

Boyer, Treavor H.; Ellis, Anderson; Fang, Yida; Schaefer, Charles E.; Higgins, Christopher P.; Strathmann, Timothy J. (2021): Life cycle environmental impacts of regeneration options for anion exchange resin remediation of PFAS impacted water. In: *Water research* 207, S. 117798.

Brielmann, Heike; Döberl, Gernot; Weiß, Stefan; Grath, Johannes (2023): PFAS in Österreichs Grundwasser: Verbreitung, Bewertung und Rolle von Altstandorten als potenzielle Quellen. In: *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 75 (9), S. 491–502. DOI: 10.1007/s00506-023-00976-8.

Crone, Brian C.; Speth, Thomas F.; Wahman, David G.; Smith, Samantha J.; Abulikemu, Gulizhaer; Kleiner, Eric J.; Pressman, Jonathan G. (2019): Occurrence of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in source water and their treatment in drinking water. In: *Critical reviews in environmental science and technology* 49 (24), S. 2359–2396.

Garg, Shafali; Wang, Jingshi; Kumar, Pankaj; Mishra, Vandana; Arafat, Hassan; Sharma, Radhey Shyam; Dumée, Ludovic F. (2021): Remediation of water from per-/poly-fluoroalkyl substances (PFAS)–Challenges and perspectives. In: *Journal of Environmental Chemical Engineering* 9 (4), S. 105784.

Glüge, Juliane; Scheringer, Martin; Cousins, Ian T.; DeWitt, Jamie C.; Goldenman, Gretta; Herzke, Dorte et al. (2020): An overview of the uses of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS). In: *Environmental Science: Processes & Impacts* 22 (12), S. 2345–2373.

Meegoda, Jay N.; Kewalramani, Jitendra A.; Li, Brian; Marsh, Richard W. (2020): A review of the applications, environmental release, and remediation technologies of per-and polyfluoroalkyl substances. In: *International journal of environmental research and public health* 17 (21), S. 8117.

Singh, Anuradha; Lynch, Richard; Solomon, Jacob; Weaver, Jimmie D.; May, Alexa R. (2023): Development of novel fluor mop materials for remediation of perfluoroalkyl substances (PFAS) from groundwater. In: *Journal of hazardous materials* 448, S. 130853.

Teymourian, Targol; Teymoorian, Termeh; Kowsari, Elaheh; Ramakrishna, Seeram (2021): A review of emerging PFAS contaminants: sources, fate, health risks, and a comprehensive assortment of recent sorbents for PFAS treatment by evaluating their mechanism. In: *Research on Chemical Intermediates*, S. 1–36.

Thomas, Tiffany; Malek, Adel; Arokianathar, Jude; Haddad, Elie; Matthew, Joanna (2023): Global Regulations Around PFAS: The Past, the Present and the Future. In: *International Chemical Regulatory & Law Review (ICRL)* 6 (1).

Zhang, D. Q.; Zhang, W. L.; Liang, Y. N. (2019): Adsorption of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from aqueous solution-A review. In: *Science of The Total Environment* 694, S. 133606.

CONTACT

Priv.-Doz. Dr. Rania Bakry
Rania.Bakry@uibk.ac.at
+43 512 507 57308
Institute of Analytical Chemistry and Radiochemistry
University of Innsbruck

PFASAN – Entwicklung innovativer Sanierungsstrategien für PFAS kontaminierte Standorte in Österreich

Thomas G. Reichenauer[1], Ottavia Zoboli[2] & Thilo Hofmann[3]
[1)] AIT Austrian Institute of Technology GmbH, Bioresources, Tulln, Österreich
[2)] TU Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wien, Österreich
[3)] Universität Wien, Department of Environmental Geosciences, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Das Forschungsprojekt PFASAN hat das Ziel Grundlagen für die Sanierung von Poly- und Perfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS) durch Sorption/Immobilisierung und Abbau (chemisch wie mikrobiell) zu erarbeiten. Hierzu wurden in einem ersten Schritt 7 PFAS ausgewählt, die für österreichische Standorte relevant sind. Das Projekt begann im Jänner 2024. Im Vortrag wird die Problematik der PFAS dargestellt und über die Zwischenergebnisse der ersten 10 Projektmonate berichtet.

1 PROBLEMSTELLUNG

Die Gruppe der Per- und Polyfluoralkylsubstanzen (PFAS) ist eine große Familie von anthropogenen Stoffen mit rund 5000 Einzelsubstanzen (OECD 2021, OECD 2023) und einem breiten Spektrum an industriellen Anwendungen. Wegen ihrer zahlreichen und weit verbreiteten Verwendung, Mobilität und Persistenz sind PFAS ubiquitäre Umweltkontaminanten. PFAS können weltweit in sehr vielen Wasserproben nachgewiesen werden, wobei es sehr häufig auch zu Überschreitungen des EU Grenzwertes für Trinkwasser von 100 ng/L für Σ20 PFAS kommt (Abbildung 1). Aufgrund ihrer Persistenz, des Bioakkumulationspotenzials und der Toxizität mehrerer Substanzen der PFAS-Stoffgruppe wird ihre Verbreitung in der Umwelt als sehr bedenklich angesehen. Mehrere Verordnungen wurden kürzlich eingeführt, die die Herstellung und Verwendung von PFAS-Stoffen einschränken, insbesondere von Stoffen, die mehr als sechs vollfluorierte Kohlenstoffatome enthalten.

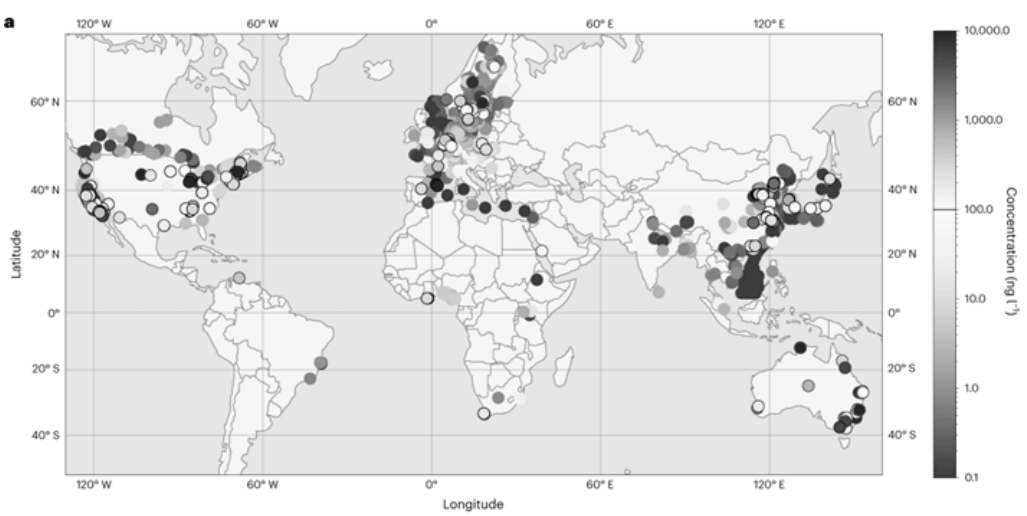


Abb. 1: Messung von PFAS-Konzentrationen (Σ20 PFAS) in Wasserproben (Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser) weltweit. Gelbe und rote Farben zeigen die Überschreitung des EU Grenzwertes für Trinkwasser von 100 ng/L an

Wegen ihren spezifischen Eigenschaften werden PFAS auch als Bestandteile in vielen Formulierungen von Klasse-B-Feuerlöschschäumen verwendet, die zur Bekämpfung von Bränden brennbarer Flüssigkeiten bestimmt sind. PFAS können so bei Brandbekämpfungsmaßnahmen, Tests von Feuerwehrausrüstung oder bei Übungen zur Brandbekämpfung in die Umwelt gelangen. Sie werden/wurden auch in Ölraffinerien in Böden und Grundwasser gefunden, was auf deren historische Verwendung zurückzuführen ist. Aufgrund der Verwendung von PFAS-haltigen Produkten seit den 1950er-Jahren wird vermutet, dass auch Deponien und Altablagerungen eine Quelle für die Verbreitung von PFAS in der Umwelt darstellen können. Zwei prominente Substanzen, die früher in solchen Feuerlöschschäumen verwendet wurden (und inzwischen durch andere, aber nicht weniger problematische Substanzen ersetzt wurden) sind Perfluorokatansäure (PFOA) und Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) (Abbildung 2).

Die Persistenz von PFAS in der Umwelt beruht (ebenso wie die für die Industrie günstigen Eigenschaften) auf der starken chemischen Bindung zwischen Kohlenstoff und Fluor. Die C-F-Bindung ist auf Grund der chemischen Eigenschaften von Fluor (hohe Elektronegativität) sehr stark. Dadurch sind PFAS sehr widerstandsfähig gegenüber thermischen, chemischen und biologischen Einflüssen. Sie verbrennen vollständig erst bei einer Temperatur über 1000 °C.

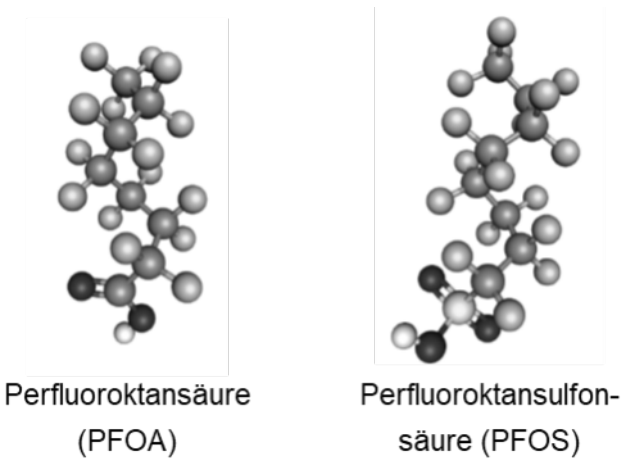


Abb. 2: Zwei prominente PFAS-Vertreter, die lange Zeit in Spezial-Feuerlöschschäumen verwendet wurden

Bei lokalen PFAS-Kontaminationen (z.B.: Löschübungsplätzen, Produktionsstätten, Kontaminationen mit kontaminierten Klärschlämmen) stellt die Immobilisierung , etwa mit Aktivkohle derzeit die einzige wirksame In-situ-Maßnahme dar, um eine weitere Ausbreitung von PFAS zu verhindern. Kürzerkettige PFAS sorbieren allerdings weniger gut und sind somit mobiler, als längerkettige. Auch weltweite Untersuchungen zum chemischen und mikrobiellen Abbau haben bisher keinen Durchbruch in der Sanierung von PFAS-Standorten gebracht. Auf Grund der Persistenz dieser Substanzen ist zu erwarten, dass eine Sanierung nur mit kombinierten Verfahren sinnvoll möglich sein wird.

2 PROJEKTZIELE UND -INHALT

Das Ziel dieses Grundlagenforschungsprojektes PFASAN ist die Entwicklung, Testung und Bewertung verschiedener In-situ- und On-site-Sanierungstechnologien für kontaminierte PFAS-Standorte in Österreich. Im ersten Schritt werden Typologien von für Österreich relevanten PFAS-Standorten identifiziert und charakterisiert, für die relevante Sanierungsansätze und -technologien im Labormaßstab untersucht und entwickelt werden. Es werden Sanierungsmethoden zur

Sorption, wie auch zum abiotischen und biotischen Abbau von PFAS bearbeitet. Die Methoden sind nachfolgend beschrieben.

2.1 Arbeitspaket 1 – PFAS Typologie

Die Kernaufgabe des AP1 ist die Entwicklung von Typologien von PFAS-Altlasten bzw. von assoziierten Fingerprints von PFAS-Belastungen in Österreich. Der Schwerpunkt liegt auf PFAS-Altlasten, bei denen Grundwasser durch PFAS-Einträge aus Feuerlöschschäumen belastet wurde. Zusätzlich werden andere PFAS-Quellen und -Eintragspfade, die potenziell in der Vergangenheit zu einer hohen Belastung österreichischer Grundwässer geführt haben, z.B. Deponien und Ausbringung von potenziell PFAS-belastetem Klärschlamm, erfasst.

Ziel ist die Identifikation von Mustern von PFAS-Altlasten, die relevant für die Bewertung der Sanierungsansätze und -technologien sein können sowie die Definition von Schadstoffmischungen für die Experimente in den Arbeitspaketen 2 bis 4.

2.2 Arbeitspaket 2 - PFAS Immobilisierung

PFAS können aus dem Grundwasser durch geeignete Adsorptionsmittel entfernt werden. Die Wirksamkeit und Langlebigkeit ist jedoch wesentlich von der Wasserbeschaffenheit abhängig. Die Abscheidung von PFAS für österreichische Standortbedingungen wird mit modernen, innovativen Sorptionsmitteln untersucht, die wie regional hergestellte Pflanzenkohle einen besonders guten ökologischen Fußabdruck aufweisen.

PFAS können mit dem klassischen pump-and-treat (Pumpen und Behandeln) on-site entfernt werden. Ziel ist jedoch nach Möglichkeit eine direkte Reinigung und Rückhaltung im Untergrund (in-situ). Hierfür werden innovative Verfahren entwickelt, welche die Sorptionsmittel aus Pflanzenkohle und kommerziell erhältliche Sorptionsmittel mit Bindemitteln, die direkt in den Untergrund eingebracht werden (z.B. Zement) kombinieren.

Neben einer Immobilisierung durch Sorption können PFAS auch durch Verfestigung (Einschluss in wasserundurchlässige Körper immobilisiert werden). Calcit abscheidende Bakterien stellen eine neue innovative Methode für diese Art der Immobilisierung durch Verfestigung im Untergrund dar. Eine Grundvoraussetzung für eine gleichmäßige Immobilisierung ist dabei die homogene Verteilung der Bakterien im Untergrund. In diesem Task werden daher die Auswirkungen verschiedener Einmischverfahren auf die Aktivität der Bakterien und die erreichte Immobilisierung durch Calcit-Bildung untersucht.

2.3 Arbeitspaket 3 – PFAS Abbau

Advanced Oxidation Processes (AOP) werden als Vorbehandlung für noch auszuwählende nachgeschaltete Verfahren untersucht. Das Hauptaugenmerk der Laborversuche liegt dabei auf der Erhöhung des Entfernungspotentials in nachgeschalteten biologischen bzw. biologisch-adsorptiven Verfahrensstufen. Hierfür werden u.a. Adsorptionssäulchen im Labormaßstab eingesetzt.

Der bakterielle Abbau von Schadstoffen stellt grundsätzlich eine sehr kostengünstige Methode der Sanierung dar. Die Suche nach Bakterien, die PFAS mit ausreichender Geschwindigkeit abbauen können steht erst am Anfang. Es wurden schon einige Stämme entdeckt, die PFAS abbauen können, allerdings läuft der Abbau meist sehr langsam ab. Mit Hilfe von Anreicherungskulturen und Mikrokosmosexperimenten wird nach aeroben Bakterienstämmen gesucht, die PFAS als Nahrungs- und Energiequelle nutzen und auf diese Weise abbauen können. Ausgewählte Bakterienstämme und Mikrobiome (Gemeinschaften von Bakterien) werden in Arbeitspaket 4 in Kombination mit AOP mit dem Ziel eines beschleunigten Abbaus weiter untersucht.

Neben mikrobiologischem Abbau haben nullwertige Metalle wie zum Beispiel Eisen oder Zink Eigenschaften, die es ermöglichen eine Vielzahl von Schadstoffen abzureinigen. Der Einsatz in der Umwelt ist für Eisen erforscht und eine Vielzahl von nationalen und internationalen Vorgängerprojekten haben die Unbedenklichkeit bestätigt, da eine Umwandlung in natürliches, im Boden vorhandenes Eisenoxid erfolgt. Durch eine Modifizierung der nullwertigen Metallpartikel, z.B. mit Stickstoff oder Schwefel, sowie in Kombination mit Pflanzenkohle, besteht die Möglichkeit der innovativen Zerstörung der PFAS im Untergrund. Weitere in letzter Zeit diskutierte Materialien für die katalytische Oxidation sind solche, die ein Abbau bei niedriger Temperatur erlauben. Hierbei finden Metal Organic Frameworks MOFs international Beachtung. MOFs werden zusätzlich, wie auch Covalent Organic Framworks (COFs) und Zeolithe für die spezifische Adsorption von PFAS international diskutiert.

Neben einem aeroben mikrobiellen Abbau ist auch ein anaerober und strikt anaerober mikrobieller Abbau (mit wenig bzw. ohne Sauerstoff) möglich. Für den Abbau von chlorierten Kohlenwasserstoffen werden bereits heute sogenannte Organohalid Respirierende Bakterien (OHRB) erfolgreich eingesetzt. Da fluorierte Verbindungen den chlorierten Verbindungen sehr ähnlich sind ist es denkbar, dass OHRB-Bakterien auch für den Abbau von PFAS eingesetzt werden können. Die Isolation solcher Bakterien ist das Ziel dieses Tasks.

2.4 Arbeitspaket 4 – Kombinierte Verfahren

In der letzten Projektphase werden mehrere der beschriebenen Sanierungsverfahren miteinander kombiniert mit dem Ziel den Abbaugrad von PFAS zu erhöhen und die Abbaugeschwindigkeit zu beschleunigen. Folgende Kombination sind dabei aus heutiger Sicht geplant:

- Abiotische Immobilisierung und biotische Immobilisierung mit Calcitbildenden Bakterien,
- Advanced Oxidation Processes (AOP) als Vorbehandlung für den mikrobiellen Abbau und
- Kombination von modifiziertem Nanoeisen mit anaerobem mikrobiellem Abbau.

LITERATURVERZEICHNIS

Ackermann Grunfeld D., Gilberts D., Hou J., Jones A.M., Lee M.J., Kibbey T.C.G., O'Carroll D.M. (2024) *Underestimated burden of per- and polyfluoroalkyl substances in global surface waters and groundwater*. Nature Geoscience 17, 340-346.

OECD (2021) *Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance.* Series on Risk Management No.61.

OECD (2023) *Portal on Per- and Polyfluorinated* Chemicals https://www.oecd.org/chemicalsafety/portal-perfluorinated-chemicals/countryinformation/european-union.htm, Version from 2023-03-09.

MIBICYD - Mikrobielle Sanierung Gaswerksspezifischer Schadstoffe unter der besonderen Berücksichtigung von Cyaniden – Laboruntersuchungen und kleinskalige Feldversuche

Daniel Ruech[1], Jessica Beyert[1] & Thomas G. Reichenauer[2]
[1)] Sensatec GmbH, NL Ulm & Overath, Deutschland
[2)] AIT Austrian Institute of Technology, Bioresources, Tulln, Österreich

KURZFASSUNG: Ehemalige Gaswerksstandorte sind durch eine Vielzahl von Kontaminanten im Boden und Grundwasser charakterisiert. Viele dieser Schadstoffe können mikrobiell abgebaut werden, jedoch stellen die Kombination oder das Vorhandensein von Einzelkomponenten, insbesondere Cyaniden, oft ein Hindernis für den Abbau dar. Im Rahmen eines vom BMK geförderten (Fördermanagement by Kommunalkredit Public Consulting (KPC)) grenzüberschreitenden Forschungsprojekts wurden speziell hochkontaminierte Standorte mit Cyaniden untersucht, um Cyanid-resistente Mikroorganismen zu identifizieren. Diese Mikroorganismen wurden hinsichtlich ihres Abbauverhaltens gegenüber zahlreichen gaswerksspezifischen Schadstoffen geprüft. Abschließend soll die etablierte Kultur im Rahmen eines Pilotversuchs auf dem Gelände des ehemaligen Gaswerks Simmering in Wien getestet werden, um den praktischen Einsatz als in-situ Sanierungsmethode zu verifizieren.

1 HINTERGRUND:

Die Technologie zur Erzeugung von Leucht- und Stadtgasen aus Steinkohle erlebte Mitte des letzten Jahrhunderts in Europa einen bedeutenden Aufschwung und verbreitete sich rasch in den Großstädten. Die Gaswerke dienten zunächst der Erzeugung von Stadtgas, das zur Beleuchtung von Straßen und Wohnungen genutzt wurde. Später fand es auch Anwendung beim Kochen, Backen, zur Warmwasserbereitung und für andere Zwecke (DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. - , 2021). In Österreich stellen Altstandorte ehemaliger Gaswerke und ähnliche Standorte mit gaswerkstypischen Kontaminationen eine bedeutsame Gruppe der gesamten Altstandorte und Altlasten dar. Bislang ist nur eine überschaubare Anzahl ehemaliger Gaswerke als Altlast ausgewiesen. Es wird jedoch angenommen, dass es eine relevante Anzahl weiterer, bisher nicht untersuchter Gaswerksstandorte gibt, sowie ein häufiges Auftreten gaswerksrelevanter Kontaminationen (z. B. Cyanide, PAK, MKW, BTEX) auch an anderen Standorten.
Von den derzeit 331 ausgewiesenen Altlasten in Österreich sind 11 als ehemalige Gaswerksstandorte klassifiziert (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, & Umweltbundesamt GmbH, 2021). Ein Beispiel für die Relevanz der Forschungsfrage im Hinblick auf die Reduktion des Flächenverbrauchs in Österreich ist die Altlast "Gaswerk Simmering" in 1110 Wien. Darüber hinaus werden auch weitere Standorte in Deutschland und Österreich einbezogen. Die zu erwartende Wertsteigerung nach einer erfolgreichen Sanierung solcher Standorte würde die Kosten für die Erforschung und Anwendung einer kostengünstigen und effizienten Technologie zur biologischen und standortangepassten in-situ-Sanierung von Gaswerksstandorten vermutlich mehr als ausgleichen.

2 GEPLANTES VORGEHEN & PROJEKTZIELE

Ziel dieses Projektes ist die Entwicklung einer Methode zum mikrobiellen Abbau von gaswerksrelevanten Schadstoffen, wobei ein besonderer Schwerpunkt auf Cyanide gelegt wird. Da Cyanid selten als isolierter Schadstoff vorkommt, wurde auch der mikrobielle Abbau der häufig in Kom-

bination mit Cyaniden auftretenden Schadstoffe, wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol (BTEX) sowie Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW), untersucht. Ziel war es, eine sinnvolle technische, zeitliche und ökonomische Integration des mikrobiellen Cyanidabbaus mit dem Abbau dieser Schadstoffe zu erreichen.

3 LABORBETRACHTUNGEN

Von verschiedenen Standorten wurden Anreicherungskulturen aus Material von Aufwuchskörpern und aus Grundwasserproben hergestellt. Die Aufwuchskörper wurden vorab für acht Wochen in Grundwassermessstellen mit cyanidbelastetem Grundwasser platziert. Die Kulturen wurden über mehrere Monate durch Zugabe von Glukose als Kohlenstoffquelle und Kaliumcyanid (KCN) als einzige Stickstoffquelle angereichert. Anschließend wurden Abbauversuche unter verschiedenen Bedingungen mit diesen Kulturen durchgeführt.
Auf Basis der identifizierten Bakterien wird zusätzlich eine quantitative Polymerase-Kettenreaktion (qPCR) entwickelt, die zur Überwachung der abbauenden Bakterien im Pilotversuch des Projektes eingesetzt werden soll. Das Mikrobiom der Anreicherungskulturen wird analysiert und Einzelstämme werden identifiziert, um spezifische qPCR-Primer zu entwickeln. Mehrere Ansätze von Nährmedium, dem Cyanid (CN-) zugegeben wurde, werden mit Proben von cyanidbelasteten Standorten beimpft, um die darin vorhandenen Mikroorganismen zu vermehren.
Die Anreicherungskulturen wurden anschließend in Mikrokosmosexperimenten hinsichtlich ihrer Fähigkeit Cyanide abzubauen getestet. In den Mikrokosmen erhielten die Bakterienkulturen ebenso wie in der Anreicherung nur Glukose als Kohlenstoffquelle und KCN als Stickstoffquelle. Die CN-Konzentration wurde in regelmäßigen Abständen gemessen, um einen Abbau nachzuweisen. Auf diese Weise konnte die Abbaukapazität der verschiedenen Anreicherungskulturen verglichen und die am besten abbauenden Kulturen identifiziert werden (Abbildung 1).

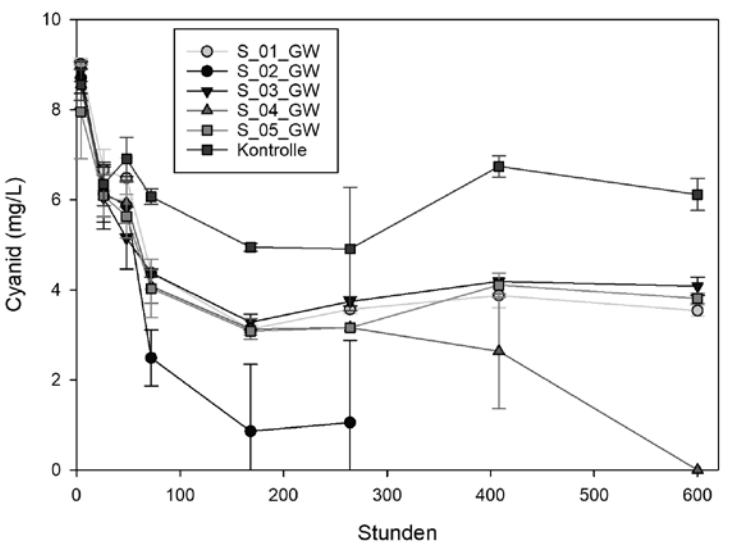


Abb. 1: Vergleich des Cyanidabbaus mehrerer Anreicherungskulturen von einem ehemaligen Gaswerksstandort in Deutschland im Vergleich zu einer abiotischen Kontrolle

Nachdem die Anreicherungskulturen erfolgreich etabliert wurden, wurden sie hinsichtlich ihrer Sicherheit bewertet. Dies erfolgte durch den Nachweis bestimmter potenziell pathogener Mikroorganismen durch Wachstumsversuche auf selektiven Nährmedien. Ausschließlich Kulturen, die pathologisch unauffällig waren und somit aus Arbeitssicherheitsgründen als unbedenklich bewertet werden können, wurden für die weiteren Versuche verwendet.

Die etablierten cyanidabbauenden mikrobiellen Konsortien wurden anschließend in Mikrokosmenversuchen eingesetzt, um die optimalen Umweltparameter für den oxidativen Cyanidabbau zu identifizieren.

3.1 pH-Wert Einfluss:

Der Anteil an freien, wasserlöslichen Cyanid-Verbindungen steigt i.d.R. mit steigendem pH-Wert an. Mit der höheren Löslichkeit steigt auch die biologische Verfügbarkeit dieser Verbindungen, so dass im Rahmen von mikrobiologischen Laboruntersuchungen geprüft wurde, unter welchem pH-Wert-Bereich die günstigsten Bedingungen für mikrobielle Cyanid-Abbauprozesse vorliegen.

3.2 Cosubstratversorgung:

Organische Cosubstrate spielen vermutlich eine bedeutende Rolle bei der Abbaustimulation von Cyanidverbindungen, zumal aufgrund der hohen Toxizität der Cyanide auch relativ geringe Konzentrationen von wenigen mg/l ggf. noch sanierungsrelevant sind. Über den Abbau der Cyanide kann dann möglicherweise nicht mehr genug Energie für mikrobielles Wachstum bereitgestellt werden. Daher war zu untersuchen, ob durch die Zugabe geeigneter Cosubstrate in geeigneter Konzentration der mikrobielle Cyanidabbau durch Cometabolisierung auch bis zum Erreichen sehr geringer Restkonzentrationen < 1 mg/l erreicht werden kann. Hier spielen teils auch abiotische Prozesse wie in der Killian Fischer Gleichung dargestellt, eine Rolle.

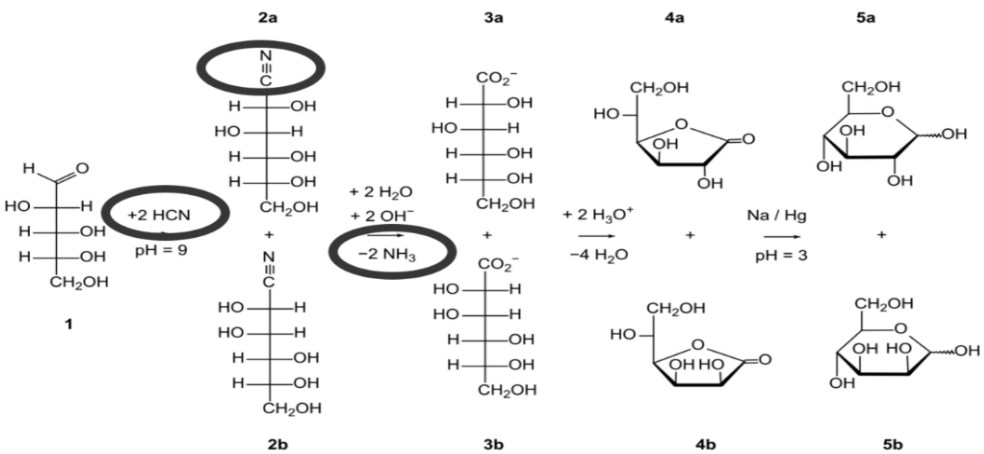


Abb. 2: Killian-Fischer-Gleichung (Hüttmann, 2021)

3.3 Wechselwirkungen mit anderen gaswerkrelevanten Schadstoffen

Der Cyanidabbau sollte explizit auch bei Vorhandensein anderer Schadstoffe, die auf Gaswerksstandorten mit Cyaniden „vergesellschaftet“ vorkommen (s.o.), untersucht werden. Hier wurden vor allem PAK und BTEX in Kombination mit Cyaniden berücksichtigt und getestet, ob der Cyanidabbau bei Vorhandensein dieser Schadstoffe gehemmt wird.

4 FELDTEST

Die Abbaukultur zeigten in der Laborbetrachtung bereits äußerst gute Ergebnisse und es konnten somit schlagkräftige Bioaugmentationskulturen für den Feldtest entwickelt werden. Die Laborbetrachtung stellen die Grundlage zur Identifizierung notwendiger & optimaler Randbedingungen

eines Feldtestes vor, welcher zeitnah in die Umsetzung gehen soll. Als projektimmanenter Pilotstandort ist dabei das ehemalige Gaswerk Simmering/Wien in einer Vorausrecherche und in Abstimmung mit der Förderstelle sowie dem Standorteigner festgelegt worden.
Das 32,5 ha große Areal weist vor allem im östlichen Bereich deutliche Cyanidbelastungen auf (Gesamtgehalte bis zu 1,2 g/kg TM). Die Verunreinigungen des Untergrundes mit Cyaniden sind jedoch auch flächenhaft über den gesamten Standort verteilt.
Neben Bereitschaft und Interesse des Liegenschaftseigentümers und der möglichen fachlichen Eignung des Standortes ist auch die große Anzahl an verfügbaren Messstellen und Brunnen auf dem Gelände für den vorgesehenen Feldversuch von Vorteil. Ein weiterer Vorteil wäre die große Menge an bisher gewonnenen Daten, Erfahrungen und Erkenntnissen aus den bisher durchgeführten Untersuchungen.

4.1 Technische Planung des Pilotversuchs:

Die Pilotanwendung soll in Form einer kleinräumigen Zirkulationszelle, bestehend aus einem Entnahmepegel mit flankierenden Reinfiltrationspegeln zum Aufbau eines hydraulisch aktiv bewirtschafteten, aerobisierten Reaktionsraumes ausgeführt werden und eine Zeitspanne von 3-6 Monaten aufweisen. Es ist vorgesehen soweit möglich auf bestehende Infrastruktur zurück zu greifen. Im Hinblick auf den Standort Simmering ist hier eine Anpassung an die vorhandene Grundwasserreinigungsanlage und das vorhandene Pegelnetz angedacht.
Als Cosubstrat ist die Zugabe von Melasse oder Glucose in Lebensmittelqualität vorgesehen sowie eine Anpassung des pH Wertes und eine Sauerstoffzudosierung.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Untersuchungen haben im Labormaßstab gezeigt, dass es leistungsstarke Mikroorganismen zum Abbau von Cyaniden gibt und diese auch mit weiteren gaswerksspezifischen Schadstoffen gut umgehen können. Durch die Etablierung von qPCR Analytik zur Detektion ist eine entsprechende Potentialanalyse an sanierungspflichtigen Standorten möglich und die Umsetzung einer in-situ Sanierung eine entsprechende Option. Die noch in der Umsetzung ausstehende Feldtestanwendung soll von technischer Seite her noch die optimalen Randbedingungen für eine solche Sanierung aufzeigen.

LITERATURVERZEICHNIS

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, & Umweltbundesamt GmbH. (18. 08 2021). *Altlasten Portal*. Von https://www.altlasten.gv.at/atlas/Auswertungen/Interaktive-Auswertung.html abgerufen

DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. - . (17. 08 2021). Technisch-wissenschaftlicher Verein.

Hüttmann, S. (11 2021). In-Situ-Sanierung von Cyaniden (und PAK) auf Gaswerkstandorten-Grundlagen und Praxiserfahrungen. *Dechema-Symposium*, S. 29-30.

KONTAKT

Daniel Ruech, M.Sc.
d.ruech@sensatec.de
Sensatec GmbH
Niederlassung Ulm
Im Lehrer Feld 30
D- 89081 Ulm
www.sensatec.de

Dr. Thomas Reichenauer
Thomas.Reichenauer@ait.ac.at
AIT Austrian Institute of Technology GmbH
Competence Unit Bioresources
Giefinggasse 4
A- 1210 Vienna
http://www.ait.ac.at

Comparing the sustainability of active and passive groundwater containment systems for the treatment of PFAS plumes

Marcello Carboni[1] & Gareth Leonard[2]
[1)] REGENESIS, Turin, Italy
[2)] REGENESIS, Bath, United Kingdom

ABSTRACT: An independent sustainability analysis of remediation approaches for PFAS (per- and polyfluoroalkyl substances) in groundwater was completed at an international commercial airport site in the United Kingdom (UK). The analysis showed that *in situ* remediation with colloidal activated carbon (CAC) was significantly more sustainable and cost-effective than two alternative pump-and-treat approaches. Accordingly, the *in situ* CAC remedy was implemented at the study site and another UK airport, with outstanding performance demonstrated for both.

1 PFAS: A DAUNTING CHALLENGE FOR GROUNDWATER REMEDIATION PROFESSIONALS

Two approaches can be used to stop a PFAS plume: hydraulic containment or passive filtration. Hydraulic containment is an *ex situ* method where groundwater is pumped above ground to create a hydraulic barrier, a.k.a. a capture zone, in the aquifer that the plume cannot move beyond. The pumped groundwater is treated to remove PFAS, typically by filtering with carbon or other sorbent materials. Pumping must be continuously maintained until the plume stops advancing, which in the case of PFAS, may take centuries. Additionally, these pump-and-treat processes accumulate PFAS-saturated wastes that must be managed and disposed of. A newer foam-fractionation process that concentrates the PFAS has been shown to reduce the waste stream but at the significant expense of more energy applied, resulting in a higher carbon footprint.

Alternatively, passive filtration is an *in situ* approach that involves injecting the patented CAC technology into the groundwater to form a subsurface PFAS filter. The contaminants are quickly removed as the groundwater containing PFAS contaminants passes through the filtration zone. Once a PFAS subterranean filter is in place, no energy is required to operate it and since the treatment occurs belowground no waste is generated.

On a per plume basis, whether the *ex situ* or *in situ* approach is employed, billions of litres of groundwater may require treatment over decades-long timeframes. As government agencies worldwide seek effective and economical methods to address environmental pollution while minimising raw material/energy usage, greenhouse gases, and waste during the remediation process, sustainability will ultimately drive the remediation decision-making to contain these plumes. An example of this approach was recently completed at a commercial airport in the UK to determine the most sustainable remediation solution to stop a PFAS plume from migrating toward a sensitive receptor.

2 EVALUATING REMEDIATION SUSTAINABILITY AT A UK AIRPORT

In recent years, numerous methods and tools have been developed to assess and quantify the relative sustainability of remediation approaches and are gaining widespread adoption. At the UK commercial airport site, several assessment methods were employed to provide a comprehensive sustainability evaluation of *ex situ* and *in situ* remedies to contain the PFAS plume. Specifically, these methods included a Life Cycle Assessment (LCA), a Life Cycle Cost Analysis (LCCA), and a Sustainability Assessment. Ramboll, a leading global engineering, architectural, and consulting firm, conducted the extensive evaluation, which is considered the most comprehensive assessment to date for remediating a PFAS contaminant plume in groundwater.

2.1 Life Cycle Assessment (LCA)

The LCA was completed according to ISO14044/ISO14025 for a real-world application of a CAC permeable sorptive barrier located downgradient of the PFAS source at the commercial airport site (Figure 1). Two alternative pump-and-treat approaches, where groundwater is pumped to the surface and treated either by filtering with granular activated carbon (GAC) or concentrating the PFAS waste stream using foam fractionation (FF), were evaluated for comparison. These remedial methods were designed to achieve the same containment goal: preventing a PFAS plume's offsite migration in groundwater toward sensitive receptors over a project life cycle of 15 years.

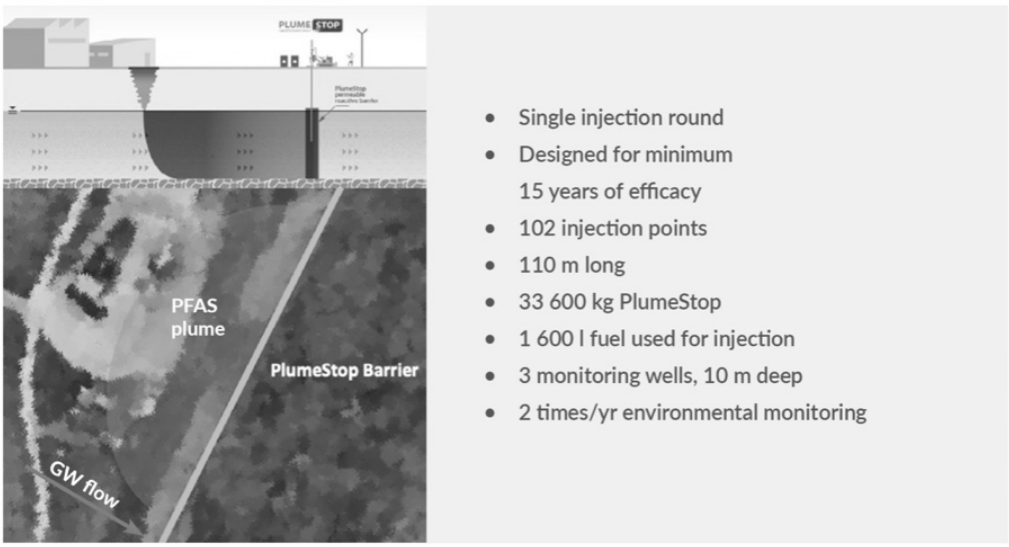


Fig. 1: Immobilisation with PlumeStop

Ramboll completed the LCA using the GaBi Professional LCA software tool, meeting the EN 15804 international standard for an Environmental Product Declaration (EPD). EPDs are standardized and verified reports that provide transparent and comparable information about the environmental performance of a product over its entire life cycle.
For the CAC material, the life-cycle boundaries extend from 'cradle to grave', including upstream material sourcing, core manufacturing processes, and the downstream processes of transport and injection. The pump-and-treat boundaries encompass the equipment manufacturing and civil works for system construction, system operation & maintenance (O&M), and waste management. Remediation performance monitoring is considered for all cases.

2.1.1 LCA Results

Compared to using pump-and-treat to achieve the same PFAS-exposure-risk-elimination goal, the *in situ* CAC filtration approach has a 40 to 70 times lower carbon footprint, negating thousands of tons of carbon dioxide (CO2) emissions (Figure 2). Additionally, the *in situ* approach has a 95+% smaller raw material, energy, and waste footprint.

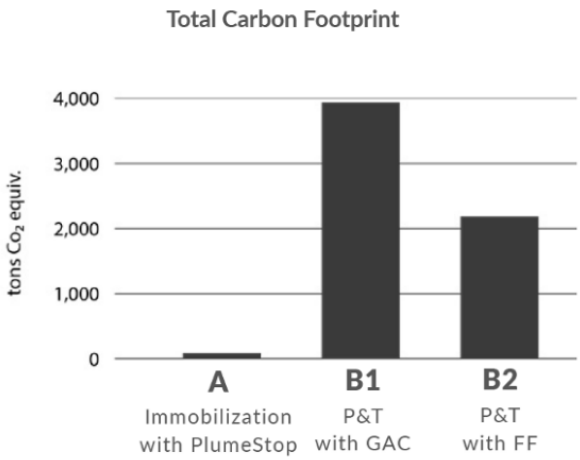


Fig. 2: Comparison of the total carbon footprint of the *in situ* and *ex situ* (pump-and-treat) approaches

2.2 Life Cycle Cost Analysis (LCCA)

An LCCA is an economic method for assessing the total life cycle cost of ownership accounting for all costs of acquiring, building, owning, and disposing of an object, process, or project. The LCCA for the commercial airport site compared the three remediation alternatives based on the total cost of ownership in Net Present Value (NPV). As with the LCA, a 15-year timeframe was used for the evaluation. The results of the LCCA showed the *in situ* method to be 2.5 to 2.8 times less expensive (61-65% cost reduction), saving the project between 2.2 € to 2.7 € Million (€ equivalent) over 15 years (Figure 3).

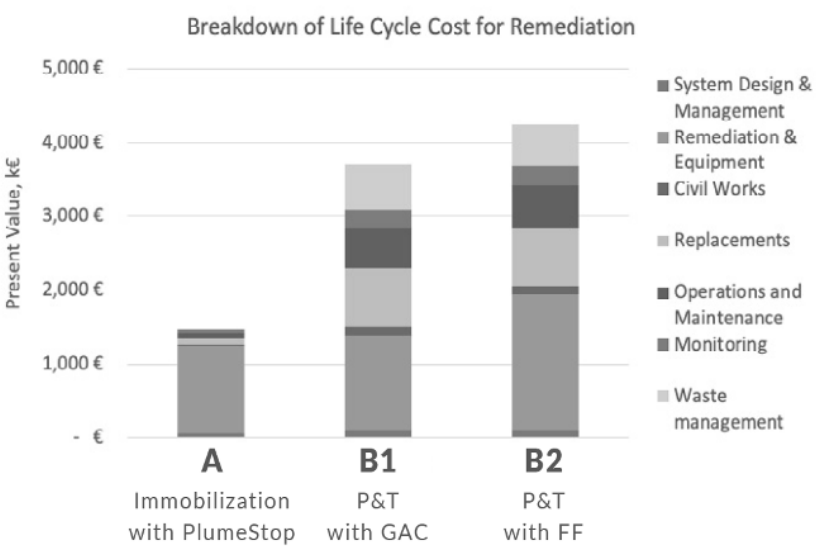


Fig. 3: Comparison of the total cost in Net Present Value (NPV) of the *in situ* and *ex situ* (pump-and-treat) approaches

2.3 Sustainability Assessment

Finally, a Tier 2 Sustainability Assessment was completed by Ramboll using its SURE model, a free, publicly accessible model, complying with ISO 18504:2017 and ASTM E2893-16, that evaluates 15 sustainability indicators pertaining to the environment, society, and the economy. Each indicator was numerically scored for each option on a scale of 1 to 5, with 1 reflecting the worst option and 5 the best with respect to sustainability. The results of the Sustainability Assessment using SURE showed that the *in situ* approach had a 100% overall higher sustainability score (Figure 4).

Informed by the first-of-its-kind multi-faceted remediation sustainability evaluation for PFAS, the *in situ* CAC remedy was selected to mitigate the PFAS plume at the study site. The remedy was also applied at another private airport site in the UK during the same timeframe.

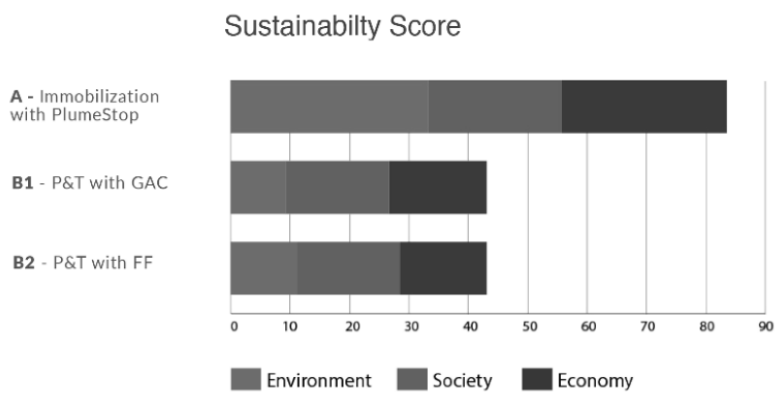


Fig. 4: Sustainability score determined from Ramboll's SURE model

3 REMEDIATION: *IN SITU* CAC FILTRATION OF PFAS

Working with the airport managers, environmental consultants, and regulatory authorities, CAC subsurface PFAS filtration zones were installed at the two UK airport sites to clean up groundwater and eliminate PFAS risk. Initial partial-scale applications were designed at both sites to assess the approach's effectiveness and allow for fine-tuning the remedial designs before full-scale implementation (Figure 5).

	Private Airport	International Airport
Geology	Weathered chalk	Made ground over alluvium
Contamination of Concern (COC)	PFOS / PFOA	PFOS / PFOA
COC range	3,500 ng/L PFOS	75,000 ng/L PFOS
Target depth	3 to 11m BGL	3 to 11m BGL
Pilot trial area	10m long barrier	10m long barrier
Former site use	Fire Training Area	Fire Training Area
Project driver	Real estate transaction	Removal of off-site liability

Fig. 5: Project site design details for initial phase CAC PFAS treatments at private airport and international airport sites in the UK

4 *IN SITU* CAC REMEDIATION RESULTS

After installation, PFOS and PFOA, the targeted PFAS compounds for treatment, were reduced below the detection limits. Additionally, the total PFAS concentrations were also reduced significantly. These reductions were maintained throughout the assessment period for the initial phase applications (Figures 6 and 7).

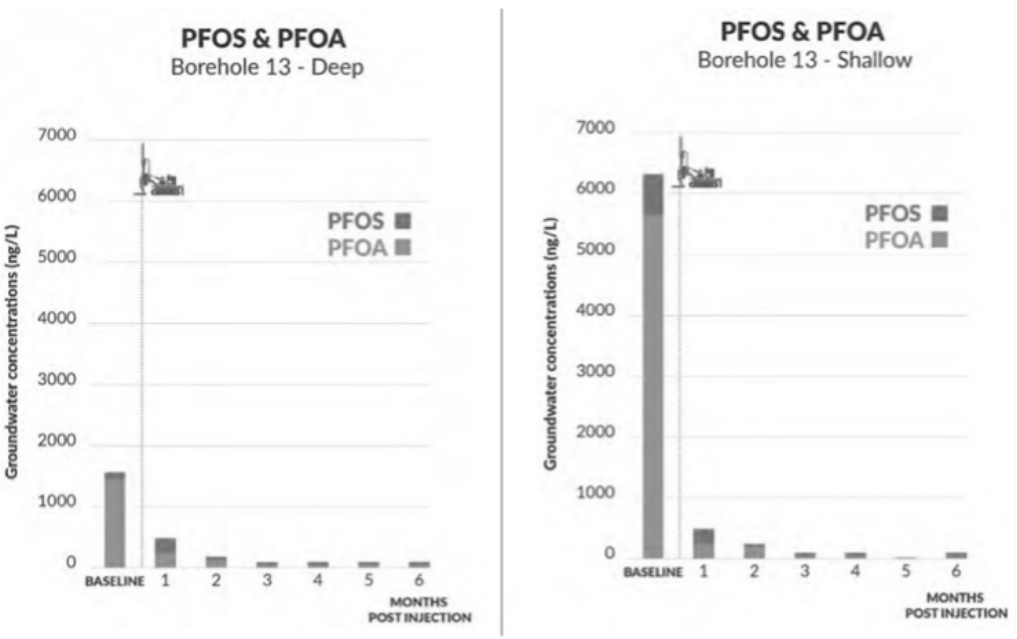


Fig. 6: PFOS and PFOA concentrations at baseline and after injection of PlumeStop CAC at the international commercial airport site

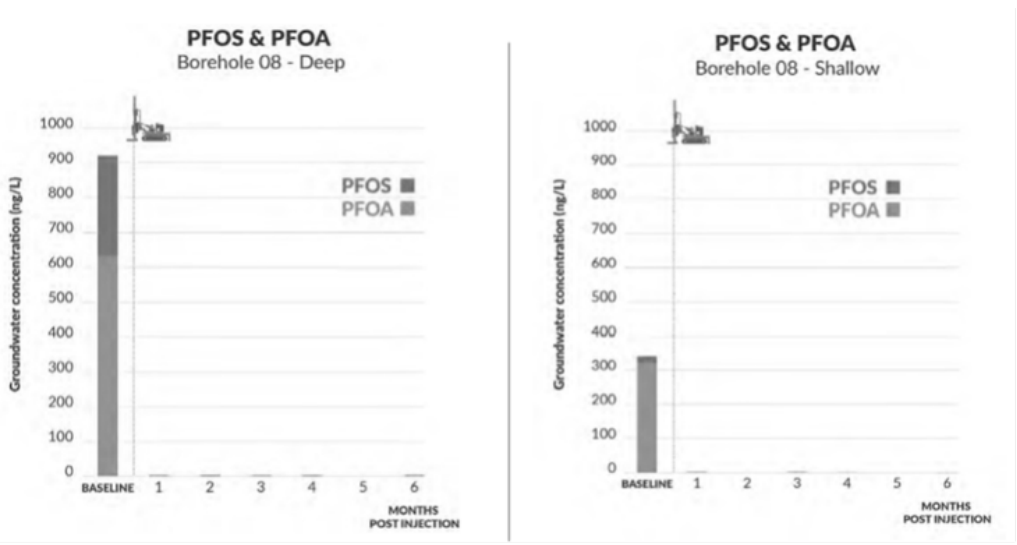


Fig. 7: PFOS and PFOA concentrations at baseline and after injection of PlumeStop CAC at the private airport site

The results of the initial phase applications were presented to the project stakeholders, including the local and national regulatory authorities, who authorized implementing the full-scale applications at both sites.

5 CONCLUSION

As environmental regulations for PFAS are beginning to be promulgated, groundwater remediation professionals will soon be challenged with addressing PFAS pollution economically while avoiding further environmental impacts caused by the cleanup activities.
Now more than ever, simply containing a plume before it impacts drinking water wells, surface waters, or other receptors is not enough. Sustainable remediation approaches must be employed to promote greater community and ecological sustainability, towards a future that is more viable, pleasant, and secure.
Based on a comprehensive sustainability analysis performed by a third-party expert (Ramboll), the *in situ* CAC remedy applied at the UK commercial airport site reduces the carbon footprint by 98% and saves the project € Millions in unnecessary costs while reducing waste, energy, and raw material usage by 95%. The remedy will stop PFAS plume migration by filtering more than a quarter billion litres of groundwater in place over 15 years, effectively eliminating the exposure risk with no pumping involved.
Since operations commenced, the PlumeStop CAC barrier effectively remediated 34 million litres of PFAS-contaminated groundwater, with no pumping required and no waste generated, thereby avoiding potential future PFAS exposure risk that would be caused by pumping and treating above the surface.
These CAC barriers can be flexibly designed to accommodate site-specific remediation timeframes, typically spanning decades.
The advantages of this remediation strategy were applied at the private airport location, which earned the 2023 Brownfield Award for the Best Application of Remediation Technologies from Environment Analyst Global. By mitigating PFAS exposure risk, the applied remedy allows the property's redevelopment.
Widescale adoption of PlumeStop CAC to mitigate PFAS exposure risk promises to save billions of dollars and eliminate millions of tons of CO2 emissions while protecting our vital drinking water resources and public health. With over 50 sites treated and hundreds more in the planning stages, this groundbreaking approach answers the urgent call for environmental stewardship in the face of a global PFAS crisis.

CONTACT

Ing. Marcello Carboni
mcarboni@regenesis.com
+39 011 19694004
Regional Manager, Europe
REGENESIS
www.regenesis.com

Verbesserte PFAS-Bodenwäsche: Erfahrungen im Projektmaßstab und zukünftige Entwicklungen

Benjamin Faigle[1], Bernhard Volz[1] & Thomas Meyer[2]
[1)] Züblin Umwelttechnik GmbH, Stuttgart, Deutschland
[2)] Züblin Umwelttechnik GmbH, Nürnberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Züblin Umwelttechnik GmbH betreibt seit 2022 eine Bodenwaschanlage in Norddeutschland zur Reinigung von PFAS-kontaminierten Böden, mit über 180.000 Tonnen gereinigtem Material im ersten Jahr. Die Bodenwäsche trennt den Boden in verschiedene Fraktionen, die spezifisch behandelt werden, sodass die PFAS vom Feststoff abgewaschen und der gereinigte Boden wiederverwendet werden kann. Waschversuche im Technikumsmaßstab helfen, die Eignung und Wirtschaftlichkeit der Bodenwäsche für unterschiedliche Bodentypen zu bestimmen. Die Bodenwäsche bietet ökologische und finanzielle Vorteile durch die Vermeidung von Transporten und eine Reduzierung der Schadstoffbelastung im Grundwasser. Weitere Optimierungen und Forschung können die Effizienz der Bodenwäsche weiter verbessern und die Anwendbarkeit auf schwierigere Böden ausweiten sowie das Waschergebnis in der Feinfraktion zu steigern.

1 EINLEITUNG

Die Bodenwäsche wird im großen Maßstab erfolgreich zur Abreinigung PFAS-kontaminierter Böden eingesetzt: Seit 2022 betreibt die Züblin Umwelttechnik GmbH in Norddeutschland eine Bodenwaschanlage, die speziell für die Behandlung von PFAS-belasteten Sandböden konzipiert wurde. Im ersten Betriebsjahr wurden mehr als 180.000 t PFAS-belasteter Boden gereinigt. Dabei wurden für einen Großteil des behandelten Bodenmaterials die strengen Anforderungen für eine uneingeschränkte Wiedereinbringung (z.B. PFOS <0,1 µg/l im Eluat, entspricht VK1) in der sandigen Hauptfraktion unterschritten. Unter günstigen Bedingungen kann die Anlage so betrieben werden, dass auch die als Filterkuchen abgetrennte Feinfraktion für einen eingeschränkten Einbau vor Ort geeignet ist (Summe PFAS <1µg/l im Eluat, entspricht VK3) und somit alle Kornfraktionen verwertet werden können (Faigle, et al., 2023b).

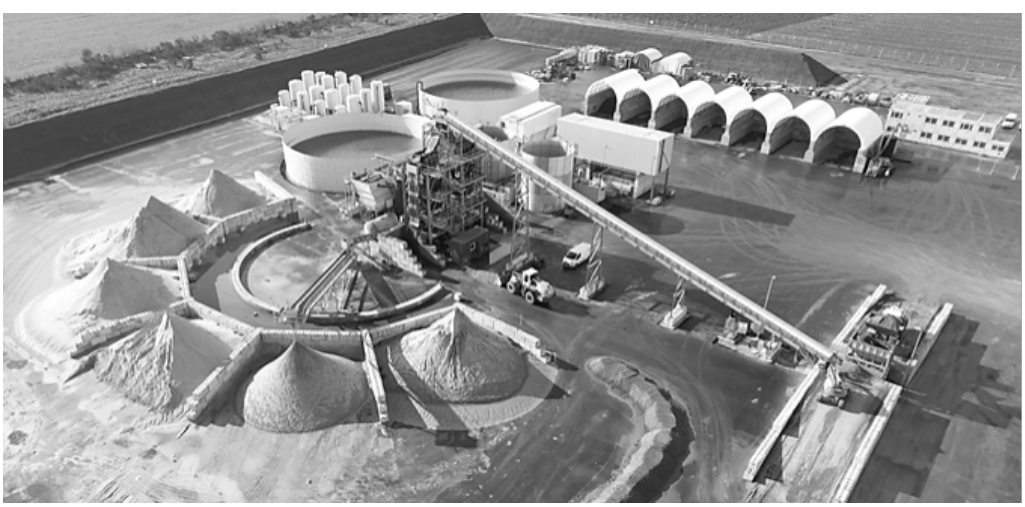


Abb. 1: Luftaufnahme der PFAS-Bodenreinigungsanlage in Norddeutschland

Grundsätzlich ist die Bodenwäsche ein geeigneter Ansatz für viele PFAS-Schadensfälle. In Grenzfällen jedoch ist die Bodenwäsche nicht wirtschaftlich umzusetzen, oder bei den gegebenen Projektrahmenbedingungen sind alternative Verwertungs- oder Entsorgungsmaßnahmen sinnvoller. In der Planungsphase können Waschversuche wertvolle Erkenntnisse über die grundsätzliche Eignung und Anwendbarkeit des Verfahrens liefern.

2 GRUNDLAGEN UND RAHMENBEDINGUNGEN ZUR PFAS BODENWÄSCHE

Im Allgemeinen werden bei der Bodenwäsche zwei Ziele verfolgt:

- Auftrennung in einzelne Fraktionen
  Aufgrund der großen Oberfläche der feinen Bestandteile im Verhältnis zu ihrem Volumen ist die Klassierung in zwei oder mehr Fraktionen unterschiedlicher Partikelgröße ein Schlüsselelement der Bodenwäsche. Nach der Klassierung wird jede Fraktion einer spezifischen, weiteren Behandlung zur Reinigung oder zur Entsorgung unterzogen.
- Abwaschen der Schadstoffe vom Feststoff
  Physikalische und chemische Behandlung des Bodens mit den Waschsubstanzen, in der Regel hauptsächlich Wasser, so dass die Schadstoffe vom Feststoff entfernt werden. Die Feinfraktion muss in einem weiteren Schritt vom Prozesswasser getrennt werden.

Es stehen eine Vielzahl von Technologien und Maschinen für die Feststoffbearbeitung und Klassierung (z.B. Siebdecks, Hydrozyklone, Attrition oder Schwertwäscher, Aufstromklassierer, …), sowie für die Schlammbehandlung und der Reinigung des Prozesswassers zur Verfügung. Für viele Schadstoffe ist die Behandlung durch Bodenwäsche seit langer Zeit bekannt, für Böden mit PFAS-Belastung wurde das Verfahren jedoch nur in wenigen Projekten tatsächlich großtechnisch angewendet (Faigle, et al., 2023a).

Mit dem Bodenwaschverfahren wird das Ziel verfolgt, möglichst alle Bodenfraktionen so weit abzureinigen, dass der Wiedereinbau zulässig ist und möglichst nur geringe Restmengen an hochkontaminiertem Material aufwändig entsorgt oder weiterbehandelt werden muss. Dazu müssen die gereinigten Fraktionen analysiert, und bei Unterschreiten der vorher vereinbarten Grenzwerte nach Freigabe wieder einem Einbau zugeführt werden.

3 WASCHVERSUCHE

3.1 Vorabbemerkung – Versuche im Labormaßstab

Die Verfahrenstechnik bei der Bodenwäsche ist üblicherweise auf große Materialmengen angelegt. Versuche können vorab oder Projektbegleitend auf unterschiedlichen Skalen durchgeführt werden.
Im Labormaßstab können vor allem Detailfragen im Zuge der Projektdurchführung geklärt werden. Beispielsweise kann der Wascherfolg an einer in Betrieb befindlichen Anlage optimiert werden, indem der Einsatz verschiedener Chemikalien (Flockungs- und Flockungshilfsmittel) im Labormaßstab verglichen wird. Auch innovative Ansätze wie der Einsatz von waschaktiven Substanzen können auf ihre Eignung untersucht werden. Die Probenmenge im Labormaßstab beträgt in der Regel mehrere Kilogramm, die Kosten sind vergleichsweise gering und fallen hauptsächlich für die laboranalytische Begleitung an, um die Schadstoffgehalte zu bestimmen. Häufig schwanken die Ergebnisse bei Fragestellungen zur PFAS-Wäsche in diesem Maßstab so stark, dass wir Ansätze in Dupletten / Tripletten empfehlen.
Für den Nachweis der grundsätzlichen „Waschbarkeit“ von Rohböden sind Versuche im Labormaßstab aus unserer Sicht nicht geeignet.

3.2 Technikumsversuche mit Beispielen

Im Technikum kann die grundsätzliche Eignung von Böden für das Bodenwaschverfahren untersucht und ggfs. hemmende Randbedingungen erkannt werden. Dabei ist zu beachten, dass die Verfahrensstufen auch im Technikumsmaßstab noch mit Betriebsparametern (z.B. Wasser-Feststoff-Verhältnis) betrieben werden müssen, die sich von den Parametern im Projektmaßstab unterscheiden. Entsprechend sind die Ergebnisse aus dem Waschversuch nicht ohne Interpretation auf die Projektskala zu transferieren.
Die erforderliche Probenmenge liegt zwischen 3-10 t, was bereits erhebliche Kosten für die Durchführung der Versuche im Bereich von 30-50.000 € verursacht. Auf der Basis von Technikumsversuchen kann ein projektbezogenes verfahrenstechnisches Konzept erstellt werden und daraus Behandlungskosten abgeleitet werden. Je nach Projektrahmenbedingungen kann die Bodenwäsche daraus folgernd auch für anspruchsvolle Böden, beispielsweise mit hohem Feinanteil, in Frage kommen. Andererseits kann im Technikumsversuch auch erkannt werden, wenn der zu erwartende verfahrenstechnische Aufwand zur Reinigung zu hoch und damit nicht mehr wirtschaftlich werden sollte. Damit eignen sich Waschversuche im Technikum insbesondere für Chargen, bei denen die Eignung des Bodenwaschverfahrens aufgrund der Korngrößenzusammensetzung und Kornbeschaffenheit schwierig zu prognostizieren ist.



Abb. 2: Technikumsanlage für Bodenwaschversuche

3.3 Waschversuch im großtechnischen Maßstab

Erst im großtechnischen Maßstab kann die Behandlung von Bodenmaterial unter weitgehend maßstabsgetreuen Bedingungen untersucht werden. Allerdings ist bis zum Erreichen stabiler Prozessbedingungen eine gewisse Zeit und damit eine Aufgabemenge von > 100 t erforderlich, bis in allen Prozessstufen eine repräsentative Probe entnommen werden kann. Auch der administrative Aufwand ist deutlich höher als bei kleinmaßstäblichen Versuchen.

4 ENTWICKLUNGSPOTENTIAL UND AUSBLICK

4.1 Optimierung des Waschverfahrens für PFAS

Bei einer Durchsatzleistung von knapp 200 t pro Stunde lassen sich Tests und Probeläufe aufgrund der eingesetzten Aggregatsgrößen nur unter großem Aufwand auf der Anlage in

Norddeutschland realisieren. Daher ist am Standort ein kleines Labor eingerichtet, um begleitende Untersuchungen zur Optimierung des Waschprozesses mit Standortmaterial durchführen zu können. Im Labormaßstab wurden Optimierungspotentiale ermittelt oder standortspezifische Anpassungen vorbereitet. Im komplexen Zusammenspiel der unterschiedlichen Anlagenteile Feststoffwäsche, Schlammbehandlung und Waschwasserreinigung kann jede Optimierung in einem Bereich wesentliche Verfahrensanpassungen an anderer Stelle erfordern. Die Vielzahl an einzelnen Freiheitsgraden bei stark heterogenem Eingangsmaterial macht es im Betrieb außerdem schwierig, klare Ursache-Wirkungszusammenhänge zu ermitteln. Ein stabiler Wascherfolg stellt sich damit erst bei der Kombination aus passender Anlagentechnik und ausreichender Betriebserfahrung ein.

4.2 Forschungsbedarf

Das Bodenwaschverfahren von PFAS-Belastungen ist herausfordernd und wird mit hohem technischem und finanziellem Einsatz betrieben. Es ist davon auszugehen, dass weitere Verbesserungen entlang der gesamten Behandlungskette (Bodenwäsche/Feststoffbehandlung, Schlammbehandlung und Waschwasseraufbereitung) vorgenommen werden können, um die Effizienz weiter zu verbessern und die Kosten zu senken, sowie um stabile verbesserte Waschergebnisse für die Feinfraktionen zu erzielen. Dabei sind nicht alle Grundlagen, wie beispielsweise die dominierenden Effekte der Bindung zwischen Korn, Schadstoff und Waschwasser eindeutig bekannt. Insbesondere sind dabei die großen Skalenunterschiede zwischen Labor- und Projektskala zu beachten.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Unsere Projekterfahrungen und die Durchführung zahlreicher Waschversuche zeigen, dass PFAS-kontaminierte Böden mit wenigen Einschränkungen waschbar sind. Dabei gilt es, die jeweiligen projektspezifischen Herausforderungen stufenweise in ein schlüssiges Gesamtkonzept zu überführen und umzusetzen. Zu beachten ist dabei insbesondere:

- Erfahrungen aus einem Projekt sind nicht uneingeschränkt auf andere Projekte übertragbar, da Bodeneigenschaften und Schadstoffzusammensetzung stark variieren können.
- Die Verwertung der gewaschenen Böden vor Ort ist wesentlicher Bestandteil für ein erfolgreiches Gesamtkonzept

Die Wäsche PFAS-kontaminierter Böden stellt - bei geeigneten Randbedingungen - aktuell das leistungsfähigste und wirtschaftlich sowie ökologisch sinnvollste Verfahren gegenüber alternativen Verwertungs- und Entsorgungsverfahren dar.
Durch weitere Entwicklungsarbeit an Detailfragestellungen wird das Verfahren wohl künftig auch für schwierigere Böden interessant werden.

LITERATURVERZEICHNIS

Faigle, B., Edel, H.-G. & Volz, B., 2023. Aktuelle Waschverfahren zur erfolgreichen Reinigung von Böden mit PFAS-Belastung. In: *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle, Band 10.* Berlin: TK-Verlag.

Faigle, B., Edel, H.-G. & Volz, B., 2023. *Verbesserte Bodenwäsche für PFAS-kontaminierte Böden - Erfahrungen aus der Praxis.* Frankfurt, s.n.

PFAS Leibnitzer Feld – Chancen und Grenzen der Grundwasser- und Schadstoffmodellierung

Richard Moderegger[1,2], Klaus Philipp Sedlazeck[1] & David Misch[3]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[2)] STRABAG Umwelttechnik GmbH, Düsseldorf, Deutschland
[3)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Energy Geosciences, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Auf dem Gelände der Feuerwehr- und Zivilschutzschule Steiermark in Lebring – Sankt Margarethen im westlichen Leibnitzer Feld befindet sich die Quelle einer etwa 5 km langen PFAS-Fahne. Die Ausbreitungsrichtung dieser Fahne stimmt nicht mit der bisher angenommenen Grundwasserfließrichtung des etablierten regionalen Grundwasserströmungsmodells überein. Aus diesem Grund wurde untersucht, inwieweit auf Basis öffentlich verfügbarer Daten Faktoren identifiziert werden können, welche die Ausbreitung der PFAS beeinflussen.
Mithilfe einer Sensitivitätsanalyse konnte gezeigt werden, dass sowohl die Leckage der Mur im Bereich Lebring, als auch eine mögliche Anisotropie der hydraulischen Durchlässigkeit einen erheblichen Einfluss auf die Grundwasserfließrichtung im Untersuchungsgebiet haben. Die Plausibilität beider Möglichkeiten wurde geprüft und ein bestehendes Grundwasserströmungsmodell mittels manueller Kalibration an die neuen Erkenntnisse angepasst. Dadurch konnte die Übereinstimmung von Fahnenausbreitung und Grundwasserströmungsrichtung deutlich erhöht werden. Durch manuelle Kalibration gegen die Fahnenform und eine vergleichende Modellierung war es zudem möglich, qualitative Aussagen über die Entwicklung der PFAS-Kontamination westliches Leibnitzer Feld zu treffen und die Höhe der vorliegenden Adsorptionskoeffizienten abzuschätzen.

1 EINLEITUNG

Boden und Grundwasser im Umfeld von Feuerlöschübungsplätzen sind häufig durch Per- und Polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) belastet (Leeson, et al., 2021). Dies trifft auch für das Gelände der Feuerwehr- und Zivilschutzschule Steiermark in der Gemeinde Lebring – Sankt Margarethen („Feuerwehrschule Lebring“) zu. Für das umgebende Westliche Leibnitzer Feld wurde durch Moderegger (2024) untersucht, inwieweit die Ausbreitung der PFAS mittels Grundwasserströmungs- und Stofftransportmodellierung nachvollzogen werden kann. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sollen in der vorliegenden Arbeit auszugsweise abgebildet werden.
Der betrachtete Standort befindet sich in Österreich im Südwesten der Steiermark im Bezirk Leibnitz und ist naturräumlich dem Leibnitzer Feld zuzuordnen, genauer gesagt im nordwestlichen Teil des Leibnitzer Feldes im Zwickel zwischen der Lassnitz im Westen und der Mur im Osten.
Der relevante geologische Rahmen besteht aus grobkörnigen, quartären Flussterassen als Grundwasserleiter über tertiären (neogenen) feinkörnigen Beckensedimenten als Grundwasserstauer (Fabiani, 1971; Kollmann, 1964). Im Bereich der Schadstoffquelle und -fahne werden gut ausgewaschene, sandige Kiese mit Steinen angetroffen, wobei deren Mächtigkeit bis zu 13 m beträgt (Untersweg & Rauch, 1988; Fabiani, 1971; Hanselmayer, 1963).
Für das Leibnitzer Feld existiert ein etabliertes Grundwassermodell, welches in der aktuellen Version (Mach, et al., 2019) die Basis der hier vorgestellten Untersuchungen bildet. Demnach erfolgt die Grundwasserneubildung zu großen Teilen über Niederschläge, der Mur wird nur zwischen Lebring und Gralla eine wichtige Rolle zugeschrieben, wobei ihre Kommunikation mit dem Grundwasser aufgrund der Kolmation gestört ist (Händel, Liedl, Fank, & Rock, 2013; Klammler, Kupfersberger, Rock, & Fank, 2013; Fank, Jawecki, Nachtnebel, & Zojer, 1993). Die hydraulischen Durchlässigkeiten für das westliche Leibnitzer Feld werden mit 10^{-2} bis 10^{-3} m/s angegeben, während nutzbare Porositäten von 0,15 bis 0,27 aus Pumpversuchen bestimmt wurden (Fank, Jawecki, Nachtnebel, & Zojer, 1993; Fabiani, 1971).

Die Ergebnisse des POPMON II Projekts (AGES & Umweltbundesamt, 2021) deuteten auf eine von Lebring ausgehende Grundwasserkontamination hin. Weitere durchgeführte Untersuchungen (BLP Geoservices, 2023; RM Umweltkonsulenten ZT, 2023; RM Umweltkonsulenten ZT, 2022) bestätigten diese Vermutung und belegten das Vorhandensein einer Schadstofffahne von etwa 5 km Länge, innerhalb derer der PFAS20 Grenzwert gemäß EU-Trinkwasserrichtlinie (2020/2184) von 0,1 µg/l zum Teil deutlich überschritten wird. Oberstromig der Feuerwehrschule Lebring liegen die Konzentrationen unterhalb des PFAS20 Grenzwerts (etwa bei 0,03 µg/l). Die Ausbreitungsrichtung der Schadstofffahne stimmt jedoch nicht mit der Grundwasserfließrichtung des Bestansmodells überein. Aus diesem Grund wurde in Abstimmung mit der zuständigen Abteilung 15 des Amts der steiermärkischen Landesregierung beschlossen, mögliche Einflüsse auf die Grundwasserströmungsrichtung und die Entwicklung der PFAS-Konzentrationen im Untergrund herauszuarbeiten. Dabei sollte explizit ausschließlich auf Bestandsdaten zurückgegriffen werden.

2 METHODIK

2.1 Grundwasserströmungsmodellierung

Um zu identifizieren, welche Parameter potenziell starken Einfluss auf die Grundwasserströmungsrichtung haben könnten, wurde in einem ersten Schritt eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Dabei wurden ausgewählte Parameter des bestehenden Grundwasserströmungsmodells (Mach, et al., 2019) variiert und die Auswirkungen auf die Grundwasserströmungsrichtung festgehalten. Der Einfluss wurde qualitativ anhand von Grundwassergleichenplänen und -stromlinien beurteilt. Insbesondere wurden folgende Faktoren untersucht:

- Leckage der Vorfluter (Mur, Lassnitz),
- Grundwasserneubildung über Niederschlag,
- Brunnenförderung aus den 11 Hauptentnahmestellen,
- Aquifermächtigkeit,
- Porisität und Durchlässigkeit,
- Anisotropie der Durchlässigkeit und
- Grundwasserseen (Nassbaggerungen).

In einem zweiten Schritt wurden jene Parameter genauer untersucht, denen die Sensitivitätsanalyse einen hohen Einfluss auf die Grundwasserströmungsrichtung im Untersuchungsraum bescheinigte. Die Parameter wurden manuell gegen die Ausbreitungsrichtung der Schadstofffahne kalibriert. Die modellierten Grundwasserstände wurden mit den öffentlich verfügbaren Pegelstandsdaten der Hydrografie Datenvisualisierung (HYDAVIS) gegenübergestellt und die angepassten Parameter anhand von Literaturquellen auf Plausibilität geprüft.

2.2 Stofftransportmodellierung

Für die Modellierung des Stofftransport wurden Daten der bisherigen Überwachungsprogramme durch die Abteilung 15 des Amts der steiermärkischen Landesregierung zur Verfügung gestellt. Dieser Datensatz umfasste etwa 7800 Untersuchungsergebnisse zu 26 verschiedenen PFAS an etwa 280 Probenahmestellen. Die Stoffkonzentrationen wurden im Rahmen von beinahe 400 Probenahmen während 11 Probenahmedurchgängen zwischen 2020 und 2023 erfasst. Es wurde nicht jeder Standort während jedem Durchgang und nicht jede Einzelsubstanz an jeder Probe untersucht.

Die Daten wurden zunächst manuell gesichtet und auf Auffälligkeiten untersucht. Mit einem reduzierten Datensatz erfolgte dann eine statistische Auswertung, um die Hauptkontaminanten zu identifizieren. Die Ausbreitung dieser Hauptkontaminanten wurde auf Basis des zuvor

angepassten Grundwasserströmungsmodells berechnet. Dabei wurde die Quellenkonzentrationen in Höhe der durchschnittlich auf dem Gelände der Feuerwehrschule Lebring gemessenen Werte als konstant angenommen. Die Dispersivität wurde manuell gegen die Form der gemessenen Schadstofffahne kalibriert. Eine Plausibilitätsprüfung erfolgte durch Abgleich mit Literaturquellen und der Gegenüberstellung des gemessenen und modellierten Konzentrationsgradienten. Der gemessene Konzentrationsgradient wurde durch Projektion der im innerhalb der Schadstofffahne durchschnittlich gemessenen Konzentrationen auf die zentrale Fahnenachse bestimmt. Für die Adsorptionskonstante wurde eine lineare Adsorptionsisotherme angenommen. Aufgrund mangelnder Verfügbarkeit an belastbaren Daten für die Adsorptionskonstanten wurde eine vergleichende Modellierung durchgeführt und anhand des maximalen Standortalters der mögliche Wertebereich für die vorliegenden Adsorptionskonstanten abgeschätzt. Eine Plausibilitätsprüfung erfolgte dann anhand von Literaturquellen.

3 ERGEBNISSE

3.1 Grundwasserströmungsmodellierung

Insbesondere dem horizontalen Zu- und Abfluss aus der Mur im Bereich Lebring sowie einer möglichen Anisotropie der Durchlässigkeit kann durch die Sensitivitätsanalyse ein hoher Einfluss bescheinigt werden. Grundwasserentnahmen und die Implementierung der Grundwasserseen wirken sich nur lokal begrenzt aus, während die Aquifermächtigkeit, die Grundwasserneubildung durch Niederschlag und die Höhe der Porosität/Durchlässigkeit nur einen geringen Einfluss haben.
Durch Annahme einer regionalen Anisotropie der Durchlässigkeit sowie einer verstärkten Kommunikation mit der Mur im Bereich Lebring kann gegenüber dem Bestandsmodell eine deutlich verbesserte Übereinstimmung der Grundwasserströmungsrichtung mit der Ausbreitung der Schadstofffahne erreicht werden. Der Fehler bezüglich der Grundwasserstände beträgt im Median 0,185 m für das Bestandsmodell und 0,23 m für das angepasste Modell.

3.2 Schadstofftransportmodellierung

Durch die manuelle und statistische Auswertung des Datensatzes konnten die Substanzen PFOS, PFHxS, PFHxA und PFPeA als Hauptkontaminanten innerhalb der Schadstofffahne identifiziert werden.
Die manuelle Kalibration der Dispersivität zeigte für den Wertebereich von 20 bis 50 m (longitudinal) eine gute Übereinstimmung. Für die abschließende Modellierung wurde eine longitudinale Dispersivität von 35 m (transversal 3,5 m) gewählt. Damit bildet sich im Modell nach etwa 4 bis 5 Jahren eine stabile Schadstofffahne heraus.
Die Konzentrationsverläufe der modellierten Schadstofffahne und der auf die zentrale Fahnenachse projizierten Messwerte folgen einem ähnlichen Trend, wobei die modellierten Werte in der Regel über den gemessenen liegen. Die Höhe der gewählten Adsorptionskonstanten hat auf den Konzentrationsverlauf keinen nennenswerten Einfluss, stattdessen wird hiervon die Ausbreitungsgeschwindigkeit gesteuert. Aus der vergleichenden Modellierung lässt sich abschätzen, dass (bei einem maximalen Standortalter von etwa 50 Jahren) die maximalen Adsorptionskoeffizienten von PFOS und PFHxS bei etwa 2 l/kg und von PFPeA und PFHxA bei etwa 8 l/kg liegen.

4 DISKUSSION

4.1 Grundwasserströmungsmodellierung

Die Erhöhung des Modellfehlers um 4,5 cm durch die Anpassungen liegen deutlich unter der üblichen Grundwasserschwankungsbreite von bis zu mehreren 10er cm pro Jahr. Gleichzeitig wird die mathematische Belastbarkeit der Anpassungen durch die deutlich verbesserte Übereinstimmung der Grundwasserströmungsrichtung und der Fahnenausbreitung unterstützt. Aus den vorliegenden Daten war es jedoch nicht möglich, die numerischen Werte für die verschiedenen Parameter direkt abzuleiten, insbesondere waren der Einfluss der Leckage und einer möglichen Anisotropie nicht voneinander abgrenzbar. Es muss berücksichtigt werden, dass eine manuelle Kalibration weniger zuverlässig als eine automatische Kalibration ist.
Eine Erhöhung der Leckage im Bereich Lebring scheint aufgrund der Fließgewässerlogik als plausibel: Während im Bestandsmodell die Leckagekoeffizienten im Unterwasser der Staumauern als niedriger als in den Staubereichen angenommen wurden, sollten sie aufgrund fortschreitender Kolmation tatsächlich im Bereich der freien Fließstrecken höher liegen, als in den Staubereichen. Dies gilt unter der Annahme, dass im beobachteten Bereich der Einfluss der Durchlässigkeit der Kolmationsschicht stärker ist als jener der Wassertiefe. Für vergleichbare Situationen ist bekannt, dass der Durchlässigkeitsbeiwert der Kolmationsschicht stark vom Sandanteil abhängt (Schälchli, 1993).
Eine mögliche Anisotropie der Durchlässigkeit wiederum lässt sich geologisch begründen: Es ist erwartbar, dass die würmzeitlichen Schotter insbesondere durch die Mur herantransportiert wurden. Diese umfließt den Wildoner Schlossberg im Nordosten und strömte dann zumindest zeitweise nach Süden bis Südwesten. Indizien für diesen Paläoverlauf sind zum einen Rinnen im Stauerrelief (Mach, et al., 2019; Pöschl, Suette, & Untersweg, 1982; Fabiani, 1971), zum anderen Bewuchsmerkmale, die auf Luftbildern erkennbar sind. Zudem zeigen die aus dem Bestandsmodell stammenden Homogenbereiche der hydraulischen Durchlässigkeit eine entsprechende Auslängung. Es ist denkbar, dass sich diese Ablagerungstendenz in einer bevorzugten Grundwasserfließrichtung äußert. Bereits Zetinigg (1978) beschreibt, dass im Leibnitzer Feld mit einer Anisotropie der Durchlässigkeit zu rechnen ist. Der Nachweis aus den für diese Arbeit zur Verfügung stehenden Daten war jedoch nicht möglich.
Es wird empfohlen, beide Thesen anhand geologischer Feldversuche zu prüfen. Die daraus gewonnenen Erkenntnisse können nicht nur mögliche Sanierungsambitionen unterstützen, sondern sich gleichzeitig auch bei der zukünftigen wasserwirtschaftlichen Planung als nützlich erweisen.

4.2 Stofftransportmodellierung

Die identifizierten Hauptkontaminanten PFOS, PFHxS, PFPeA und PFHxA sind als häufige Bestandteile von Feuerlöschschäumen bekannt (Sweco, 2020; Wood; Ramboll; COWI, 2020). Üblicherweise ist für diese Substanzen nicht mit einem natürlichen Abbau zu rechnen (Eklund, 2023). Gleichzeitig kann nicht ausgeschlossen werden, dass auch andere, bisher nicht untersuchte, PFAS vom Standort ausgetragen werden.
Die im Grundwassermodell kalibrierten Dispersivitäten liegen im unteren Bereich der üblicherweise für Schadstofffahnen dieser Größenordnung angesetzten Wertespanne und können damit als belastbar angesehen werden (Gelhar, Welty, & Rehfeldt, 1992). Auch hier muss berücksichtigt werden, dass eine manuelle Kalibration weniger zuverlässig als eine automatische Kalibration ist. Zudem hängt die modellierte Ausbreitung wesentlich von den Eigenschaften des Grundwasserströmungsmodells ab. Mögliche Limitationen werden damit direkt in das Stofftransportmodell vererbt. Auch aus diesem Grund ist eine Kalibration gegen die exakten PFAS-Konzentrationen im Grundwasser nicht zielführend. Durch die Projektion der Messwerte auf die Fahnenachse konnte eine Vergleichsgrundlage geschaffen werden. Dass die gemessenen Werte unter den modellierten liegen, ist dabei erwartbar, da für durch die projizierten Werte naturgemäß nicht die absoluten Maxima der Schadstofffahne abgedeckt werden.

Insbesondere für PFOS und PFHxS decken sich die in der Literatur angegebenen Werte mit den hier abgeschätzten, für PFPeA und PFHxA werden hingegen auffällig hohe Adsorptionskoeffizienten geschätzt (OECD, 2022; National Centre for Groundwater Research and Training, 2021; Chaudhuri, 2019; Jeon, Kannan, Lim, An, & Kim, 2011; Johnson, Anschutz, Smolen, Simcik, & Penn, 2007). Möglicherweise wurden letztere nicht über die gesamte Standortgeschichte freigesetzt, was bei der verfolgten Vorgehensweise zu einer Überschätzung führen kann.
Es wird empfohlen, im Rahmen zukünftiger Sanierungsambitionen eine historische Standortanalyse durchzuführen, um ein besseres Verständnis für die vorliegende Kontamination zu entwickeln. Gleichzeitig können geo- und hydrochemische Untersuchungen helfen, die Interaktion der PFAS mit den vorliegenden Sedimenten besser zu verstehen. Ein besseres Verständnis der ablaufenden Prozesse kann dazu beitragen, zukünftig nicht nur qualitative sondern auch quantitative Aussagen über die Entwicklung der PFAS-Belastung im westlichen Leibnitzer Feld treffen zu können.

5 FAZIT

Die Untersuchungen zeigen, dass mit Hilfe der Grundwasserströmungs- und Stofftransportmodellierung qualitativ gute Aussagen über den zeitlichen und räumlichen Verlauf von PFAS-Kontaminationen getroffen werden können. Gleichzeitig gestaltet es sich jedoch auch bei hoher Datendichte als schwierig, quantitative Aussagen zu treffen. Eine klare Diskussion möglicher Modellunsicherheiten ist aus diesem Grund unerlässlich. Die auffällige Abweichung zwischen Grundwasserströmungsrichtung im Bestandsmodell sowie der gemessenen Ausbreitung der Schadstoffe zeigt zugleich, dass bei neuen Erkenntnissen auch etablierte und auf hohen Niveau kalibrierte Modelle möglicherweise angepasst werden müssen.

LITERATURVERZEICHNIS

AGES, & Umweltbundesamt. (2021). POPMON II. Risikokommunikation und risikobasiertes Monitoring von persistenten organischen Schadstoffen in verschiedenen Umweltmatrices, Futter- und Lebensmitteln an potentiell belasteten Standorten in Österreich. Wien.

BLP Geoservices. (2023). Lagepläne GWBS1 und GWBS2. Verdachtsfläche "Feuerwehrschule Lebring". Linz: Unveröffentlichte Daten.

Chaudhuri, S. (2019). Transport Potential of Anionic, Cationic and Zwitterionic Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) through a Saturated Porous Medium. Montreal: McGoll University.

Eklund, C. (2023). Modeling PFAS Transport in Groundwater. Lunds University.

Fabiani, E. (1971). Bodenbedeckung und Terrassen des Murtales zwischen Wildon und der Staatsgrenze. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Landesbaudirektion.

Fank, J., Jawecki, A., Nachtnebel, H. P., & Zojer, H. (1993). Hydrogeologie und Grundwassermodell des Leibnitzer Feldes. Graz: Forschungsgesellschaft Joanneum.

Gelhar, L. W., Welty, C., & Rehfeldt, K. R. (1992). A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. Water Resources Research, 1955-1974.

Händel, F., Liedl, R., Fank, J., & Rock, G. (2013). Regional modeling of geothermal energy systems in shallow aquifers: the Leibnitzer Feld case study (Austria). Environmental Earth Sciences, 3433-3446.

Hanselmayer, J. (1963). Beiträge zur Sedimentpetrographie der Grazer Umgebung XIX. Petrographie der Schotter aus der Würmterrasse von Friesach-Gratkorn. Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark, 137-158.

Jeon, J., Kannan, K., Lim, B. J., An, K. G., & Kim, S. D. (2011). Effects of salinity and organic matter on the partitioning of perfluoroalkyl acid (PFAs) to clay particles. Journal of environmental monitoring, 1803-1810.

Johnson, R. L., Anschutz, A. J., Smolen, J. M., Simcik, M. F., & Penn, R. L. (2007). The Adsorption of Perfluorooctane Sulfonate onto Sand, Clay, and Iron Oxide Surfaces. Journal of Chemical & Engineering Data, 1165-1170.

Klammler, G., Kupfersberger, H., Rock, G., & Fank, J. (2013). Modeling coupled unsaturated and saturated nitrate distribution of the aquifer Westliches Leibnitzer Feld, Austria. Environmental Earth Sciences, 663-678.

Kollmann, K. (1964). Jungtertiär im Steirischen Becken. Mitteilungen der geologischen Gesellschaft in Wien, 479-632.
Leeson, A., Thompson, T., Stroo, H. F., Anderson, R. H., Speicher, J., Mills, M. A., . . . Patton, C. (2021). Identifying and Managing Aqueous Film-Forming Foam-Derived Per- and Polyfluoroalkyl Substances in the Environment. Environmental toxicology and chemistry, 24-36.
Mach, J., Rock, G., Klammler, G., Draxler, J., Kupfersberger, H., & Fank, J. (2019). Gekoppelte Grundwasserströmungs- und Nitrattransportmodelle in den Grundwasserkörpern Leibnitzer Feld und Unteres Murtal. Graz.
Moderegger, R. (2024). Modellierung von Grundwasserströmung und reaktivem Stofftransport im mit PFAS kontaminierten Aquifer Westliches Leibnitzer Feld, Steiermark und Ableitung von Sanierungsvarianten. Leoben.
National Centre for Groundwater Research and Training. (2021). The potential for offsite transport of PFAS from Southern Waste Depot, McLaren Vale.
OECD. (2022). Fact Cards of Major Groups of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs).
Pöschl, M., Suette, G., & Untersweg, T. (1982). Erläuterungen zu den geogenen Naturraumpotentialkarten des Bezirkes Leibnitz. Graz: Forschungsgesellschaft Joaneum.
RM Umweltkonsulenten ZT. (2022). Altstandorte und Altablagerungen Leibnitzer Feld Mitte. Ergänzende Untersuchungen gem. §13 ALSAG. Frohnleiten: Unveröffentlichter Bericht.
RM Umweltkonsulenten ZT. (2023). Lageplan Schadstofffahne Grundwassermonitoring Leibnitzer Feld. Probenahmedurchgänge 2021 bis 2023. Frohnleiten: Unveröffentlichte Daten.
Schälchli, U. (1993). Die Kolmation von Fliessgewässersohlen. Zürich.
Sweco. (2020). Determining Historic and Current PFAS Levels in AFFF in the Republic of Ireland.
Untersweg, T., & Rauch, G. (1988). Rohstoffsicherung und Raumplanung im Bezirk Leibnitz. Graz: Forschungsgesellschaft Joaneum.
Wood; Ramboll; COWI. (2020). The use of PFAS and fluorine-free alternatives in fire-fighting foams. London: Wood Environment & Infrastructure Solutions.
Zetinigg, H. (1978). Grundwasseruntersuchungen in der Steiermark. Mitteilungen der Abteilung Geologie, Paläontologie und Bergbau des Steiermärkischen Landesmuseums Joanneum, 109-139.

KONTAKT

Dipl.-Ing. Richard Moderegger
richard.moderegger@unileoben.ac.at

Dr.mont. Klaus Philipp Sedlazeck
philipp.sedlazeck@unileoben.ac.at
+43 (0) 3842 / 402 – 5111

Verwertung von Aluminium haltigen Rückständen aus einer Altdeponie am Beispiel N6

Johannes Czeczil
BALSA Bundesaltlastensanierungsgesellschaft m.b.H., Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Bei der Altlast N6 „Aluminiumschlackendeponie“ handelt es sich um eine ehemalige Kiesgrube im Westen von Wiener Neustadt, die von 1974 bis 1991 mit rund 580.000 m³ Abfällen aufgefüllt wurde. Die Altdeponie besteht zum überwiegenden Anteil aus Aluminiumkrätzestaub, untergeordnet wurden auch Abfälle der Holz- und Textilindustrie, Rückstände aus der Altpapierverarbeitung sowie hausmüllähnliche Abfälle und Bauschutt abgelagert. Eine Basisabdichtung wurde nicht errichtet, die Oberfläche der Deponie wurde mit einer mineralischen Deckschicht abgedeckt. Seit 2019 wird diese Umweltgefährdung im Auftrag der Bundesaltlastensanierungsgesellschaft m.b.H. (BALSA) nunmehr mit großem Aufwand wieder beseitigt. Zuvor musste über 2 Jahre die dafür erforderliche Infrastruktur aufgebaut werden. Im Zuge der Räumung und Behandlung der in der Altlast lagernden Abfälle werden auch wertvolle Rohstoffe zurückgewonnen.

1 BESCHREIBUNG DER ALTLAST

Die Altlast N6 liegt außerhalb von geschlossenem Siedlungsgebiet der Stadt Wiener Neustadt (Österreich, Bundesland Niederösterreich). Nächstgelegene Wohnhäuser befinden sich in ca. 500 m Entfernung. Östlich der Altlast befinden sich Kiesabbauflächen sowie eine Fläche, die für Baurestmassenrecycling genutzt wird, ansonsten wird die Altlast von bewaldeten Grundstücken umgeben.
Die Altlast befindet sich innerhalb des wasserwirtschaftlich besonders sensiblen Gebietes der „Mitterndorfer Senke“, welches einen der größten geschlossenen Grundwasserkörper Mitteleuropas darstellt. Charakteristisch für die Geologie der Mitterndorfer Senke sind die aus mächtigen quartären Kies- und Sandablagerungen bestehenden Grundwasser führenden Schichten. Das Grundwasser der Mitterndorfer Senke wird intensiv zur Trinkwasserversorgung genutzt, die nächst gelegene Brunnenanlage zur Versorgung der Stadt Wiener Neustadt ist 2,5 km von der Altlast entfernt.

1.1 Ablagerungskörper

Die Ausdehnung der Deponie beträgt rund 44.000 m^2. Der Ablagerungskörper ist ca. 10 – 19 m mächtig und ragt rund 3 m über das bestehende Geländeniveau. Deponieeinrichtungen zum Schutz des Grundwassers sind nicht vorhanden. Die Ablagerungen erfolgten direkt auf dem gut durchlässigen Untergrund. Allfällige Deponiesickerwässer werden weder gesammelt noch geordnet abgeleitet. Die Oberfläche der Deponie wurde mit einer mineralischen Deckschicht (bindiges Material) abgedeckt. Die Altablagerung besteht aus folgenden Abfallhauptfraktionen:

Tab. 1: Abfallhauptfraktionen im Deponiekörper

	Volumen [m^3]	Masse [t]	Anteil [Vol.%]
Aluminiumkrätzestaub	377.000	679.000	64,7
Holzabfälle	60.000	48.000	10,3
Mineralische Abfälle	105.000	210.000	18,0
Sonstige Abfälle	41.000	50.000	7,0
Gesamt	583.000	987.000	100,0

Die Aluminiumkrätzestäube liegen über dem gesamten Bereich der Altlast in unterschiedlichen Schichtstärken (bis zu 15 m) vor. Meist sind diese Schichten durch andere Abfälle, wie Holzabfälle, Rejekt-Materialien und sonstige Abfälle unterlagert. In Teilbereichen wurden der Aluminiumkrätzestaub aber auch direkt auf dem anstehenden Boden abgelagert. Die tiefsten Bereiche der Altablagerung tauchen rund 4 m in den Aquifer ein.

1.2 Charakterisierung Aluminiumkrätzestaub

Der Hauptanteil der Ablagerung (65%) kann als abgereicherte Aluminiumkrätze bezeichnet werden, die bereits einmal mechanisch/physikalisch aufbereitet worden ist (Brechen, Mahlen, Sieben). Der Anteil an metallischem Aluminium wurde dabei großteils zurückgewonnen. Der Rückstand, welcher als „Aluminiumkrätzestaub“ bezeichnet wird, wurde zur Ablagerung gebracht.
In der Literatur wird Aluminiumkrätze oftmals auch als „Aluminiumschlacke“ bezeichnet, wodurch sich die Namensgebung „Aluminiumschlackendeponie“ erklärt.
Der Korndurchmesser des abgelagerten Aluminiumkrätzestaubes liegt durchwegs unter 3 mm. Der Gesamtaluminiumgehalt liegt bei ca. 30%, wobei der Gehalt an metallischem Aluminium etwas mehr als 10% beträgt. Die restlichen Aluminiumverbindungen setzen sich hauptsächlich aus Al_2O_3 sowie aus Anteilen von Al_4C_3, AlN und $AlCl_3$ zusammen. Typisch für den Aluminiumkrätzestaub ist der hohe Gehalt an löslichen Salzen, der im Mittel rund 7% beträgt. Weiters weist der Aluminiumkrätzestaub relevante Schwermetallgehalte auf (Cd, Cu, Pb, Sb, Zn).
Aufgrund seiner Inhaltsstoffe ist der abgelagerte Aluminiumkrätzestaub bei Kontakt mit Feuchtigkeit reaktiv, wobei die Reaktionsgase Wasserstoff, Methan und Ammoniak entstehen. Der abgelagerte Abfall erfüllt das Gefährlichkeitskriterium HP3 „entzündbar“.

2 PROJEKTENTWICKLUNG

In den Jahren 2007 bis 2010 wurden im Auftrag der BALSA detaillierte Untersuchungen durchgeführt, die als Planungsgrundlage für die Ausarbeitung möglicher Sanierungsvarianten dienten. An der Montanuniversität Leoben fanden dabei auch diverse Versuche im halbtechnischen Maßstab zur Untersuchung möglicher Verfahren für die Behandlung der Aluminiumkrätzestäube statt. Als Ergebnis einer umfangreichen Variantenstudie, in der auch Ökobilanzierungen und Risikobewertungen eingeflossen sind, wurde festgestellt, dass nur die Räumung – also der vollständige Rückbau der Deponie – als verhältnismäßige und nachhaltige Lösung in Frage kommt. Infolge der Untersuchungen an der Montanuniversität Leoben war davon auszugehen, dass zumindest Teilmengen der dabei anfallenden Aluminiumkrätzestäube – allenfalls nach einem entsprechenden Aufbereitungsschritt – einer stofflichen Verwertung zugeführt werden können. Unter dieser Prämisse wurde sodann das Sanierungsprojekt entwickelt und genehmigt.
Über ein aufwendig gestaltetes Vergabeverfahren sollte das bestmögliche Knowhow vom Markt abgerufen werden. Die Vergabe erfolgte nach dem „Bestbieterprinzip“, die angebotene Verwertungsquote wurde dabei hoch gewichtet. Der Auftrag wurde an ein Bieterkonsortium, bestehend aus drei Unternehmen, vergeben. Die Besonderheit dieses Angebotes ist trockenmechanische Aufbereitung der Aluminiumkrätzestäube samt Rückgewinnung der metallischen Aluminiumanteile im Feinkornbereich.

3 BESCHREIBUNG DES SANIERUNGSPROJEKTES

In einer zweijährigen Bauphase (2017-2018) wurde zunächst die für die Räumung erforderliche Infrastruktur errichtet. Wesentlicher Bestandteil ist die Behandlungsanlage für die Aufbereitung der Aluminiumkrätzestäube mit einer Jahresleistung von bis zu 150.000 t.

3.1 Räumung

Über den gesamten Räumbereich wurde eine semimobile Überdachung errichtet, um einen weitgehend witterungsgeschützten Abbau der stark staubenden Abfälle gewährleisten zu können. Die 7.200 m² große „Halle“ wird dem Räumfortschritt folgend alle 6-8 Wochen versetzt. Sämtliche Arbeitsgeräte sind mit einer Überdruckkabine und entsprechenden Feinstaub- und Ammoniakfiltern ausgestattet. Das gleiche Schutzniveau gilt natürlich auch für sämtliche im Räumbereich eingesetzten Arbeitskräfte.
Die unterhalb der Überdachung geräumten Aluminiumkrätzestäube werden über Förderbänder der Behandlungsanlage zugeführt, sämtliche anderen Abfälle und die Deponieabdeckschichten werden auf baustelleninterne Transportfahrzeuge verladen und bis zur Wiederverwendung bzw. Freigabe zum Abtransport zwischengelagert. Die Räumarbeiten werden ständig von der „chemischen Aufsicht“ überwacht. Ziel ist es, die unterschiedlichen Abfallarten bereits bei der Räumung zu trennen, um die nachfolgenden Entsorgungskosten möglichst zu minimieren („selektiver Aushub“). Die ordnungsgemäße Endbehandlung dieser Abfälle findet in externen Anlagen statt (Verbrennung, Deponierung, Bodenwäsche, Baurestmassenrecycling).

3.2 Behandlung Aluminiumkrätzestaub

Die geräumten Aluminiumkrätzestäube werden in einem mehrstufigen Prozess vor Ort aufbereitet. Dabei kommen trockenmechanische Verfahrensstufen, die neben diversen Siebungen auch eine Entmetallisierung beinhalten, und nachgeschaltene Verfahrensstufen auf chemisch-physikalischer Basis zum Einsatz. Ziel und Zweck der Behandlung ist es, durch einen Separationsprozess einerseits mineralische Fraktionen (Gesteinsanteile) und metallisches Aluminium aus dem Aluminiumkrätzestaub abzutrennen, um diese Materialien einer hochwertigen stofflichen Verwertung zuzuführen, und andererseits die Reaktivität der Aluminiumkrätzestäube zu reduzieren, sodass die – je nach Art und Weise der nachfolgenden Behandlung (Verwertung oder Deponierung) – erforderliche Abfallqualität erreicht werden kann.
Kern des Behandlungsverfahrens ist die Rückgewinnung des metallischen Aluminiums mittels Wirbelstromtechnik. Der Einsatz der zur Anwendung gelangten Abscheider (System Exner) ermöglicht die Abtrennung des sehr feinkörnigen metallischen Aluminiums aus den Aluminiumkrätzestäuben der Altlast N6. Zum Ablagerungszeitpunkt war eine derartige Technologie nicht verfügbar (damals konnte nur bis ca. 3 mm Korngröße abgeschieden werden). Mit der genannten Wirbelstromtechnik kann der noch vorhandene metallische Aluminiumanteil bis zu einer Korngröße von 0,5 mm rückgewonnen und durch Einsatz in der Aluminiumschmelze in den Stoffkreislauf zurückgeführt werden. Da vor allem der metallische Aluminiumanteil für die Reaktivität (Gasbildung) des gegenständlichen Abfalls verantwortlich ist, wird durch die Abtrennung gleichzeitig auch die Reaktivität des Abfalls deutlich abgesenkt, was sich positiv auf die nachfolgenden Behandlungsschritte auswirkt und die Möglichkeiten erhöht, auch den entmetallisierten, oxydischen Rückstand einer stofflichen Verwertung zuzuführen.
Die Verwertung der oxydischen Fraktion – in Frage kommen alle industriellen Prozesse, die Aluminiumoxydträger benötigen – stellt sich in der Praxis besonders herausfordernd dar. Insbesondere die im Abfall enthaltenen Salzanteile und Schwermetallverunreinigungen wirken sich negativ auf viele Produktionsverfahren aus. Des Weiteren wurde im Zuge der Projektdurchführung festgestellt, dass der abgelagerte Aluminiumkrätzestaub mit Spuren von Asbestfasern verunreinigt ist. Eine solche Verunreinigung war in sämtlichen Behördenakten nicht dokumentiert und aus den Informationen zur Entstehung und Herkunft der abgelagerten Abfälle auch nicht zu erwarten. Diese Tatsache stellt für diverse Anlagenbetreiber alleine schon durch das damit in Verbindung gebrachte Gesundheitsrisiko ein Ausschlusskriterium dar.
Durch Hinzunahme eines weiteren Behandlungsprozesses, einer Nassextraktion in einer Bodenwaschanlage, ist es gelungen, für den oxydischen Rückstand einen Verwertungsweg in die Zementindustrie zu finden. Durch die laufende Optimierung dieses Waschprozesses ist es nunmehr möglich, den überwiegenden Anteil der so behandelten Fraktionen für eine Verwertung in den Zementwerken aufzubereiten.

3.2.1 Vereinfachte Verfahrensbeschreibung der Behandlungsanlage N6

Materialaufgabe:
Die Aluminiumkrätzestäube werden an der Abbaufront über eine Aufgabeeinheit, in der auch ein Backenbrecher integriert ist, auf das Förderband aufgegeben und zur weiteren Behandlung in den Bereich Vorsiebung/Fraktionierung transportiert. Dabei wird mittels Sonde kontinuierlich der Feuchtegehalt bestimmt und der Anteil der feuchten, nicht feinsiebbaren Aluminiumkrätzestäube automatisch ausgeschleust. Weiters ist in der Förderbandstrecke ein Überbandmagnet zur Abtrennung eisenhaltiger Störstoffe verbaut.

Vorsiebung/Fraktionierung:
Über ein „Sicherheitssieb" erfolgt zunächst die Abtrennung der Fraktion 40-100 mm, welche mittels Backenbrecher auf <40 mm zerkleinert und wieder in den weiteren Behandlungsablauf eingeschleust wird (Kreislaufführung).
Der gesamte Abfall-Massestrom <40 mm wird in einem weiteren Behandlungsschritt in die Fraktionen 0-0,5 mm, 0,5-4 mm und 4-40 mm vorgesiebt, wobei der Feinanteil (<0,5 mm) den größten Anteil der Aluminiumkrätze ausmacht. Der Feinanteil (<0,5 mm) wird für die weitere Behandlung in Silos vorgehalten.
Zur Trennung der Inertfraktion (Kies) von der Aluminiumkrätze im Überkorn (Fraktion 4-40 mm) erfolgt eine schonende Zerkleinerung mit einem Prallbrecher („selektive Zerkleinerung") und anschließender nochmaliger Siebung. Der daraus gewonnene Anteil an Kies 4-40 mm wird ausgeschleust und direkt einer Verwertung zugeführt (Ersatzrohstoff für die Zementerzeugung). Die Feinfraktion <4 mm wird der Fraktion 0,5-4 mm aus der Vorabsiebung zugeschlagen.
Nach der Behandlung der zusammengeführten Fraktionen <4 mm in einer Misch- bzw. Reibetrommel (Abrieb von Feinteilen aus Agglomeraten) erfolgt die Fraktionierung in die Kornbänder 0,5-1 mm, 1-2 mm und 2-4 mm als Vorbereitung für die nachfolgende Entmetallisierung.
Im Kornbereich >4 mm ist kein metallisches Aluminium mehr im Abfall vorhanden, da der Abfall – wie erwähnt – bereits vor Ablagerung auf der Deponie N6 mechanisch/physikalisch aufbereitet wurde und dabei metallisches Aluminium über ca. 3 mm bereits abgetrennt worden ist.

Entmetallisierung:
Die Abtrennung von NE-Metallanteilen erfolgt getrennt für die Fraktionen 0,5-1 mm, 1-2 mm und 2-4 mm mit insgesamt 13 Wirbelstromabscheidern, die – als einziger Anlagenbereich – 24/7 in Betrieb sind. Nur durch die gewählte, auf die spezifischen Korngrößen ausgerichtete Verfahrenstechnik kann ein Großteil des in der Aluminiumkrätze vorhandenen Anteils an metallischem Aluminium rückgewonnen werden.
Nach der Abtrennung des NE-Metallanteils werden die so erhaltenen entmetallisierten Fraktionen 0,5-1 mm, 1-2 mm und 2-4 mm für die gemeinsame Lagerung in Silos zusammengeführt (0,5-4 mm) und für die weitere Behandlung vorgehalten. Der abgetrennte NE-Anteil wird ausgeschleust (ebenfalls 0,5-4 mm) und direkt einer Aluminiumschmelze zugeführt.

Chemisch-physikalische Behandlung:
Die Fraktionen <4 mm sowie feuchte, nicht fein siebbare Fraktionen 0-100 mm werden entsprechend ihrer chemischen Beschaffenheit weiteren Verfahrensschritten unterzogen. Dabei kommen verschiedene Bindemittel und Zusatzstoffe zum Einsatz. Primäres Ziel ist es, dass das Risiko des Ausgasens von Ammoniak sowie der Staubbildung deutlich reduziert wird. Bei einzelnen Chargen ist eine Stabilisierung (Verfahren gemäß Deponieverordnung, bei dem Schadstoffe dauerhaft in eine Matrix eingebunden werden) erforderlich, um den Annahmekriterien für eine obertägige Ablagerung zu entsprechen.
Die chemisch-physikalischen Behandlung erfolgt in einem Chargenmischer unter Zugabe von Wasser. Im Falle der Stabilisierung ist bei Bedarf auch ein zweistufiger Prozess umsetzbar. Das fertig hergestellte „Produkt" (rechtlich noch als Abfall zu bezeichnen) wird am Ende des Mischers abgeworfen und gelangt über ein Förderband zum überdachten Zwischenlager für die Abfallbeurteilung. Bei nachgewiesener Abfallqualität erfolgt die Verladung für den Abtransport.

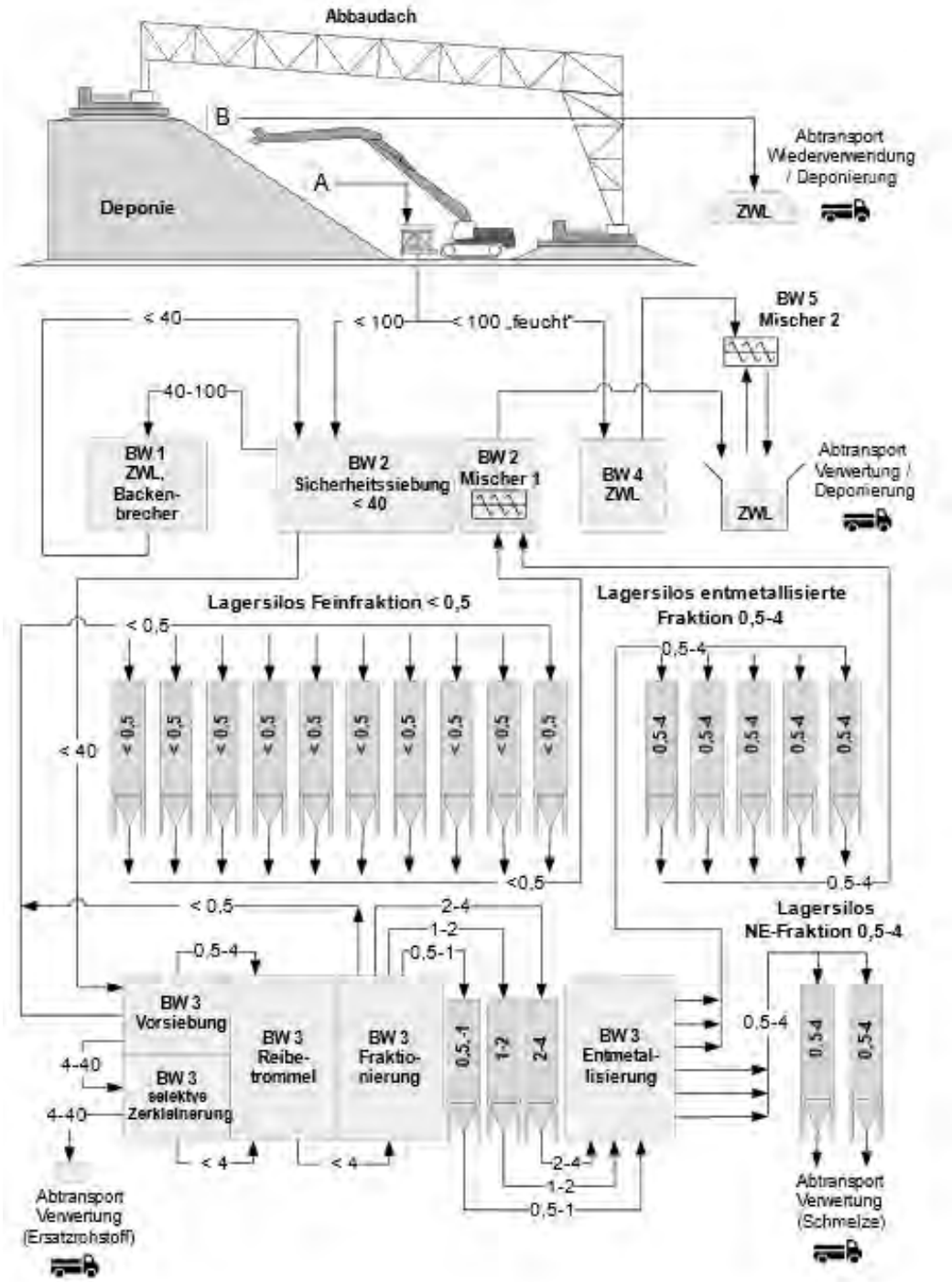


Abb. 1: Schematische Darstellung Räumung und Behandlung, Pfeil „A": Aluminiumkrätzestäube, Pfeil „B": sonstige Abfälle und Deponieabdeckschichten [Korngrößenangaben in mm]

4 SONSTIGE PROJEKTRELEVANTE ASPEKTE

4.1 Zeitlicher Ablauf

Nach ca. 10 Jahren Projektvorbereitungszeit haben im Jänner 2017 die Arbeiten zur Sanierung der Altlast N6 begonnen. Nach einer 2-jährigen Bauphase wurde Anfang 2019 die Behandlungsanlage in Betrieb genommen und die eigentlichen Sanierungsarbeiten konnten starten. In den ersten Betriebsjahren wurde die Anlage laufend optimiert und an unerwartete Materialeigenschaften (insbesondere Asbest) angepasst, seither befindet sie sich im Regelbetrieb. Aus heutiger Sicht wird die Räumung und Behandlung der Aluminiumkrätzestäube im Jahr 2027 abgeschlossen sein.
Für die Behandlung des kontaminierten Untergrundes, die Reprofilierung des Geländes und den Rückbau sämtlicher Anlagen ist ein Zeitraum von rund 1,5 Jahren veranschlagt, sodass die Sanierung voraussichtlich deutlich vor der behördlichen Fertigstellungsfrist (31.12.2030) abgeschlossen werden kann.

4.2 Projektkosten

Für das gesamte Sanierungsprojekt, also inkl. Nebenkosten und Projektvorlaufkosten, wurde zum Zeitpunkt der Zustimmung zum Projektvorschlag (2010) ein Budgetrahmen von EUR 210 Mio. festgelegt. Unter Berücksichtigung der bereits eingetretenen und abgeschätzten zukünftigen Preissteigerung sowie der aus der Asbestthematik resultierenden Mehrkosten rechnet die BALSA aktuell mit rund EUR 280 - 290 Mio.

4.3 CO_2- und Energiebilanz

Die bei der Räumung der Altlast N6 angewandte Technologie im Bereich der Elektrosortierung (Wirbelstromscheider) ermöglicht eine Abtrennung von metallischen Aluminiumteilen im unteren Korngrößenbereich. Dadurch kann der im Aluminiumkrätzestaub noch enthaltene Metallanteil rückgewonnen und zu hochwertigem Recyclingaluminium verwertet werden, wodurch es im Vergleich zur Primärgewinnung aus Bauxit zu hohen Energieeinsparungen sowie einer starken Reduktion von Treibhausgasemissionen kommt, konkret rund 100 GJ sowie rund 11 $t_{CO2Äqu}$ pro Tonne rückgewonnenes Aluminiumgranulat (Antrekowitsch & Raupenstrauch 2020).
Mit Stand Juni 2024 konnten bereits rund 9.000 t aus der Altlast N6 gewonnenes Aluminiumgranulat einem Recycling zugeführt und damit 95.000 $t_{CO2Äqu}$ eingespart werden.
Diese Werte verdeutlichen einen wesentlichen Beitrag des Projektes N6 zum Klimaschutz. Durch die zum Zeitpunkt der Vergabe neuartige Technologie entsteht aus einem klassischen Sanierungsprojekt zur Beseitigung der Umweltauswirkungen ein Vorzeigebeispiel eines „Landfill Mining“.

LITERATURVERZEICHNIS

Antrekowitsch, H., & Raupenstrauch, H. (2020) Abschätzung der Energie- und CO2-Einsparung bei Verwertung der Metallfraktion in den Krätzerückständen der Altlast N6.

KONTAKT

Ing. Johannes Czeczil
BALSA Bundesaltlastensanierungsgesellschaft m.b.H.
01/90313-0
office@balsa-gmbh.at

Altlast N94 „Hirschwanger Accumulatorenfabrik“

Heimo Zimmermann[1]
[1)] UVP Environmental Management and Engineering GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die von 1898 bis 1924 in Hirschwang an der Rax in Betrieb befindliche AFA – Akkumulatoren Aktiengesellschaft produzierte Akkus für Züge, Busse und U-Boote der k.& k.-Armee. Im Zuge von Untersuchungen in den Jahren 2020 und 2021 wurden auf dem Gelände hohe Gehalte an Blei und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe sowie untergeordnet Antimon und Cadmium festgestellt. Hohe Bleigehalte konnten auch in Gemüseproben nachgewiesen werden, die aus belasteten Gärten stammen. Eine Expositionsabschätzung und Risikoanalyse ergab die Möglichkeit einer erhöhten Schadstoffaufnahme durch spielende Kleinkinder auf belasteten Flächen sowie durch den Verzehr von Gemüse aus bleibelasteten Beeten. Entsprechend den Kriterien für die Prioritätenklassifizierung ergab sich die Ausweisung als Altlast mit der Prioritätenklasse 1. Um eine nachhaltige Sanierung bzw. eine Streichung aus dem Altlastenkataster zu gewährleisten, erfolgt im Jahr 2024/25 eine vollflächige Sanierung des Standorts bis zur Qualität Baurestmasse.

1 SANIERUNG ALTLAST N94

1.1 Historische Nutzung des Standorts

Der Standort wurde seit dem Jahr 1877 gewerblich unterschiedlich genutzt. 1898 erfolgte der Verkauf an die „AFA – Akkumulatoren Aktiengesellschaft“. Die Akkufabrik besaß eine Gießerei mit Einrichtungen für die Verarbeitung von 10.000 kg Blei pro Tag. Im Betriebsjahr konnten ca. 180 Waggons mit einer Kapazität von je 10 t Bleiguss hergestellt werden (1.800 t Bleiguss/Jahr). Bleiblech wurde in einem eigenen Bleiwalzwerk erzeugt. Im Schmierraum erfolgte die Füllung mit Bleioxiden, die positiven Elektroden wurden durch Formierung erzeugt. Der Strom wurde aus 2 Francisturbinen und 8 Dynamomaschinen erzeugt. Akkus wurden für Züge, Busse und U-Boote der k.& k.-Armee errichtet. Aufgrund der gehobenen Anforderungen und der ungünstigen Transportverhältnisse musste die AFA nach Wien Liesing übersiedeln. Die Fabrik wurde an die Neusiedler Aktiengesellschaft für Papierfabrikationen (NAG) verkauft. Bei der endgültigen Übernahme 1920 wurden etliche Schäden festgestellt. Die Produktion wurde vermutlich in den 1920er Jahren eingestellt. Die meisten Gebäude der Akkumulatoren Fabrik (sichtbar in Abb. 1) wurden abgerissen, einzelne Gebäude bestehen jedoch heute noch. Mit der Übernahme 1974 der Kartonage-Fabrik, ging auch der ehemalige Fabrikstandort in Besitz der Firma Mayr-Melnhof über.



Abb. 1: Postkarte Hirschwang 1921 (Österreichische Nationalbibliothek)

1.2 Durchgeführte Erkundungsmaßnahmen

Nachdem dem Eigentümer im Jahr 2020 ein Informationsschreiben betreffend der Verdachtsfläche “HIRSCHWANGER ACCUMULATORENFABRIK” übermittelt wurde, erfolgten in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt im Zeitraum von Dezember 2020 bis April 2021 folgende Untersuchungen:

- 15 + 7 Rammkernsondierungen - Untersuchung von Feststoff- und Bodenluftproben
- Entnahme und Analyse von Oberbodenproben an 17 Teilflächen
- Entnahme und Analyse von 8 Bachsedimentproben
- Entnahme und Analyse von Pflanzenproben an 6 Teilflächen
- Entnahme und Analyse von Grundwasserproben an zwei Terminen

1.2.1 Feststoffuntersuchungen

Aus den Rammkernsondierungen wurden Feststoffproben entnommen und die Gesamtgehalte der Parameter Metalle (Antimon, Arsen, Cadmium, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Blei, Zink), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, TOC, Kohlenwasserstoffindex und die Eluat-Gehalte der Parameter elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Kalium, Nitrat, Nitrit, Ammonium, Chlorid, Sulfat, DOC, Bor, Metalle (Arsen, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Blei, Zink) sowie Cyanide gesamt untersucht. Ausgewählte Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen werden in nachfolgender Abbildung (Abb. 2) in Gegenüberstellung mit den Richtwerten der ÖNORM S 2088-1 (Österreichisches Normungsinstitut 2018) zusammengefasst.

Gesamtgehalt												
Parameter	Einheit	Messwerte x			Probenanzahl n in Messwertbereichen							ÖNORM S 2088-1
		min	max	Median	n_{GES}	Bereich	n	Bereich	n	Bereich	n	PW a
Pb	mg/kg	<5	**13 000**	73,5	28	<5	1	5<x≤100	14	>100	13	**100**
Cu	mg/kg	7,1	**161**	15,5	28	<10	7	10<x≤100	19	>100	2	**100**
KW-I	mg/kg	<10	**3 130**	31,5	28	<10	6	10<x≤100	15	>100	7	**100**
PAK 15	mg/kg	<0,02	**1 470**	2,9	28	<0,02	10	0,02<x≤4	6	>4	12	**4**
Naphthalin	mg/kg	<0,02	**52**	<0,02	28	<0,02	16	0,02<x≤1	7	>1	5	**1**
Eluat												
Parameter	Einheit	Messwerte x			Probenanzahl n in Messwertbereichen							ÖNORM S 2088-1
		min	max	Median	n_{GES}	Bereich	n	Bereich	n	Bereich	n	PW
pH	-	8,1	**10,6**	9,0	17	≤9,5	13	>9,5	4	-		**<6,5;>9,5**
el.L.	mS/m	5,8	70,6	11,5	17	≤70	16	>70	1	-		**250**
Pb	mg/l	<0,01	**2,04**	0,05	17	<0,01	3	0,01<x≤0,1	9	> 0,1	5	**0,1**

n_{GES}…Gesamtanzahl der Proben; n…Anzahl der Proben; KW-I…Kohlenwasserstoffindex; PW…Prüfwert;

Abb. 2: Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen (Umweltbundesamt 2021)

1.2.2 Bodenluftuntersuchungen

Es wurden aus den Rammkernsondierungen Bodenluftproben entnommen und auf die Parameter LHKW, BTEX und KW (Summe C5-C10) untersucht sowie Messungen der Parameter Methan, Kohlendioxid und Sauerstoff durchgeführt. Die Bodenluftgehalte an Methan und Kohlenstoffdioxid zeigten keine Auffälligkeiten. Es wurden keine Prüfwertüberschreitungen gemäß den Normen ÖNORM S 2088-1 (Österreichisches Normungsinstitut 2018) und ÖNORM S 2088-3 (Österreichisches Normungsinstitut 2003) festgestellt.

1.2.3 Grundwasseruntersuchungen

Im Grundwasser konnte bei den quartalsmäßigen Messungen der Jahre 2021 und 2022 in den Grundwassermessstellen (Abb. 3) GW-Nord, GW-Ost, GW-Süd und GW-West nur in geringen Maßen Überschreitungen der Prüfwerte der ÖNORM S 2088-1 (Österreichisches Normungsinstitut 2018) für die Parameter KW-Index und ∑PAK EPA 15 festgestellt werden.

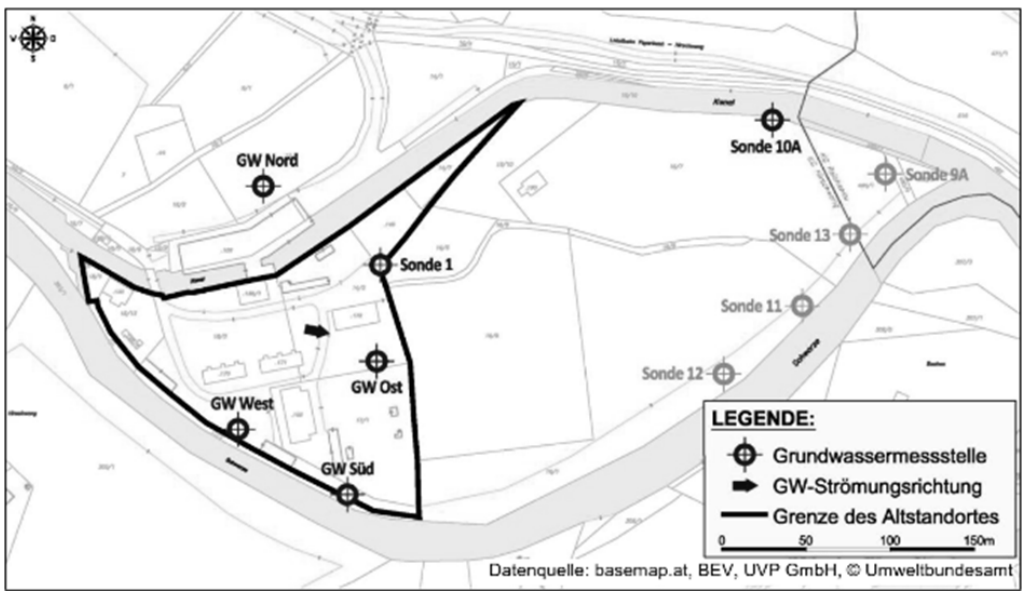


Abb. 3: Lage der Grundwassermessstellen (Umweltbundesamt 2021)

1.2.4 Oberbodenuntersuchungen

Im Bereich des Altstandortes und an 2 Referenzflächen außerhalb des Altstandortes wurden am 22.02.2021 Proben des Oberbodens entnommen. Dazu wurde auf Basis der aktuellen Nutzung der zu beprobende Bereich in 17 Flächen unterteilt. Auf jeder Fläche wurden die Tiefenstufen 0-0,1 m und 0,1-0,2 m beprobt. Dazu wurden je Tiefenstufe rund 20 Stichproben entnommen und zu zwei Mischproben je Fläche vereinigt.

Gesamtgehalte Ergebnisse
Die Oberbodenproben zeigen in den Gesamtgehalten teilweise deutlich erhöhte Werte (Abb. 4)

- Die Konzentration von PAK15 (bzw. PAK16) liegt bei annähernd allen Proben über dem Prüfwert von 10 mg/kg und erreicht Werte von über 100 mg/kg.
- Die Schwermetallkonzentrationen von Arsen, Quecksilber und Zink sind vereinzelt moderat erhöht. Bei fast allen Proben ist Antimon erhöht (G1, 0-0,1m, max. 265 mg/kg). Die Cadmiumkonzentration liegt bei einigen Proben ebenfalls über dem Prüfwert. Die Bleikonzentration ist bei allen Proben innerhalb der Verdachtsfläche überschritten. Die meisten Proben weisen Konzentrationen über 1.000 mg/kg mit einem Maximum von 35.000 mg/kg (G8, 0-0,1m) auf.

Eluat-Gehalte und Ammoniumnitratextrakt-Eluat Ergebnisse
Die Eluat-Gehalte weisen in den Oberbodenproben erhöhte Werte von Antimon und Blei (bis zu 10,0 mg/kg) auf. Bei den Gehalten im Ammoniumnitratextrakt zeigen sich erhöhte Bleikonzentrationen (bis zu 2,3 mg/kg).

Gesamtgehalte ehemalige Akkumulatorenfabrik												
Parameter	Einheit	Messwerte x			Probenanzahl n in Messwertbereichen							ÖNORM S 2088-2
		min	max	Median	n_{GES}	Bereich	n	Bereich	n	Bereich	n	RW
Blei	mg/kg	220	**35 000**	**2550**	30	<500	3	500<x≤1000	4	>1000	23	**500**
Cadmium	mg/kg	<0,5	1,1	0,6	30	<0,5	12	>0,5	18	-	-	**2**
Antimon	mg/kg	<5	**325**	37	30	<5	2	5<x≤60	19	>60	9	**60**
PAK 16	mg/kg	3,6	**105,1**	**21,5**	30	<2	0	2<x≤10	4	>10	26	**10**
Benzo(a)pyren	mg/kg	0,24	**6,72**	**1,36**	30	<0,5	3	0,5<x≤1	5	>1	22	**0,5**

n_{GES}…Gesamtanzahl der Proben; n…Anzahl der Proben; PW…Prüfwert;

Abb. 4: Ergebnisse Gesamtgehaltbestimmungen von Schwermetallen und PAK im Oberboden gem. ÖNORM S 2088-1, Tabelle 2 (Umweltbundesamt 2021)

Die Ergebnisse der Eluatuntersuchungen und die Untersuchungen der Pflanzenverfügbarkeit zeigen erhöhte Löslichkeiten, vor allem von Blei. Eine Gegenüberstellung der Bleigehalte im Oberboden und den pflanzenverfügbaren Anteilen ist nachstehender Abbildung (Abb. 5) dargestellt.

Richtwert ÖNORM S 2088-2	500 mg/kg	0,3 mg/kg
Beprobungsfläche und Tiefenstufe	Blei im Gesamtgehalt mg/kg	Blei im Ammoniumnitratextrakt mg/kg
F2 0,1 - 0,2	770	0,19
F3 0,1 - 0,2	2 300	0,44
F5 0,0 - 0,1	7 600	2,28
G1 0,0 - 0,1	8 300	0,91
G2 0,1 - 0,2	8 300	1,46
G4 0,1 - 0,2	4 500	0,32
G5 0,0 - 0,1	1 600	0,22
G8 0,0 - 0,1	35 000	2,17

Abb. 5: Ergebnisse Gesamtgehaltsbestimmungen von Blei und der Bleigehalte in Ammoniumextrakt (Umweltbundesamt 2021)

1.2.5 Pflanzenuntersuchungen

Die Entnahme von Pflanzenproben erfolgte am 15. Februar 2021. Im Rahmen der Bodenprobung wurden aus Gärten und Grünflächen 2 Gemüseproben (Kohlgemüse) und 4 Pflanzenproben (Gräser, Sträucher, Bodendecker) entnommen (Abb. 6). Aufgrund der Jahreszeit war eine Beprobung von Fruchtgemüse, Obst, etc. nicht möglich.

Probe		Chrom	Nickel	Kupfer	Zink	Arsen	Cadmium	Antimon	Quecksilber	Blei	TS
		mg/kg									Masse-%
Kohlgemüse	P1	0,05	0,0628	0,19	7,36	0,0263	0,0198	0,306	<BG	2,75	24,5
Kohlgemüse	P2	0,0747	0,0572	0,313	4,38	0,0213	0,0154	0,0593	<BG	3,11	20,5
Gräser, Haselnuss, Bäume (Buche)	P3	0,564	0,324	1,34	19,9	0,0295	0,049	0,0352	0,0118	2,46	27
Gräser, Sträucher	P4	0,141	0,114	1,07	17,2	0,0289	0,0629	0,0224	0,0108	1,93	27,8
Gräser	P5	0,237	0,221	3,4	31,2	0,0435	0,0842	0,0719	0,0115	7,62	47,2
Bäume, Sträucher, Efeu, Haselnuss	P6	0,168	0,134	1,23	32,7	0,0383	0,137	0,0549	0,0134	2,74	37,8

Abb. 6: Ergebnis der Pflanzenuntersuchungen

1.3 Schadensbild - räumliche Abgrenzung

Aufgrund der umfangreichen Untersuchungen lässt sich folgendes Schadensbild feststellen:

- Die Hauptkontaminanten (Blei, PAK, Antimon) befinden sich zu einem überwiegenden Teil in der durch den Abriss der ehemaligen Akkumulatorenfabrik resultierenden Ablagerung auf den als Altlast ausgewiesenen Grundstücken.
- Die Ergebnisse der Beprobung des gewachsenen Untergrundes zeigen überwiegend eine maximale Qualität der Deponieklasse Baurestmassen.
- Im Grundwasser konnte bei den quartalsmäßigen Messungen der Jahre 2021 und 2022 nur in geringen Maßen Überschreitungen der Prüfwerte der ÖNORM S 2088-1 (Österreichisches Normungsinstitut 2018) für die Parameter KW-Index und ∑PAK EPA 15 festgestellt werden.
- Eine Verlagerung des Schadstoffs Blei durch Aufnahme, der auf dem Standort seit vielen Jahrzehnten aufgekommenen Vegetation und eine Deposition dieses Schadstoffs in die oberste Bodenschicht konnte flächendeckend nachgewiesen werden.
- Durch die Schadstoffe in der Ablagerung, insbesondere durch die hohen Konzentrationen im Oberboden, gelangen die Schadstoffe entweder durch orale Aufnahme oder durch Verzehr von auf der Fläche gezogenen Lebensmittel in den Nahrungskreislauf von Menschen und Tieren.

Oben beschriebenes Schadensbild ist nachstehend graphisch dargestellt (Abb. 7).

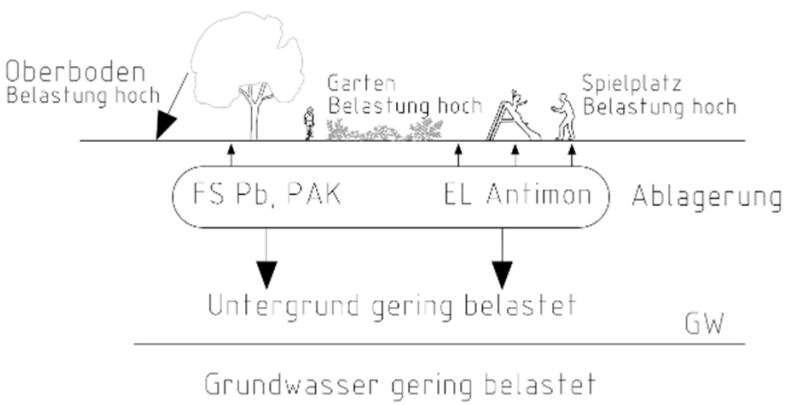


Abb. 7: Schadensbild (Darstellung UVP GmbH)

1.4 Altlastenausweisung – Prioritätenklassifizierung

Auf Basis der durchgeführten Untersuchungen wurde vom Umweltbundesamt im Mai 2021 eine Gefährdungsabschätzung durchgeführt und kommt zu folgendem Ergebnis.

In Anbetracht der konkreten Nutzungen und der relevanten Schadstoffe im Untersuchungsgebiet sind für eine potentielle Schadstoffaufnahme folgende Expositionspfade maßgeblich:

1 Orale Schadstoffaufnahme durch in Gärten spielende Kleinkinder durch Verschlucken von Bodenpartikeln
2 Inhalative Schadstoffaufnahme von Bodenstaub bei der Gartenarbeit
3 Orale Schadstoffaufnahme durch Verzehr von in Gärten angebautem Gemüse

Entsprechend der Bewertung der vorhandenen Untersuchungsergebnisse, der Gefährdungsabschätzung und den in § 14 Altlastensanierungsgesetz festgelegten Kriterien ergibt sich für den Altstandort „Hirschwanger Accumulatorenfabrik“ die Prioritätenklasse 1.

1.5 Variantenstudie

Entsprechend dem Schadensbild, den relevanten Expositionspfaden und dem vorrangigen Ziel der Sanierung kam als Sanierungsverfahren der betroffenen Flächen nur eine Form der Räumung, die stoffspezifische Verwertung bzw. Entsorgung und der Austausch kontaminierter Materialfraktionen durch unbelastetes Material in Frage.
Nur durch dieses Verfahren können die Expositionspfade soweit reduziert werden, dass die gegenständliche bzw. zukünftige Nutzung der Liegenschaften ohne gesundheitliches Risiko für Menschen, insbesondere die mögliche zukünftige Schadstoffaufnahme von spielenden Kindern sowie durch den Verzehr von Gemüse, gewährleistet werden kann.

In der Variantenstudie wurden demnach 4 Varianten definiert:

- Variante 1: Räumung mit selektivem Aushub > BRM-Qualität
- Variante 2: Teilräumung Gärten und ehemalige Produktionsstätte
- Variante 3: Räumung von 5.000m2 Gärten
- Variante 4: Gesamtflächige Sanierung Gärten und Oberbodenaustausch von 0,5 m

Aufgrund der durchgeführten modifizierten Kostenwirksamkeitsanalyse wurde die Variante 1 „Räumung mit selektivem Aushub > BRM-Qualität“ mit dem besten Verhältnis aus Wirksamkeit und Kosten und in ökologisch-wirtschaftlicher Hinsicht als Bestvariante ermittelt.

2 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Eine Anfang des 20-ten Jahrhunderts in Hirschwang an der Rax befindliche ACCUMULATOREN-FABRIK, die Akkus für Züge, Busse und U-Boote der k.& k.-Armee produzierte, wurde im Jahr 1924 geschlossen und nach Liesing verlegt.
Im Laufe der folgenden Jahrzehnte wurden Teile der Gebäude, insbesondere die Produktionsanlagen, abgerissen und flächenhaft auf dem Gelände verteilt. Die daraus resultierenden Kontaminationen sind auf der gesamten ausgewiesenen Altlastenfläche gleichmäßig verteilt. Im Zuge der Untersuchungen wurde festgestellt, dass die oberen Horizonte, insbesondere in der Grasnarbe, die höchsten Konzentrationen an Blei aufweisen. Dies ist mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die Jahrzehnte lange Aufnahme durch die am Standort befindliche Vegetation verursacht. Daraus resultiert für den Altstandort eine Ausweisung als Altlast mit der Priorität 1.
Um eine nachhaltige Sanierung bzw. eine Streichung aus dem Altlastenkataster zu gewährleisten, kam auf Grund des Schadensbilds nur eine vollflächige Sanierung des Standorts bis zur Qualität Baurestmasse in Frage.
Bei der modifizierten Kostenwirksamkeitsanalyse wurde demnach auch die Variante „vollflächige Räumung mit selektivem Aushub > BRM-Qualität“ mit dem besten Verhältnis aus Wirksamkeit und Kosten und in ökologisch-wirtschaftlicher Hinsicht als Bestvariante ermittelt.

LITERATURVERZEICHNIS

Österreichische Nationalbibliothek. (kein Datum). *AKON Ansichtskarten Online*. Von https://akon.onb.ac.at/ abgerufen

Österreichisches Normungsinstitut. (01.01.2003). ÖNORM S 2088-3 Altlasten - Teil 3: Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Luft. Wien: Österreichisches Normungsinstitut.

Österreichisches Normungsinstitut. (01.05.2018). ÖNORM S 2088-1 Kontaminierte Standorte - Teil 1: Standortbezogene Beurteilung von Verunreinigungen des Grundwassers bei Altstandoirten und Altablagerungen. Wien: Österreichisches Normungsinstitut.

Umweltbundesamt. (2021). *Altstandort "Hirschwanger Accumulatorenfabrik" Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung*. Wien: Umweltbundesamt.

Stand der Technik der Abfallablagerung auf Deponien in Deutschland und deren Beitrag zum Klimaschutz zur Vorbereitung der Arbeiten für ein BVT-Merkblatt Deponien

Marco Ritzkowski[1], Bastian Beythien[1], Kai-Uwe Heyer[2] & Philipp Benkus[2]
[1)] HiiCCE Hamburg Institute for Innovation, Climate Protection and Circular Economy GmbH, Hamburg, Deutschland
[2)] IFAS Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft, Prof. R. Stegmann und Partner, Hamburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Der Stand der Technik im Bereich der Deponien soll künftig über ein BVT-Merkblatt geregelt werden. So sollen Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit dem Deponiebetrieb wie zum Beispiel die Freisetzung von klimarelevanten Methanemissionen minimiert werden. Vor diesem Hintergrund verfolgt das Umweltbundesamt mit dem ReFoPlan-Vorhaben das Ziel, den Stand der Technik der Abfallablagerung auf Deponien systematisch zu erfassen und zu dokumentieren, um so die Erarbeitung eines BVT-Merkblatts Deponien vorzubereiten. Hierbei werden technische und organisatorische Maßnahmen zur Verminderung oder Verhinderung von Emissionen beschrieben und praxisgerechte Faktoren für die Berechnung des Gasbildungspotenzials von Deponien ermittelt. Die Vorbereitung des BVT-Merkblatts erfordert ferner die Bereitstellung umfangreicher Daten, so dass eine Bestandsaufnahme der Deponien in Deutschland eine der wesentlichen Aufgaben des Forschungsprojekts ist.

1 VORBEREITUNG EINES BVT-MERKBLATTS DEPONIEN

Die Weiterentwicklung der europäischen Anforderungen für Deponien stellt einen wichtigen Beitrag zum Umweltschutz sowie zur Einhaltung der europäischen Minderungsziele für Treibhausgasemissionen dar. Vor diesem Hintergrund soll der Stand der Technik im Bereich der Deponien künftig über ein BVT-Merkblatt europaweit geregelt werden. Ziel ist es, die Umweltaus-wirkungen im Zusammenhang mit dem Deponiebetrieb wie zum Beispiel die Freisetzung von klimarelevanten Methanemissionen zu minimieren.

Das Umweltbundesamt Deutschland verfolgt mit dem hier vorgestellten ReFoPlan-Vorhaben das Ziel, den Stand der Technik der Abfallablagerung auf Deponien systematisch zu erfassen und zu dokumentieren, um damit die Erarbeitung des BVT-Merkblatts zu unterstützen. Dabei werden technische und organisatorische Maßnahmen zur Verminderung oder Verhinderung von Emissionen beschrieben und praxisgerechte Faktoren für die Berechnung des Gasbildungspotenzials von Deponien ermittelt. Darüber hinaus ist auch eine Bestandsaufnahme der Deponien in Deutschland Teil des Vorhabens.

Die Projektgemeinschaft IFAS – Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft, Prof. R. Stegmann und Partner, Hamburg, und HiiCCE, Hamburg Institute for Innovation, Climate Protection and Circular Economy GmbH, Hamburg, wurde mit der Ausführung des ReFoPlan-Vorhabens beauftragt.

2 ARBEITSPROGRAMM ZUM REFOPLAN-VORHABEN BVT-MERKBLATT DEPONIEN

2.1 Einrichtung eines Fachbeirats

Zu Beginn des ReFoPlan-Vorhabens wurde 2023 ein Fachbeirat eingerichtet. Der Fachbeirat unterstützt das Umweltbundesamt bei der Steuerung und Kontrolle der Arbeiten der beauftragten Projektgemeinschaft IFAS und HiiCCE. Er besteht aus 11 fachlich versierten Mitgliedern aus

Umweltministerien der Länder, Landesumweltämtern, Verbänden wie InwesD, VKU und DWA, der Wissenschaft sowie Deponieplanern. Sie können perspektivisch auch für eine zukünftige nationale Expertengruppe im Rahmen des BVT-Prozesses vorgesehen werden.

2.2 Bestandsaufnahme zu Deponien in Deutschland

Im Rahmen einer Ist-Analyse wurden Angaben zu den in Betrieb befindlichen und stillgelegten Deponien – differenziert nach Deponieklassen – aufbereitet. Hierfür wurden sowohl öffentlich zugängliche Quellen und Angaben als auch Daten verwendet, die über die Länder auf Anfrage der LAGA zur Verfügung gestellt wurden. Ein vorläufiges Ergebnis der Bestandsaufnahme ist in der Abbildung1 zusammengefasst. Auf der Karte lassen sich deutsche Deponiestandorte differenziert nach der Deponieklasse, dem Betriebsstatus (Ablagerungsphase oder Stilllegungsphase) sowie z.T. auch Deponien in der Nachsorgephase identifizieren.

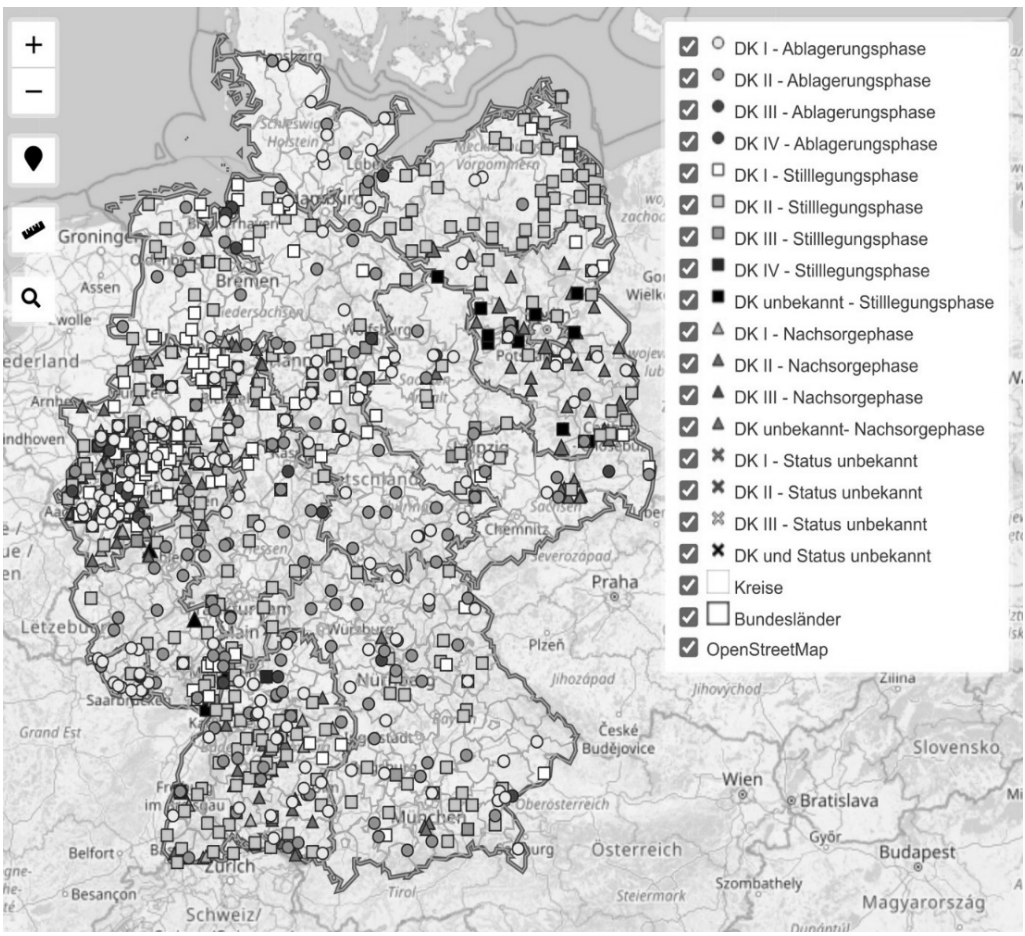


Abb. 1: Deponiestandorte in Deutschland differenziert nach Deponieklasse und Betriebsstatus

Aus den erfassten Daten lassen sich darüber hinaus auch Angaben zum gegenwärtigen Stand der Deponiegasbehandlung und -verwertung ableiten (Tabelle 1). Es zeigt sich, dass 15 Jahre nach dem Ende der Ablagerung organikreicher Abfälle noch immer ein großer Anteil des erfassten Deponiegases über Blockheizkraftwerke (BHKW) verwertet wird, gleichzeitig aber auch der Anteil der eingesetzten technischen Einrichtungen zur Schwachgasbehandlung ansteigt. Zum Einsatz kommen dafür spezielle Schwachgasfackeln, Anlagen zur regenerativen thermischen Oxidation (RTO) oder auch Flox-Verfahren. Bei sehr geringer Restgasbildung können dann auch passive Behandlungsverfahren wir Biofilter oder Methanoxidationsfenster (integriert in die Oberflächenabdichtung) zum Einsatz kommen.

Tab. 1: Erfassung und Behandlung des Deponiegases in der Ablagerungs-, Stilllegungs- und Nachsorgephase 2020 (DESTATIS, 2023)

Art der Anlage	Anzahl	erfasstes Deponiegas					Methan-gehalt
			davon:				
				Gasabgabe an:			
		insgesamt	eigener Verbrauch	Energie-versorger	Unternehmen, Haushalte, usw.	Fackelverluste	
		Mill. m³/a					Vol.-%
Dep. in der Ablagerung & Stilllegung	299	284,8	165,6	54,9	5,7	58,6	41
DK II	234	212,2	122,3	42,2	3,0	44,8	41
Dep. in der Stilllegung	168	162,1	82,7	35,7	4,0	39,8	40
Dep. in der Nachsorge	163	49,5	12,4	6,8	0,9	29,5	32

2.3 Ermittlung des Stands der Technik für Deponien

Der Stand der Technik für Deponien wird im Hinblick auf die Aspekte Grundwasserschutz, Klimaschutz sowie Überwachung und Kontrollen aufbereitet. Diese Aspekte werden im Multibarrierenkonzept aufgegriffen, ergänzt durch die Abfallvorbehandlung zur nachhaltigen Reduzierung des Emissionspotenzials der Deponien. Die nach deutschem Deponierecht (Deponieverordnung, DepV, 2009) festgelegten Anforderungen an den Standort, die geologische Barriere, die Abdichtungskomponenten und -system sowie die Betriebsweise gehen teilweise über die Anforderungen auf EU-Ebene (EU-Deponierichtlinie) hinaus, so dass deren genaue Beschreibung als Grundlage für den kommenden BVT-Prozess dienen soll.

2.3.1 Geologische Barriere, Basisabdichtung, Oberflächenabdichtung

Die Kombination aus geologischer Barriere und einem Basisabdichtungssystem dient dem dauerhaften Schutz des Bodens und des Grundwassers gegenüber dem Sickerwasser aus dem Deponiekörper im Ablagerungsbereich einer Deponie. Für Deponien der Klassen DK II und DK III sind nach DepV Anhang 1, Nr. 2.2 zwei Dichtungskomponenten erforderlich (Kombinationsdichtung aus einer Konvektionssperre (Kunststoffdichtungsbahn oder Asphaltdichtung) über einer mineralischen Komponente), während Deponien der Klasse DK I nur eine Dichtungskomponente benötigen. Mineralische Abdichtungsschichten und Konvektionssperren unterscheiden sich in ihrer Wirksamkeit. Eine Kombinationsdichtung bildet ein redundantes System, indem sich die Vorteile der Materialien ergänzen und die Nachteile kompensieren. Bei Schädigung oder nachlassender Wirkung der Konvektionssperre erhält die zweite Komponente (meist mineralisch) die Dichtwirkung des Systems langfristig aufrecht. Nach dem in der DepV definierten Stand der Technik müssen die Materialien, die Herstellung der Systemkomponenten und deren Einbau sowie

die Eigenschaften dieser Komponenten im Einbauzustand so gewählt werden, dass die Funktionserfüllung der Abdichtungskomponente und des Gesamtsystems unter allen äußeren und gegenseitigen Einwirkungen über einen Zeitraum von mindestens 100 Jahren nachgewiesen ist.

Das Oberflächenabdichtungssystem minimiert im Rahmen des Multibarrierenkonzepts die Infiltration von Niederschlagswasser und somit die Neubildung von Sickerwasser. Gleichzeitig leistet sie einen wesentlichen Beitrag zur weitreichenden Erfassung des Deponiegases und damit zum Klimaschutz. Allgemeine Anforderungen an die Oberflächenabdichtungen werden analog zu den Basisabdichtungen für die Deponieklassen DK I bis DK III im Anhang 1, Nr. 2.3 der DepV festgelegt.

2.3.2 Sickerwasserfassung und -ableitung sowie Reinigungsverfahren

Das Entwässerungssystem ist Bestandteil des Basisabdichtungssystems. Um die Permeation von Sickerwasser durch die Dichtungselemente zu verhindern bzw. einen Sickerwasseraufstau in den Abfallkörper zu vermeiden, ist es oberhalb der Dichtungselemente gezielt zu erfassen und abzuleiten. Anforderungen an die nach DepV geforderten mineralischen Entwässerungsschichten in der Basisabdichtung richten sich nach den Vorgaben der BQS 3-1 und 3-2. Für Rohre, Schächte und weitere Bauteile in Basis- und Oberflächenabdichtungssystemen sind die Vorgaben des BQS 8-1 zu berücksichtigen.

Anforderungen und einzuhaltende Grenzwerte bei der Sickerwasserreinigung richten sich nach der Möglichkeit zur indirekten Einleitung in das kommunale Abwassersystem oder direkten Einleitung in Gewässer. Aufgrund der komplexen Schadstoffkomponenten im Sickerwasser kommen insbesondere bei der Deponieklasse II zumeist kombiniert Verfahren zum Einsatz, um die Grenzwerte sicher einhalten zu können. Bei der Ablagerung biologisch abbaubarer Abfälle (bis 2005 in Deutschland möglich) mit resultierenden hohen CSB-, DOC- und NH4-N-Konzentrationen werden häufig Kombinationen aus biologischer und mechanischer Behandlung (Filtration) sowie nachgeschalteter Aktivkohleadsorption eingesetzt. Sickerwasser aus überwiegend mineralischen Abfällen jüngerer Deponien der Deponieklasse DK II kann u.U. ausschließlich mit Filtrationsverfahren gereinigt werden. Sickerwasser aus Deponien der Deponieklasse I wird oftmals ohne Vorbehandlung indirekt abgeleitet.

2.3.3 Deponiegasfassung und -behandlung, Deponiebelüftung, Klimaschutz

Seit ca. 15 Jahren tritt der Aspekt des Klimaschutzes auch bei der Fassung und Behandlung von Deponiegas zunehmend in den Vordergrund. Während zuvor die Frage der Energiegewinnung aus Deponiegas dominierte, überwiegen mittlerweile die Bestrebungen, Treibhausgasemissionen aus Gründen des Klimaschutzes auf ein Minimum zu reduzieren. Im Fokus steht dabei die Vermeidung und Reduzierung von Methanemissionen, insbesondere auch in den Langzeitphasen der Gasbildung mit bereits reduzierten Gasbildungsraten. Die energetische Nutzung stellt weiterhin einen wichtigen Aspekt der Deponiegasbehandlung dar, insbesondere mit Hinblick auf die damit einhergehende Substitution fossiler Energieträger und der daraus resultierenden Reduktion des CO_2-Ausstoßes. So gibt die DepV vor, bereits in der Ablagerungsphase anfallendes Deponiegas aufzufangen und einer Behandlung zuzuführen, wobei eine energetische Verwertung nach Möglichkeit zu ergänzen ist. Ein klimagerechter Umgang mit Deponiegas umfasst eine an den jeweiligen Standort angepasste Gaserfassung und -weiterleitung, eine der Zusammensetzung und Menge des Gases entsprechende Behandlung oder Verwertung, sowie eine abschließende aerobe in-situ Stabilisierung des Deponiekörpers (Deponiebelüftung). Langfristig sind darüber hinaus etwaige Restgasemissionen durch geeignete, passive Maßnahmen wie die biologische Methanoxidation zu minimieren.

Der Stand der Technik für Maßnahmen zur Deponiegaserfassung, -behandlung und –verwertung sowie auch zur in situ Stabilisierung ist in maßgeblichen Regelwerken wie dem bundeseinheitlichen Qualitätsstandard BQS 10-1 „Deponiegas“ und u.a. in den VDI-Richtlinien 3790 Blatt 2, 3899 Blatt 1 und 2 und der GDA E 2-18 festgehalten und beruht auf den Vorgaben der DepV.

Die Deponiebelüftung zur aeroben in situ Stabilisierung stellt eine sinnvolle Ergänzung zu den herkömmlichen Maßnahmen zur Deponiegasfassung und –behandlung dar und setzt zu einem Zeitpunkt an, zu dem die Gasnutzung bzw. –verwertung technisch und wirtschaftlich nicht mehr durchführbar ist. Maßnahmen zur Deponiebelüftung werden dann mit dem Ziel durchgeführt, die biologischen Ab- und Umbauprozesse im Deponiekörper kontrolliert zu beschleunigen. Das verbleibende Emissionspotenzial soll dabei soweit verringert werden, dass von diesen Deponien auch langfristig nahezu keine oder nur noch eine sehr geringe (tolerierbare) Umweltbelastung bzw. Klimabeeinträchtigung ausgeht. Die Maßnahmen können so zu einer Reduzierung des Nachsorgeaufwands und der Nachsorgedauer beitragen. Während der Belüftung wird die Methanproduktion zunehmend reduziert und der Anteil an biologisch abbaubaren organischen Verbindungen nachhaltig minimiert. In Kombination mit einer geeigneten Abgasbehandlung (z.B. thermische Oxidation) können die Treibhausgasemissionen im Vergleich zu einer anaeroben Deponie in überschaubaren Zeiträumen um mehr als 90 % reduziert werden. Die Deponiebelüftung bildet somit einen wirksamen Beitrag zum Klimaschutz.

2.3.4 Überwachung und Kontrollen

Die Annahme von Abfällen auf Deponien ist in §8 DepV geregelt und beinhaltet die Pflicht zur Charakterisierung der Abfälle durch den Erzeuger sowie eine Kontrolluntersuchung bei Annahme durch den Deponiebetreiber. Nach §12 DepV sind Zustands- und Emissions-Überwachungen der Deponie während der Ablagerung bis zum Ende der Nachsorge durchzuführen.

Die Dokumentationspflichten seitens des Deponiebetreibers richten sich nach Anhang 5 der DepV mit detaillierten Angaben zum Inhalt und Umfang des Mess- und Kontrollprogramms in allen Deponiephasen (Ablagerungs- und Stilllegungsphase sowie Nachsorgephase). Über-geordnetes Ziel der Kontrollen ist die Feststellung des Abschlusses der Nachsorgephase, was im Anhang 5 mit qualitativen Angaben beschrieben ist.

2.4 Ermittlung von praxisgerechten Faktoren für die Berechnung des Gasbildungspotenzials von Deponien

Die Verhältnisse einer Deponie können erheblich von den durchschnittlichen Deponiebedingungen und den daraus resultierenden Deponiegasemissionen abweichen. Dies führt dazu, dass derzeit in der Praxis unterschiedliche Vorgehensweisen zur Ermittlung der Deponiegasbildung und der unkontrolliert entweichenden Deponiegasemissionen gewählt werden, die zu entsprechend unterschiedlichen quantitativen Bewertungen des Emissionspotentials führen. Dazu werden im weiteren ReFoPlan-Vorhaben

- weitergehende Aussagen und Abschätzungen zu diffusen Emissionen aus Deponien erarbeitet,
- Default-Werte soweit noch erforderlich erarbeitet bzw. angepasst, wobei die Vorgehensweise zu deren Ermittlung auch auf andere Deponiebedingungen in der EU übertragbar sein sollten,
- verbesserte methodische Ansätze entwickelt und bei Bedarf ergänzende Untersuchungen erläutert, um für eine Deponie in Bezug auf deren wesentliche Rahmenbedingungen ausreichend belastbare Vorgabewerte zur Beschreibung der Gasbildung zu erhalten („praxisgerechter Ansatz“),

- aufgrund der Ergebnisse weiterführende Kriterien abgeleitet, die die Auswahl geeigneter Deponien zur in situ Stabilisierung erlauben, bei denen eine in situ Stabilisierung folglich zu relevanten Emissionsreduzierungen führt,
- auf der Grundlage dieser Betrachtungen und Ergebnisse das THG-Minderungspotential der Deponien in Deutschland mittels in situ-Stabilisierung (und ggf. auch optimierter Gasfassung und -verwertung) ermittelt.

3 AUSBLICK AUF DIE WEITERE ERARBEITUNG DES BVT-MERKBLATTS

Das ReFoPlan-Vorhaben zur Erarbeitung der Grundlagen für ein BVT-Merkblatt Deponien läuft von Ende 2022 bis Ende 2025, d.h. wesentliche Teile der erläuterten Aufgaben werden derzeit und im kommenden Jahr noch erarbeitet. Der vorliegende Beitrag stellt folglich einen Zwischenstand vor.

Übergeordnete Ziele des Umweltbundesamts zur Erarbeitung des BVT-Merkblatts Deponien sind u.a. (UBA, 2023):

- Die Anforderungen im BVT-Merkblatt dürfen nicht hinter jene der Deponierichtlinie 1999/31/EG und der Ratsentscheidung zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien (2003/33/EG) zurückfallen.
- Die Zuordnungskriterien für die Abfallablagerung (insbesondere in Bezug auf den Organikanteil) sollen ebenso verbindlich sein wie Emissionswerte (BAT-AEL Best Available Techniques Associated Emission Level). Dies ist eine wesentliche Grundlage, um die deutschen Ansätze zur Reduzierung der Methanemissionen auf europäische Ebene zu übertragen.
- Für bestimmte längerfristige Maßnahmen sollen bei Deponien die Umsetzungsfristen für BVT-Schlussfolgerungen von Standardfristen der IED (4 Jahre) abweichen können.

Eigentlich sollte die Erarbeitung des BVT-Merkblatts Deponien bis Ende 2027 abgeschlossen sein, sofern noch 2024 damit begonnen wird. Nach den Praxiserfahrungen ist aber eher mit 4 – 5 Jahren Dauer zu rechnen. Anschließend müssen die BVT-Schlussfolgerungen in das nationale Recht übernommen werden. Unternehmen (Deponiebetreiber) müssen die neuen Emissionsstandards auf der Grundlage angepasster Genehmigungen und Bescheide 4 Jahre nach der Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen im EU-Amtsblatt einhalten. Als Zeithorizont zur Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen zeichnet sich frühestens Ende 2031 ab, vermutlich jedoch einige Jahre später.

LITERATURVERZEICHNIS

DESTATIS, 2023: Datenbank GENESIS-Online, https://www-genesis.destatis.de/genesis/ online.

EU, 1999: Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32012D0119

UBA, 2023: Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2023. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2021. Umweltbundesamt – UNFCCC-Submission. Juni 2023

UBA, 2023: Stand der Technik der Abfallablagerung auf Deponien in Deutschland und deren Beitrag zum Klimaschutz zur Vorbereitung der Arbeiten für ein BVT-Merkblatt Deponien. Vortrag Arbeitskreis Deponiegas im DGAW, September 2023

Aufgrabung eines Oberflächenabdichtungssystems aus geosynthetischer Tondichtungsbahn und Kunststoffdränelement 24 Jahre nach der Errichtung

Stefan Niewerth[1], Bernd Märtner[2] & Herbert Lassnig[3]
[1)] HUESKER Synthetic GmbH, Anwendungstechnik, Gescher, Deutschland
[2)] M&S Umweltservice, Geschäftsführung, Plauen, Deutschland
[3)] HUESKER Synthetic GmbH, Vertriebsleitung Umwelttechnik, Weitensfeld, Österreich

KURZFASSUNG: Auf der Deponie Ansprung in Sachsen (Deutschland) wurde im Jahr 1999 ein Oberflächenabdichtungssystem mit Kunststoffdränelement und geosynthetischer Tondichtungsbahn errichtet. Bei der Tondichtungsbahn handelt es sich um eine vernähte, schwere Calciumbentonitmatte mit 10 kg/m² Bentoniteinwaage, wie sie bereits seit vielen Jahren auch in Österreich als alternatives Abdichtungssystem eingesetzt wird. Das Ziel der Aufgrabung ist die Beurteilung der Wirksamkeit nach 24 Jahren im Feld. Eine Besonderheit ist, dass das Abdichtungssystem bereits zum wiederholten Male aufgegraben und beprobt wurde. Dies erlaubt eine langzeitliche Bewertung möglicher Systemveränderungen. Im Mai 2023 wurde mit Genehmigung des Deponieinhabers eine Begutachtung der Oberflächenabdichtung mit labortechnischer Überprüfung der Materialeigenschaften durchgeführt. Ziel der Begutachtung ist es, die langzeitliche Wirksamkeit der Oberflächenabdichtung zu überprüfen und die gewonnenen Prüfergebnisse zu beurteilen und zu dokumentieren. Analoge Untersuchungen am Oberflächenabdichtungssystem der Deponie Ansprung wurden bereits 2004 und 2011 vorgenommen.

1 EINLEITUNG

Die Deponie Ansprung ist der westliche Teil der Deponie Ansprung/Olbernhau, welche eine Siedlungsabfalldeponie der Klasse II ist (vergleichbar österreichischen Massenabfalldeponie). Sie befindet sich in der sächsischen Kreisstadt Marienberg im Erzgebirgskreis, wie Abb. 1 zeigt. Die Deponie wurde von etwa 1970 bis 1993 als Hausmülldeponie betrieben und umfasst auf der Ansprunger Seite eine Fläche von ca. 1,4 ha. Das hier abgelagerte Volumen umfasst ca. 340.000 m³. Der Deponiekörper befindet sich in klimatisch exponierter Lage in ca. 760 m üNN am Erzgebirgshauptkamm. Im Jahr 1999 wurde im Zuge des Deponieabschlusses ein Oberflächenabdichtungssystem aus schwerer Calcium-Bentonitmatte und aufliegendem Kunststoffdränelement installiert. Die Abdichtung hat während der bisherigen Nutzungsphase nicht nur niederschlagsreiche, sondern in den Jahren 2018 bis 2021 vor allem auch extrem niederschlagsarme Trockenjahre „durchlebt“.



Abb. 1: Geographische Lage der Deponie Ansprung

Am 17.05.2023 wurden auf der Deponie Ansprung zwei Baggerschürfe angelegt. Schurf 1 befand sich im südlichen Bereich und Schurf 2 im nordöstlichen Bereich der Plateaufläche. Mittels eines Minibaggers und Handaushub wurden die Bodenschichten bis zur Dränmatte abgetragen. Die letzten Zentimeter Boden wurden mit Spachtel und Handfeger entfernt. Der Oberboden wurde separat gelagert, um ihn nach Verfüllung des Schurfes wieder oberflächig aufzutragen. Unter dem Dränelement befindet sich das Dichtungselement, bestehend aus einer Calciumbentonitmatte mit 10 kg/m² Bentoniteinwaage (GBR-C). Aus dieser GBR-C wurde je Schurf ein ca. 0,80 m x 0,80 m messendes Probenstück ausgeschnitten und luftdicht und ohne Biegung verpackt. Nach Beendigung der Probenahmen sind die entnommenen Teilflächen des Dichtungssystems (KDE und GBR-C) durch Neumaterial ersetzt worden. Die Ersatzteile wurden sorgfältig, in ausreichender Größe, unterlappend eingebaut.

2 BEPROBUNG DER OBERFLÄCHENABDICHTUNG

2.1 Rekultivierungsschicht

Die Rekultivierungsschicht muss einen ausreichenden Schutz der Oberflächenabdichtung und der Drainageschichte gegen äußere Einwirkungen wie Austrocknung oder Frost aufweisen. Die Oberflächendichtung darf zudem nicht durch Durchwurzelung geschädigt werden. Die in den Schürfen angetroffene Rekultivierungsschicht ist wie folgt ausgeprägt (Abb. 2):

- Schicht 1: Oberboden
  Die mit Wurzeln durchsetzte Oberbodenschicht ist als humoser, kiesiger, schluffiger bis stark schluffiger Sand anzusprechen. Die Mächtigkeit dieser Schicht betrug bei beiden Schürfen 0,20 bis 0,25 m.
- Schicht 2: Deckschicht 1
  Das hellbraune Bodenmaterial liegt als kiesiger bis stark kiesiger, schluffiger bis schwach schluffiger Sand in mitteldichter bis dichter Lagerung vor. Die Schicht wurde unterhalb des Oberbodens bis zu einer Tiefe von 0,80 m festgestellt.
- Schicht 3: Deckschicht 2
  Das graue Bodenmaterial liegt als stark sandiger, schluffiger bis schwach schluffiger Kies in mitteldichter bis dichter Lagerung vor. Die Schicht wurde unterhalb der Schicht 1 von 0,80 bis 1,40 m unter GOK angetroffen. Aus dieser Schicht wurden ungestörte Bodenproben per Ausstechzylinder zur Bestimmung von Bodendichte und Wassergehalts entnommen.
- Schicht 4: Schutzschicht über dem Dränelement. Direkt über der Dränmatte wurde in beiden Schürfen eine ca. 10 cm mächtige Schutzschicht für die Dränmatte in Form eines schwach tonigen, schwach schluffigen, kiesigen Sandes angetroffen.

Im bodenmechanischen Labor wurde die Bodendichte gemäß DIN 18125/ T. 2 und der Wassergehalt der Schicht 3 durch Ofentrocknung bestimmt. Von den ungestörten Bodenproben wurden die Feuchtdichte mit rd. 2,1 g/cm³ bei einem Wassergehalt von rd. 15 % bestimmt. Daraus resultieren Trockendichten von 1,85 g/cm³. Somit resultieren aus der Bodendichte in den zwei Schürfen aktuell vorhandene Verdichtungsgraden zwischen 96,8% und 98,46%.


Abb. 2: Schurftiefe bei Ausgrabung

2.2 Geosynthetisches Dränelement

Unterhalb der Schutzschicht befindet sich ein ca. 1 cm dickes KDE. Aus beiden Schurfanlagen wurde jeweils eine Probe mit einer Flächengröße von ca. 0,80 m x 0,80 m mit einem Cuttermesser sauber ausgeschnitten und in einem Kunststoffbehältnis verpackt. Das Dränelement zeigte an der Oberfläche keinerlei Verformungen, Beschädigungen oder Verfärbungen. Im Inneren der Dränmatte wurden im Schurf 1 keine Fremdmaterialien wie z. B. Bodeneinlagerungen oder Durchwurzelungen festgestellt. Die Probe aus dem zweiten Schurf wies ebenfalls keine Verformungen oder Beschädigungen auf. Jedoch waren teilweise deutliche, rostbraune Verfärbungen des Vlies- und Kunststoffes (leichte, lokale Verockerung), vermutlich durch eisenhaltige Inhaltsstoffe in der Rekultivierungsschicht, erkennbar, wie Abb. 3 zeigt. Eine Beeinträchtigung der Wasserableitkapazität ist durch die Verfärbung nicht zu befürchten.


Abb. 3: Verockerung an geborgener KDE

2.3 Schwere geosynthetische Calcium-Tondichtungsbahn

Bei der GBR-C handelt es sich um ein Produkt mit 10 kg/m² Flächengewicht aus Calciumbentonit. Schwere Ca-GBR-Cs sind bis heute, global betrachtet, aber auch im Deutschsprachigen Raum, nicht zum Standard avanciert. Vielmehr sind die meisten erhältlichen und zugelassenen GBR-C (z.B. ÖNorm (AT) oder LAGA (DE)) als leichte Natrium-Tondichtungsbahnen zu klassifizieren. Sie bestehen neben den Geokunststoffen i.d.R. aus mindestens 4,5 kg/m² Natriumbentonit, wobei hierunter die überwiegende Ionenbelegung des Tonminerals verstanden wird. Der Mengenunterschied zwischen leichten Na- und schweren Ca-GBR-C erklärt sich dadurch, dass Na-Bentonite eine höhere Wasseraufnahmefähigkeit und Quellung besitzen. Um eine quantitativ gleiche Dichtwirkung zu erzielen, ist entsprechend ein höheres Flächengewicht an Ca-Bentonit erforderlich. Für Ca-Bentonit ergibt sich ein vergleichsweise geringeres Quellvermögen im Bereich zwischen 200 – 250%. Da aber die Kationen in der Reihenfolge $Al_{3+} > Ca_{2+} > Mg_{2+} > K_{+} > Na_{+}$ sehr leicht ausgetauscht werden und gerade Ca_{2+}-Ionen in Böden immer natürlich vorkommen, wird jeder Na-Bentonit nach wenigen Jahren im Feld zu einem Ca-Bentonit umgewandelt (DGGT 2002, Egloffstein 2003). Er zeigt dann auch die typischen Eigenschaften eines Ca-Bentonits, d.h. die anfangs sehr hohe Quellfähigkeit ist nicht mehr vorhanden. Es wird vermutet, dass dies bei dem geringen Flächengewicht von 4,5 kg/m² so lange unkritisch ist, wie der Bentonit im gequollenen Zustand verweilt. Eine Rissbildung, z.B. durch Austrocknung, ist nach abgeschlossenem Kationenaustausch bei leichten Na-GBR-C unbedingt zu vermeiden. Um dem unweigerlich stattfindenden Prozess des Kationenaustauschs Rechnung zu tragen, wird die langzeitige Bemessungspermittivität in Deutschland entsprechend dem Stand der Technik über einen Abminderungsfaktor berücksichtigt. Dieser Faktor liegt für Na-Bentonit bei $A_2 = 6{,}0$ und bei Ca-Bentonit bei $A_2 = 1{,}5$. Der Faktor zeigt folglich an, dass die kurzzeitige Index-Permittivität (entspr. Wert auf Datenblättern) aufgrund des Kationenaustauschs mit der Zeit bei Na-Bentonit um das 6-fache und bei Ca-Bentonit um das 1,5-fache abnimmt. In Österreich muss die Gleichwertigkeit von GBR-Cs als alternatives Abdichtungssystem zu einer mineralischen Dichtschicht nach DVO ebenfalls nachgewiesen werden, allerdings muss der wichtige Abnutzungsfaktor Kationenaustausch nicht berücksichtigt werden.

Die Dichtungsbahnen wurden in beiden Schurfen flächig glatt aufliegend und das zwischen dem Deck- und Trägervlies eingeschlossene Ca-Bentonit in der erforderlichen Durchfeuchtung vorgefunden. Eintrocknungen, Risse oder Durchwurzelungen wurden nicht festgestellt. An den bei der Aufgrabung entnommenen Proben der GBR-C wurde die Permittivität in einem Triaxialversuchsstand ermittelt. Es wurden runde Probestücke aus den entnommenen GBR-C ausgeschnitten, wie in Abb. 4 gezeigt. Zunächst wurden Dicke, Flächengewicht und Wassergehalt der Proben im feuchten Entnahmezustand ermittelt. Anschließend wurden die Teststücke zur Bestimmung der Permittivität in die Triaxialzellen eingebaut. Die Proben wurden mit einer Auflast von 30 kPa beaufschlagt. Zur Konsolidierung wurden die Proben zuerst mit einem Sättigungsdruck von 400 kPa und einem Zelldruck von 430 kPa belastet. Nach dieser Konsolidierungsphase wurde ein hydraulisches Gefälle von i = 30 mit einem Unter- und Oberwasserdruck von 400 kPa und einer Standrohrhöhendifferenz von 30 cm eingestellt, wobei die Durchströmung der Proben von unten nach oben erfolgte.



Abb. 4: Ausbauprobe im Schurf (links) und Proben für Permittivitätsbestimmung (rechts)

Die Permittivitäten der Proben wurden mit Werten von $1{,}54 \cdot 10^{-9}$ s^{-1} bis $1{,}90 \cdot 10^{-9}$ s^{-1} ermittelt. Der Mittelwert der Permittivität aus allen gewonnen Prüflingen beträgt $1{,}72 \cdot 10^{-9}$ s^{-1}. Im Vergleich mit den Ergebnissen der vom Abdecksystem der Deponie Ansprung entnommenen GBR-C aus dem Jahr 2011 liegen die jetzt gemessenen Werte für die Permittivität etwas höher. Im Jahr 2011 wurde die durchschnittliche Permittivität zu $1{,}0 \cdot 10^{-9}$ bestimmt. Die Werte deuten somit auf eine geringfügige Abnahme der Dichtungseigenschaften hin. Die Abweichungen lassen sich zumindest anteilig als Folge von Messunsicherheiten des Versuchs und der materialbezogenen Variabilität der Proben deuten. Dies berücksichtigend, kann aber der Abminderungsfaktor von 1,5 gemäß LAGA BQS 5-5 für diesen Langzeitnachweis einer Ca-GBR-C als bestätigt betrachtet werden. Grundsätzlich erfüllen die Werte die an eine mineralische Dichtungsschicht gestellten Anforderungen sowohl nach österreichischer Deponieverordnung 2008 wie auch nach Deutscher DepV deutlich. Darauf deutet auch die Dauer der Quellvorgänge des Bentonits der eingebauten (vorher getrockneten) GBR-C hin. Die gemessenen Dicken der Ausbauproben liegen zwischen 13,3 mm und 13,9 mm und damit im gleichen Wertebereich der ermittelten Dicken von 2011.

Neben der Bestimmung der Permittivität wurden auch Scherversuche (60 cm x 60 cm) in den drei resultierenden Fugen durchgeführt (vgl. Tab. 1), um die Standsicherheit erneut zu bewerten. Als Auflaststufen wurden Normalspannungen von 20 kN/m², 40 kN/m² und 60 kN/m² aufgebracht. Es zeigt sich, dass über die Jahre eine Zunahme der Reibungswinkel stattgefunden hat. Die Ursachen hierfür können nicht eindeutig definiert werden. Mögliche Ursachen können in der Variabilität des für die Auflagerschicht verwendeten Bodenmaterials, im leicht niedrigeren Wassergehalt der aktuellen Proben sowie auch in der leicht niedrigeren Dichte des Bodenmaterials bei Einbau begründet liegen. Die Erhöhung der Scherfuge zur KDE könnte durch die Verockerung zu begründen sein. Das für diesen Versuch benutzte Stück GDE, war Teil der aus Schurf 2 entnommenen, rostfarben verfärbten Probe. Möglicherweise haben die Einlagerungen zur Erhöhung der Reibungswinkel geführt.

Tab. 1: Zusammenfassung der Scherwinkel

Scherfuge	Reibungswinkel Bruchzustand		
	Aufgrabung 2023	Aufgrabung 2011	Planung 1997
Rekuboden – KDE	33,4°	32,2°	23,2°
KDE – GBR-C	29,7°	24,3°	22,0°
GBR-C – Auflagerschicht	34,7°	28,6°	25,5°

3 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Aufgrabung des Oberflächenabdichtungssystems bestehend aus 1,5 m mächtiger Rekultivierungsschicht (inkl. Schutzlage für KDE), Kunststoffdränelement und schwerer Calcium-

Tondichtungsbahn zeigt, dass das System auch nach 24 Jahren im Feld äußerst zufriedenstellende Eigenschaften hinsichtlich der Bodenfunktionen, Wasserableitfähigkeit und Dichtigkeit aufweist. In diesem Zusammenhang ist besonders erwähnenswert, dass die GBR-C auch die größte in Sachsen aufgezeichnete Grundwasserdürre seit Beobachtungsbeginn in den Jahren 2018 bis 2021 schadlos und voll funktionsfähig überstanden hat. Auch wenn die aktuellen Prüfergebnisse eine etwas höhere Permittivität ausweisen als noch im Jahr 2011, werden die Anforderungen an die Dichtigkeit gemäß Deutscher DepV und auch Österreichischer DVO auf der sicheren Seite liegend erfüllt. Im Vergleich zu den Anforderungen nach DVO an eine Reststoffdeponie mit 0,6 m mineralischen Dichtschicht mit $k_f \leq 1x10^{-9}$ m/s wird die erforderliche Permittivität um rd. das dreifache Dichtigkeitsniveau eingehalten.

$$\Psi_{vorh} = 1{,}72 \cdot 10^{-9} s^{-1} \leq \Psi_{zul} = 4{,}84 \cdot 10^{-9} s^{-1} \quad (1)$$

Eine der wesentlichen Erkenntnis der Beprobung ist, dass die Annahme eines Abnutzungsfaktors von 1,5 infolge des Kationenaustauschs für Ca-Bentonit wohl auf der „sicheren Seite liegend“ zu sein scheint. Dies ist eine im Hinblick der Verwendung von schweren Calciumbentonitmatten eine äußerst wertvolle Erkenntnis, ist man doch nach den jüngsten Ausgrabungsergebnissen von (Melsbach et al. 2023) an Standorten mit leichten Natriumbentonitmatten (4.500g/m² Natriumbentoniteinwaage) in Bayern skeptisch ob der Abminderungsfaktor von 6,0 für Na-Bentonit nicht deutlich zu niedrig angenommen wird. (Melsbach et al. 2023) stellen fest, dass *„nach DepV im Zusammenhang mit BQS 5-5 eine Permittivität von Ψ ≤ 2,7·10-8 [s-1] […] einzuhalten ist. Die im Labor ermittelten Permittivitäten der ausgegrabenen GBR-Cs lagen im Mittel bei 1,3·10-6 [s-1].“* Dieses negative Ergebnis für leichte Na-GBR-C hat sich zumindest für den Standort Ansprung mit schwerer Ca-GBR-C in keiner Weise gezeigt. Neben der Permittivität wurde die Eigenschaft der Wasseraufnahme des Bentonits durch den Wasseraufnahmefähigkeitsversuch nach Enslin/Neff nachgewiesen.

Auch die Standsicherheit hat sich im Vergleich zu den Annahmen bei der Planung und der Beprobung im Jahr 2011 sogar verbessert. Die Stabilität des mineralischen Oberflächenabdichtungssystems konnte mit den Ergebnissen der Scherversuche für alle relevanten Grenzflächen (Gleitfugen zwischen aufliegendem Boden vs. KDE, KDE vs. GBR-C sowie GBR-C vs. Auflager) auf der sicheren Seite liegend nachgewiesen werden.

LITERATURVERZEICHNIS

DGGT (2002) *Empfehlungen zur Anwendung geosynthetischer Tondichtungsbahnen EAG-GTD.* Berlin: Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH & Co. KG.

Egloffstein, T. (2003) *Anwendungsregeln der EAG-GTD für den Einsatz von Bentonitmatten im Kontakt mit Sickerwässern und chemischen Lösungen*. 8. Informations- und Vortragsveranstaltung über "Kunststoffe in der Geotechnik" der DGGT. Geotechnik Sonderheft 2.

Melsbach, M., Birle, E., Henken-Mellies, W.-U., Heyer, D. (2023) *Ergebnisse von durchgeführten Aufgrabungen in Oberflächenabdichtungen von Deponien in Bayern.* Deponie und Altlastenseminar, (S. 217-226). Karlsruhe.

KONTAKT

Dr.-Ing. Stefan Niewerth
niewerth@huesker.de
+49 174 3396405
Anwendungstechnik, Teamleitung Umwelttechnik
HUESKER Synthetic GmbH
www.huesker.de

Nachnutzung von Deponien mittels Fotovoltaik am Beispiel der Deponie Leoben Seegraben

Arne Ragossnig[1], Günter Wind[2], Gernot Kreindl[3] & Herwig Ragossnig[4]
[1)] RM Umweltkonsulenten ZT GmbH, geschäftsführender Gesellschafter, Wien, Österreich
[2)] Dr. Günter Wind, Ingenieurbüro für Physik & Elektrotechnik, Eisenstadt, Österreich
[3)] Stadtgemeinde Leoben, Referatsleiter Abfall-, Abwasser- und Umweltmanagement, Leoben, Österreich
[4)] Carbon Turnaround e.U., Managing Partner, Weitensfeld, Österreich

KURZFASSUNG: Erneuerbare Energien und somit auch Fotovoltaik gewinnt zunehmend an Bedeutung im Energiemix. Eine intensive Diskussion ergibt sich in diesem Zusammenhang über die Nutzung von Freiflächen, wo Flächenkonkurrenz mit anderen Nutzungsformen auftritt. Deponieflächen – insbesondere in der Nachnutzungsphase von Deponien – bieten hier gute Möglichkeiten der Flächennutzung ohne Flächenkonkurrenz. Die Herausforderungen für die Realisierung von Fotovoltaikflächen auf Deponien sind anderer Natur und haben insbesondere mit Deponietechnischen und Deponie-rechtlichen Vorgaben zu tun. Der vorliegende Beitrag gibt dazu einen Überblick.

1 ALTDEPONIEN ALS STANDORT FÜR FOTOVOLTAIK

1.1 Allgemeines

Die Nachnutzung von Deponieflächen rückt in Anbetracht der fortgeschrittenen Lebensphase vieler Deponien zunehmend mehr in den Fokus von Deponiebetreibern. Dies gepaart mit der energiepolitischen Bestrebung der Energiewende (Erneuerbaren-Ausbau-Gesetz – EAG 2021, Umweltbundesamt 2023) und dem damit einhergehenden Flächenbedarf für die Umsetzung von Projekten zur Bereitstellung erneuerbarer Energie wirft die Frage auf, ob und unter welchen Voraussetzungen Deponieflächen für die Realisierung von PV(Photovoltaik)-Anlagen herangezogen werden können. Wegen der verstärkten Sektorkopplung (Wärmepumpen, E-Mobilität) hat das Umweltbundesamt den zukünftigen Strombedarf und somit den Flächenbedarf 2023 gegenüber dem Erneuerbaren-Ausbau-Gesetz (EAG) deutlich erhöht.
In gegenständlichem Beitrag soll spezifisch die Situation fertig geschütteter Deponien betrachtet werden. Der Fokus liegt darüber hinaus auf Deponien, wo Abfälle mit entsprechenden biogenen Anteilen abgelagert wurden und somit Fragestellungen rund um Wasserhaushalt und Deponiegasemissionen des Deponiekörpers eine maßgebliche Rolle für die Beurteilung von Nachnutzungen spielen.
In den letzten Jahren wurden in Österreich bereits verschiedene Fotovoltaik-Projekte auf Deponien realisiert (vgl. dazu z.B. Schlögelhofer (2023)). Abb. 1 zeigt ein weiteres Beispiel einer erfolgreichen Umsetzung auf der Deponie Pausendorf des AWV(Abfallwirtschaftsverband) Knittelfeld.



Abb. 1: PV-Anlage Deponie Pausendorf des AWV Knittelfeld (inkl. Verankerungsdetail - rechts)

1.2 Vorteile / fördernde Aspekte

Als wesentlicher Vorteil lässt sich hier die Nutzung einer ansonsten nicht / kaum nutzbaren Fläche ins Treffen führen. Deponiestandorte sind somit Standorte, wo sich praktisch keine Flächenkonkurrenz ergibt. Das EAG aus dem Jahr 2021 (Erneuerbaren-Ausbau-Gesetz – EAG 2021) wird diesem Umstand gerecht und gewährt Freiflächenanlagen auf ehemaligen Deponieflächen im Gegensatz zu reinen Freiflächenanlagen eine Marktprämienförderung ohne 25% Abschlag. (EAG-Abwicklungsstelle 2024). Das Flächenpotential für Fotovoltaikanlagen auf Deponien soll dadurch optimal genutzt werden.
Für die Deponiebetreiber ergibt sich somit das Potential einer hochwertigen Nachnutzung des Standortes mit entsprechendem Erlöspotential in einer Phase des Deponielebenszyklus, wo ansonsten nur noch Kosten auftreten. Energiewirtschaftliche Optimierungen wie z.B. die Bildung von Erneuerbaren Energiegemeinschaften oder die Nutzung des gewonnenen elektrischen Stroms für die Produktion von Wasserstoff oder sonstige Speicherlösungen ermöglichen ggf. für Gebietskörperschaften eine übergeordnete Optimierung unter Einbeziehung des Fuhrparks oder sonstiger kommunaler Betriebe, um die jeweils dort auftretenden Energiebedarfe zu decken.

1.3 Nachteile / hindernde Aspekte

Nicht nur die Spezifika eines Deponiestandortes stellen hierbei die Grundstückseigentümer / Deponiebetreiber sowie Behörden vor Herausforderungen eine Nachnutzung dieser Standorte als Fotovoltaikflächen zu ermöglichen, es sollen nachfolgend auch weitere organisatorische / gesetzliche Hemmnisse angeführt werden.

1.3.1 Standort-bedingte Herausforderungen

Deponieflächen zeichnen sich durch eine Reihe von Besonderheiten aus, die bei der Entwicklung eines Fotovoltaik-Kraftwerkes berücksichtigt werden müssen. Dazu zählen Faktoren wie ggf. nicht mögliche optimale Ausrichtung der Module, geotechnische Herausforderungen infolge von Setzungen und sich daraus ergebende unebene / veränderliche Geländestruktur, Erfordernis der Zugänglichkeit und Wartbarkeit deponietechnischer Infrastruktur wie Gasfenster, Sickerwasserleitungen, Sicherstellung der Unversehrtheit von Oberflächenabdeckungen etc. Bei der Aufständerung der Fotovoltaikanlagen muss auch auf die Unversehrtheit der Oberflächenabdeckung besonders Acht gegeben werden, um ein unerwünschtes Eindringen von Niederschlagswasser in und eine unerwünschte Emission von Deponiegas aus dem Deponiekörper zu verhindern.

1.3.2 Organisatorische / gesetzliche Herausforderungen

Deponiestandorte liegen oft nicht zentral. Hinsichtlich der energietechnischen Aspekte ergibt dies die Herausforderung, dass nur selten die Energienetz-spezifischen Voraussetzungen gegeben sind, dezentral erzeugten Fotovoltaikstrom am Ort der Deponie einzuspeisen. Diese Herausforderung kann ggf. durch Konzepte, wo Speicherung eine Rolle spielt, bewältigt werden.
Weitere Herausforderungen ergeben sich für Deponien, die zwar schon fertig geschüttet, aber abfallrechtlich noch in der Ablagerungsphase befindlich sind. Das betrifft also Deponien, die in das Regime der Deponieverordnung (Deponieverordnung_2008 2021) übergeführt wurden. In diesem Fall besteht die Verpflichtung des Betreibers die bestehende Oberflächenabdeckung beim Übergang in die Nachsorgephase als temporäre Oberflächenabdeckung entsprechend den Anforderungen der Deponieverordnung auszuführen und nach weiteren 20 Jahren eine endgültige Oberflächenabdeckung herzustellen (Deponieverordnung_2008 2021). Ähnliche Herausforderungen ergeben sich infolge ggf. erforderlicher Anpassungen der Oberflächenabdeckung auch im Fall einer nicht erfolgenden Verlängerung des Einbringungszeitraums (entspr. §48 (1) AWG (Abfallwirtschaftsgesetz_2002_(AWG) 2023)).
Hinsichtlich der organisatorischen Herausforderungen sind weiters Einschränkungen in Bezug auf erlösbringende Aktivitäten eines gemeinnützigen Verbands gegeben. Nach Auskunft der Aufsichtsbehörde im Land Steiermark wurde hier festgestellt, dass auf Basis aktueller Rechtslage (StAWG (Steiermärkisches_Abfallwirtschaftsgesetz 2024) und Stmk. Verbandsorganisationsgesetz (Verbandsorganisationsgesetz 1997) in Verbindung mit Gemeindehaushaltsordnung (Gemeindehaushaltsordnung_1977_(GHO) 1977)) keine Stromerlöse oder auch keine Erlöse durch die Verpachtung der Deponiefläche an den Betreiber einer PV-Anlage erzielt werden dürfen. Es ist in diesem Punkt jedoch zu erwarten, dass in absehbarer Zeit eine EU-rechtliche Vorgabe, dass Mitgliedstaaten derartige Sonderflächen in Zukunft verpflichtend zur Erzeugung Erneuerbarer Energien verwenden müssen. Die diesbezüglichen landesrechtlichen Einschränkungen würden somit durch eine übergeordnete EU-Regelung ausgehebelt (Amt_der_Steiermärlischen_Landesregierung 2023).

2 FALLBEISPIEL DEPONIESTANDORT LEOBEN SEEGRABEN

2.1 Allgemeine Informationen zum Standort

Die Deponie Leoben Seegraben wurde von 1969 bis 1995 u.a. zur Ablagerung des Hausmülls der Stadt Leoben genutzt. Im Anschluss wurde die Deponie entsprechend den damaligen rechtlichen Gegebenheiten geschlossen, rekultiviert und in die Nachsorgephase übergeführt.
2013 gab es erste Überlegungen einer Nachnutzung des Deponiestandorts durch die Stadt Leoben. Im Rahmen dessen erfolgten erste Untersuchungen und Abklärungen mit der zuständigen Behörde, die eine Nachnutzung unter der Voraussetzung der Beseitigung von Sicherheitsrisiken (Schachtköpfe Deponiegas / Sickerwasser im Deponiebereich), der Errichtung von Entgasungsfenstern, sowie der Vorgabe, dass die aufgebrachte Rekultivierungsschicht unangetastet bleiben muss und somit eine (zusätzliche) Oberflächenversickerung in den Deponiekörper verhindert bzw. vermieden werden kann und letztendlich der Anforderung eines laufenden Monitorings des Grundwassers, Sickerwassers und der Entgasungsfenster als möglich einstufte (RM_Umweltkonsulenten_ZT_GmbH 2014). Eine unmittelbare Umsetzung einer Nachnutzung erfolgte noch nicht, in den letzten Jahren, wo einerseits durch die (zwischenzeitlich) gestiegenen Energiekosten und andererseits durch weitere Ziele hinsichtlich der Steigerung des Anteils Erneuerbarer Energien die Realisierung von Fotovoltaik-Kraftwerken immer attraktiver wurde, wurden verstärkt Überlegungen hinsichtlich der Nutzung des gegenständlichen Standorts als Fotovoltaikfläche getätigt.

2.2 Deponietechnische Herausforderungen

Der gegenständliche Deponiestandort wurde vor Inkrafttreten der Deponieverordnung in die Nachsorgephase übergeführt. Die Oberflächenabdeckung verfügt dementsprechend noch nicht über eine Kunststoffdichtungsbahn (KDB). In verschiedenen Untersuchungskampagnen wurde das Potential an oberflächennaher diffuser Methanemission ermittelt und auf dieser Basis festgestellt, dass die diffusen Methangasemissionen sehr gering sind und durch die Realisierung von Methanoxidationsfenstern eine entsprechende Verbesserung und weitere Reduktion der effektiven Emissionen erzielt werden kann.
Basierend auf der Verteilung der Orte mit messbarer, erhöhter Methangasemission erfolgte eine Konzeptplanung der Methanoxidationsfenster (vgl. Abb. 2). Im Rahmen der Erstellung eines Grobkonzepts für eine Fotovoltaikanlage wurde in weiterer Folge der mögliche Stromertrag auf einzelne Teilflächen heruntergebrochen ermittelt. Hierbei konnte festgestellt werden, dass auch die ideal nach Süd-Ost ausgerichtete Böschungsfläche zwischen den beiden Ablagerungsebenen über ein signifikantes PV-Potential verfügt. Durch eine Mitberücksichtigung dieser Böschungsfläche kann die genutzte Fläche im Bereich des Deponiekörpers um 6.234 m² also knapp 1/3 auf insgesamt 24.585 m² und die installierte Modulleistung von 1.106 kW auf 1.564 kW – also um knapp mehr als 41% erhöht werden. Durch außerhalb des unmittelbaren Deponiebereichs angrenzende Flächen im Norden und Nordosten kann die Gesamtleistung installierter Module in einer weiteren Ausbaustufe um weitere knapp 50% gesteigert werden.
Die Herausforderung in der Nutzung der genannten Böschung liegen in der Verankerung der auf der Böschung situierten Fotovoltaik-Module. Eine Verankerung erscheint nur durch eine Überbrückung der Böschungsfläche mittels Stahlkonstruktion mit einer entsprechenden Verankerung dieser am Böschungsfuß sowie an der Böschungskrone möglich. Um hier nicht zusätzlich in die Oberflächenabdeckung der Deponie eingreifen zu müssen, wird eine konstruktive Lösung, die die Verankerung dieser PV-Halterungskonstruktion für die Böschung im Bereich der Methanoxidationsfenster ermöglicht, vorgeschlagen (vgl. dazu Abb. 3).



Abb. 2: Gesamtüberblick Deponie Leoben Seegraben mit vorgeschlagener Positionierung von Methanoxidationsfenstern (schraffiert) und PV-Unterkonstruktion an der Süd-Ost-Böschung

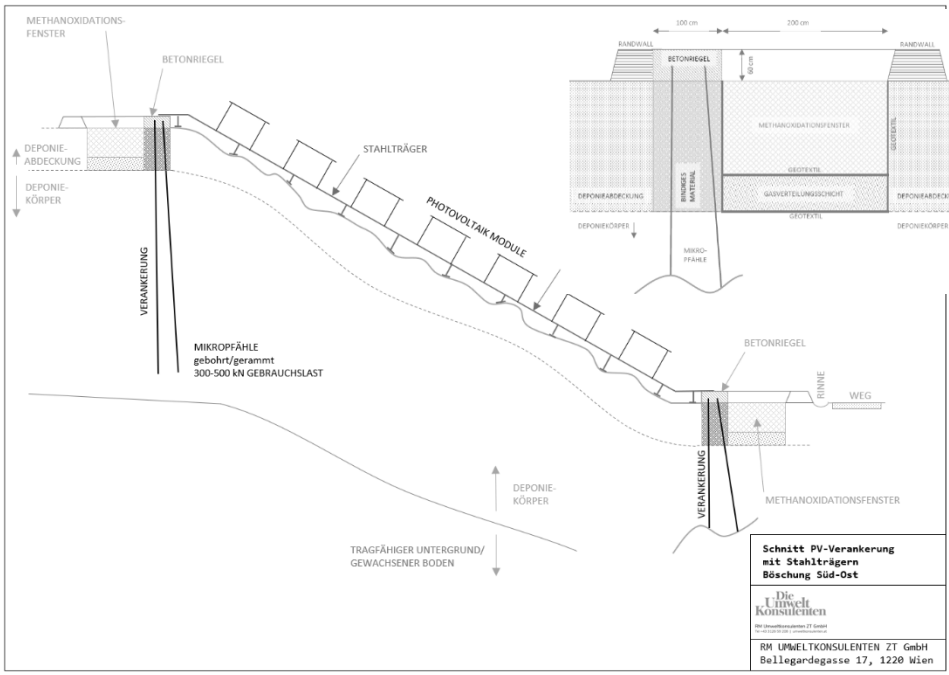


Abb. 3: links: Böschungsverankerung PV-Module, rechts: Verankerung Stützkonstruktion - Böschungsfuß

2.3 Sonstige gesetzliche Herausforderungen

Im konkreten Fall wurde die Rekultivierung des Deponiestandorts so umgesetzt, dass eine Bewaldung durchgeführt wurde. Nach nunmehr mehr als 25 Jahren seit Überführung des Deponiestandorts in die Nachsorgephase, liegt tatsächlich im forstrechtlichen Sinn Wald vor (Forstgesetz_(ForstG) 1975). Für die Realisierung eines Fotovoltaik-Kraftwerks wäre somit eine Rodung im forstrechtlichen Sinn erforderlich. Weiters wurde am 01.06.2023 das „Sachprogramms Erneuerbare Energie – Solarenergie“ erlassen und beschlossen und am 06.06.2023 im Landesgesetzblatt kundgemacht und ist somit am 07.06.2023 in Kraft getreten (Steiermärkische_Landesregierung 2023). Dieses Sachprogramm weist Vorrangzonen aus und definiert Ausschlusszonen. Zu letzteren gehört auch Wald im forstrechtlichen Sinn (Steiermärkische_Landesregierung 2023). Ein entsprechendes Ansuchen um Rodungsbewilligung der Stadt Leoben erfolgte in konkretem Fall jedoch bereits am 22.05.2023 und somit vor in Kraft treten des Sachprogramms, weswegen die dort getroffene Festlegung hinsichtlich Ausschlussfläche noch nicht zur Anwendung kommt. Nichtsdestotrotz waren seitens der Behörde forstrechtliche und energierechtliche öffentliche Interessen im Rahmen der Beurteilung des Rodungsansuchens abzuwägen. Die Rodungsbewilligung für eine Fläche von insgesamt 49.905 m² (inkl. einer weiteren Ausbaustufe) ausschließlich zum Zwecke der Errichtung einer Fotovoltaikanlage wurde seitens der Bezirkshauptmannschaft Leoben am 06.05.2024 unter Auflagen erteilt. Dabei gilt die Rodungsbewilligung neben der Zweckbindung zeitlich befristet bis zum 31.12.2028 erteilt (Bezirkshauptmannschaft_Leoben 2024). Aufgrund des dauernden Entfalls der Wohlfahrtswirkung des Waldes sind bei Umsetzung des Projektes waldverbessernde Ersatzmaßnahmen im Gemeindegebiet von Leoben durchzuführen.
Nach der Waldrodung wird das bodenverfestigende Wurzelwerk der Bäume verrotten. Daher muss insbesondere auf den Böschungen eine Stabilisierung mit der Unterkonstruktion und mit einer bodendeckenden Ersatzvegetation hergestellt werden. Oberstes Ziel ist, bei Starkregenereignissen ein Auswaschen der Oberfläche wirkungsvoll zu verhindern.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Entwicklung des Energiemarkts und somit auch die Anstrengungen der Deponiebetreiber gehen zunehmend in die Richtung der Nachnutzung von Deponiestandorten als Fotovoltaikflächen. Es lässt sich aber festhalten, dass noch wesentliche organisatorische und rechtliche Hürden bestehen, die ein exaktes Durchdenken und entsprechende Vorbereitungen für derartige Projekte erforderlich machen.

DANKSAGUNG

Die dieser Publikation zugrundeliegenden Arbeiten wurden z.T. aus Mitteln des Klima- u. Energiefonds gefördert u. i. Rahmen des Programms „Vorzeigeregion Energie 2021“ durchgeführt.

LITERATURVERZEICHNIS

Abfallwirtschaftsgesetz_2002_(AWG). (2023). *BGBl.I Nr.66/2023 i.d.g.F.* Wien.

Amt_der_Steiermärlischen_Landesregierung. (2023). *Abteilung 13, Auskunft.* Graz.

Bezirkshauptmannschaft_Leoben. (2024). *Rodungsbewilligung, GZ: BHLN-106600/2023-12 vom 06.05.2024.* Leoben.

Deponieverordnung_2008. (2021). *BGBl.II Nr.144/2021 i.d.g.F.* Wien.

EAG-Abwicklungsstelle. (2024). *EAG-Förderung - Wissenswertes - Marktprämien Photovoltaik.* Website: https://www.eag-abwicklungsstelle.at/wissenswertes, letzter Zugriff: 20.07.2024. Abgerufen am 18. 07 2024 von https://eag-abwicklungsstelle.at/wissenswertes

Erneuerbaren-Ausbau-Gesetz – EAG. (2021). *Bundesgesetz über den Ausbau von Energie aus erneuerbaren Quellen.* Wien.

Forstgesetz_(ForstG). (1975). *Bundesgesetz über das Forstwesen, StF: BGBl. Nr. 440/1975, i.d.g.F.* Wien.

Gemeindehaushaltsordnung_1977_(GHO). (1977). *Stammfassung: LGBl. Nr. 22/1977, i.d.g.F.* Graz.

RM_Umweltkonsulenten_ZT_GmbH. (2014). *Aktennotiz Behördenabstimmung Deponie Seegraben* (Bd. MusterBAND). Frohnleiten, MusterLAND.

Schlögelhofer, H. (2023). *Best-Practice-beispiel: PV-Anlage auf der Reststoffdeponie Timelkam.* Wien: ÖWAV, ERFA Deponien 2023.

Steiermärkische_Landesregierung. (2023). *SAPRO - Verordnung, mit der ein Entwicklungsprogramm für den Sachbereich Erneuerbare Energie - Solarenergie, Landesgesetzblatt Nr. 52/2023.* Graz.

Steiermärkisches_Abfallwirtschaftsgesetz. (2024). *LGBl. Nr.61/2024 i.d.g.F.* Graz.

Umweltbundesamt. (Juni 2023). *Szenarien für die realisierbare erneuerbare Stromerzeugung im Jahr 2030 und 2040.* Abgerufen am 07. 08 2023 von https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/dp185.pdf

Verbandsorganisationsgesetz, S. (1997). *LGBl. Nr. 66/1997 i.d.g.F.*

KONTAKT

Hon.-Prof. (FH) DI Dr. Arne M. Ragossnig, MSc. (OU). geschäftsführender Gesellschafter
ragossnig@umweltkonsulenten.at, +43/664/88271200
RM Umweltkonsulenten ZT GmbH, www.umweltkonsulenten.at

Nachhaltigkeit bei Deponien und Ablagerungen: Bilanzierung, Bewertung und Reduktion von Treibhausgasemissionen entlang des Lebenszyklus einer Deponie

Jürgen Forsting[1] & Konstantin Meier[2]
[1]CDM Smith SE, Senior Consultant, Bochum, Deutschland
[2]CDM Smith SE, techn. Projektleiter, Bochum, Deutschland

KURZFASSUNG: Nachhaltigkeit ist in allen Lebensbereichen wiederzufinden. Den Begriff Nachhaltigkeit zu quantifizieren bzw. einzuordnen bedarf es einer individuellen, jedoch dann auch, je nach Gewerk, einheitlichen und praxisnahen Umsetzung. Der vorliegende Text soll dazu beitragen die Herangehensweise zur (ersten) Bilanzierung von Treibhausgasemissionen entlang des Lebenszyklus am Beispiel des Bauwerks *Deponie* aufzuzeigen.

1 EINLEITENDE DEFINITION UND EINORDNUNG

Als Nischenthema in den 1970igern/1980igern behandelt ist das Thema Nachhaltigkeit heute als Handlungsprinzip als Schlüsselbegriff global angekommen (Schmieder 2023). Bedingt durch den Bericht der Brundtland Kommission (WCED 1987) aus dem Jahre 1987 hat sich dann die „Nachhaltigkeit“ zu einem globalen Schlüsselwort entwickelt. Die Vereinten Nationen haben auf internationaler Ebene dies schon in den 1970iger Jahren verankert. Dabei wird der Begriff Nachhaltigkeit erstmalig im deutschen Sprachgebrauch schon im 18. Jahrhundert verwendet (Viefhaus & Lesny 2023).

Im Jahr 2002 wurde dann in Deutschland die erste Strategie zur nachhaltigen Entwicklung (Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie DNS) erarbeitet. Erste Energiebilanzen zur Verwendung mineralischer und polymerer Werkstoffe bei der Herstellung von Deponieabdichtungen erfolgten kurze Zeit später (Egloffstein 2006).

2015 ist dann die Agenda 2030 mit ihren 17 SDGs (Ziele für nachhaltige Entwicklung) als Grundlage der Nachhaltigkeitspolitik der Bundesregierung ausgearbeitet worden. Die drei dabei gleichbeliebend nebeneinanderstehenden Säulen der wirtschaftlich leistungsfähigen, sozial ausgewogenen und ökologisch verträglichen Entwicklung, bilden hierbei das Grundprinzip für die Nachhaltigkeit (Viefhaus & Lesny 2023).

Bei der Verwendung des Begriffes Nachhaltigkeit sollte nicht außer acht gelassen werden, dass in heutigen Zeiten der Begriff ressourcenschonend zutreffender ist. Nach Schmieder (2023) haben jüngere Berichte der Klimaforschung gezeigt, dass sich seit dem „*Aufkommen des Paradigmas der Nachhaltigkeit in den 1980-iger Jahren die Probleme eher verschärft (haben). Der Diskurs der Nachhaltigkeit sollte als Teil der allgemeinen Zerstörungsprozesse zu begreifen sein. Das Konzept Nachhaltigkeit verleiht dem Wirtschaftswachstum ein Qualitätssiegel dem nicht Selbstbegrenzung, sondern dauerhafter Anstieg eingeprägt ist*“. Gerade deshalb ist es dringend angezeigt bei der Bestimmung, Bilanzierung und Bewertung von Nachhaltigkeitsaspekten ein hohes Maß bei der praxisnahen Ausarbeitung anzusetzen, ohne die eigentliche Nachhaltigkeit aus den Augen zu verlieren.

Umso mehr ist es wichtig, das Thema Nachhaltigkeit einer kritischen Revision zu unterziehen bzw. die Herangehensweise zur Ermittlung von Bilanzierungen einer seriösen und vergleichbaren Standardisierung zu unterwerfen.

Auch gerade jetzt sind die Auswirkungen von Baumaßnahmen auf das globale Klima im Rahmen der aktuellen Gesetzgebung bei Planungs- und Genehmigungsverfahren zu berücksichtigen und in Ihrer Angemessenheit zu werten (Bundes-Klimaschutzgesetz (KSG) 2019/2021). Die Bestimmung einer Angemessenheit kann mit Hilfe sog. Ökobilanzierungen für einzelne Gewerke und ganze Bauwerke erfolgen. Im Hinblick auf die gesetzten nationalen Klimaschutzziele werden zunehmend solche Bilanzierungen ein wesentlicher Bestandteil ingenieurtechnischer Dienstleistungen, gerade auch im Hinblick der Schonung von Ressourcen. In allen Bereichen unserer Gesellschaft wird die Nachhaltigkeit zunehmend eingefordert. Jedoch ist das Thema äußerst komplex, konkrete Umsetzungen in allen Bereichen müssen in großen Teilen noch erarbeitet werden.

Der vorliegende Text soll dazu beitragen erste konkrete Herangehensweisen zu beschreiben sowie auf Unschärfen/Ungenauigkeiten von Bilanzierungen hinweisen. Zielrichtend können in weiteren Arbeitsgruppen und Kreisen standardisierte Randbedingungen definiert werden, so dass allgemeine vergleichende Ansätze zur Ökobilanzierung herangezogen werden können.

2 NACHHALTIGKEIT IN DER DEPONIE-, BAU- UND GEOTECHNIK

Einige der zuvor in den Nachhaltigkeitszeilen aufgeführten 17 SDG (*Sustainable Development Goals*) lassen sich unmittelbar auf den Bereich Bau- und Deponietechnik anwenden. Darunter fallen die Ziele 3, 6, 7, 9, 11, 12, 13 und 15. Diese Ziele sind grundsätzlich als anstrebenswert anzusehen. Die Umsetzung obliegt dann nun wieder den reinen Willenserklärungen einzelner Institutionen, Regierungen und Interessenverbänden. Somit kann die eigentliche Umsetzung dieser Ziele und Erwartungen über nationale Regelungen erfolgen. Beispielhaft für Deutschland kommen nachfolgende Regelungen zum Tragen.

3 ANGEWANDTE NORMEN UND METHODEN

Es sind einige Regelwerke und Normen in übergeordneter Form in den vergangenen Jahren publiziert worden. Dabei lassen sich grundsätzlich die in den nachfolgenden Regelwerken aufgeführten Prinzipien auch auf Deponiebauwerke überführen. Im Gegensatz zu allgemeinen Ingenieurbauwerken bedarf es wegen der Komplexität einer individuellen Einteilung der Lebensphasen (Zyklen), da eine einfache Überführung bzw. Abgrenzung von einzelnen Gewerken nicht so ohne Weiteres möglich ist.

3.1 Überblick der angewandten Regelwerke

Schon in den 1990iger Jahren wurden Ökobilanzen definiert. Ökobilanzen (engl. "Life Cycle Assessment" - LCA) beschreiben den gesamten Lebensweg ("Produktionslinie") eines Produktes (Entnahme und Aufbereitung von Rohstoffen, Herstellung, Distribution und Transport, Gebrauch, Verbrauch und Entsorgung), analysieren die ökologischen Wirkungen und bewerten die längs des Lebensweges auftretenden Stoff- und Energieumsätze und die daraus resultierenden Umweltbelastungen (Eberle & Grießhammer 1996, Egloffstein 2006). Hierbei gilt es diese Definitionen praxisnah in die Deponietechnik zu implementieren. Basis der planerischen Umsetzung zur Bestimmung der Ökobilanzierung sind die Regelwerke “D*IN EN 15643:2021-12 Nachhaltigkeit von Bauwerken – Allgemeine Rahmenbedingungen zur Bewertung von Gebäuden und Ingenieurbauwerken sowie” und “DIN EN 17472:2022-09 Nachhaltigkeit von Bauwerken – Nachhaltigkeitsbewertung von Ingenieurbauwerken – Rechenverfahren*”.

Wie zuvor beschrieben erfolgt dann die Betrachtung auf den gesamten Lebenszyklus des Bauwerkes (der Deponie) einschließlich aller Produkte, Prozesse und Dienstleistungen. Nach Viefhaus & Lesny (2023) folgt das Konzept einem modularen Ansatz, in dem jede Lebenszyklusphase aus Informationsmodulen besteht, welche jeweils einen oder mehrere Prozesse im Lebenszyklus des Bauwerkes umfassen. Danach erfolgt auch die Vorgehensweise der Autoren.

Für die eingangs erwähnte Bewertung der Ökobilanz (LCA) werden dann die Regelwerke „*DIN EN ISO 14040:2021-02 Umweltmanagement – Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen*“ sowie „*DIN EN ISO 14044:2021-02 Umweltmanagement – Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen*“ herangezogen.

3.2 Allgemeine praktische Bewertung im Bauwerk Deponie

Der Lebenszyklus eines Ingenieurbauwerkes lässt sich sehr gut nach DIN 17472 durch die einzelnen Informationsmodule A0 bis C4 bzw. bei der zusätzlichen Betrachtung von Einflüssen außerhalb der Systemgrenze, bis D2, beschreiben. Die Systemgrenzen sind Linien der Trennung zwischen einem zu analysierenden System und seiner Umgebung.

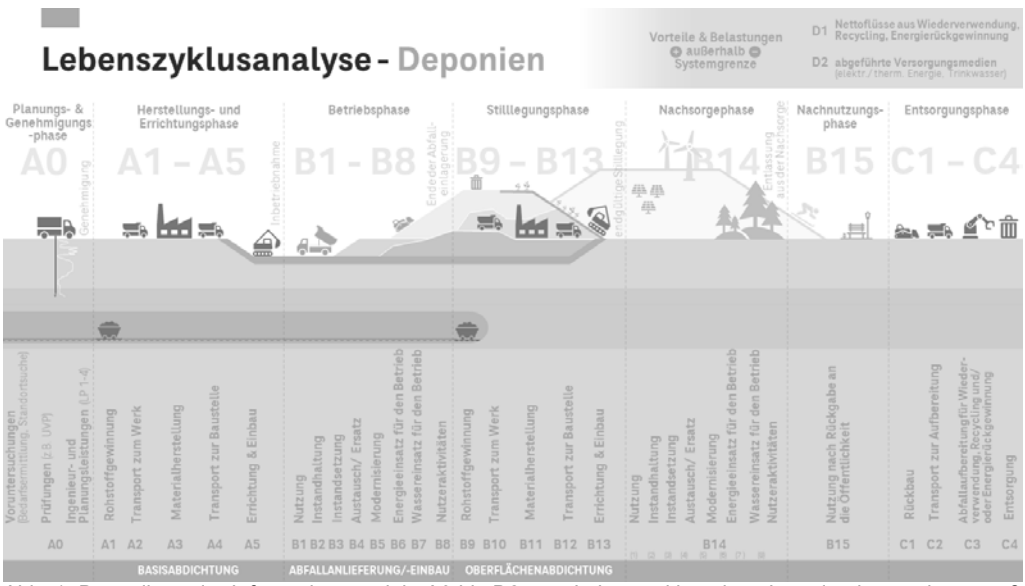


Abb. 1: Darstellung der Informationsmodule A0 bis D2 zum Lebenszyklus eines Ingenieurbauwerks gemäß DIN 17472 nach (Meier 2024)

Für die Nachhaltigkeitsbetrachtung der Ausführung eines Bauwerkes ist es elementar die technischen und funktionalen Anforderungskriterien zu definieren, die durch das Bauwerk erfüllt werden müssen. Das ist aus planerischer und baulicher Sicht unumgänglich, um unterschiedliche Ausführungen und verschiedene Varianten als ein „*funktionales Äquivalent*“ (Viefhaus & Lesny 2023) miteinander vergleichen zu können. Die technischen Anforderungen ergeben sich in Deutschland aus der Deponieverordnung (DepV) zur Definition der Systemgrenzen. Je nach Zielsetzung werden dabei die räumlichen Grenzen sowie der Betrachtungszeitraum ausgewählt.

Bei der Übertragung dieser Lebenszyklusbetrachtung auf Deponiebauwerke wird schnell ersichtlich, dass die Lebensphasen einer Deponie umfangreicher und nicht so linear verlaufen wie bei klassischen Ingenieurbauwerken. Bei Deponien folgt auf die Planungsphase A0 eine erste Herstellungs- und Errichtungsphase A1-A5 in der die Basisabdichtung erbaut wird. Nach der Inbetriebnahme der Deponie folgt die Nutzungs- oder Betriebsphase B1-B8 mit dem eigentlichen Deponiebetrieb, der Abfallanlieferung, dem Abfalleinbau, etc. Zum Ende der Betriebsphase (Phase nach der Nachsorgephase wird als Nachnutzungsphase definiert) ergibt sich mit dem Ende der Abfalleinlagerung und der Stilllegung der Deponie mit dem Bedarf nach einer Oberflächenabdichtung eine weitere Herstellungs- und Errichtungsphase. Um den Lebenszyklus eines Deponiebauwerks ebenfalls linear zu gestalten ist an dieser Stelle eine Erweiterung der klassischen

Modulierung notwendig. Diese Erweiterung wird zum einen durch die Stilllegungsphase B9-13 erreicht, welche die Herstellung und Errichtung der Oberflächenabdichtung analog zu A1-5 beschreibt. Zum anderen sorgt die Erweiterung der Nachsorgephase C14 (inhaltlich analog zu der Betriebsphase B1-8) dafür die Betriebsphase in den Zeitraum vor und nach der Stilllegung der Deponie zu unterteilen. Anschließend an die erfolgreiche Entlassung aus der Nachsorge folgt eine Umfunktionierung der Deponie als solche, dass sie nicht mehr aktiv überwacht werden muss und der Allgemeinheit wieder zur Verfügung gestellt werden kann, B14. Als letzter Schritt innerhalb der Systemgrenze steht eine mögliche Entsorgungsphase C1-4. Diese Phase wird hier als optional beschrieben, da nicht jede Deponie zurückgebaut werden muss und diese auch in der Phase B14 verbleiben können. Die weiteren Informationsmodule D1 und D2 beschreiben Einflüsse, welche aus einer potenziellen stofflichen oder energetischen Verwertung stammen, die außerhalb des definierten Lebenszyklus auftreten. Für jedes Informationsmodul erfolgt dann eine individuelle Bewertung von realistischen Varianten mit Ausformulierung der darin enthaltenden Prozesse. Bei dem vorliegenden Beispiel erfolgt die Bilanzierung über standardisierte GWP-Werte (Global Warming Potential) einzelner Materialien und Gewerke. Dazu werden auch gängige Informationen aus Umweltproduktdeklarationen (EPD – Environmental Product Declaration) herangezogen.

4 ANWENDUNGEN IN DER DEPONIETECHNIK

In einem konkreten Beispiel bei einer Deponieerweiterung um ein zusätzliches Volumen von ca. 1,5 Mio. m³ erfolgt eine praxisnahe Anwendung zu einer Ökobilanzierung. Die notwendigen Materialien und baulichen Tätigkeiten, die für diese Erweiterung notwendig sind, werden in ihren anfallenden Treibhausgasemissionen bilanziert, um die Auswirkungen des Bauvorhabens auf das globale Klima in Form von CO_2-Emissionen zu betrachten. Diese Bilanzierung kann aus Gründen der Komplexität lediglich exemplarisch angerissen bzw. kurz vorgestellt werden.

4.1 Grundlagen zu Lebenszyklenbetrachtung Nachhaltigkeitsbewertung

Die Deponieerweiterung ist unterteilt in die Errichtung einer Basisabdichtung und einer Zwischendichtung (hier zusammengefasst unter A1-5) und der Oberflächenabdichtung (B9-13), sowie die Anlieferung und den Einbau der Abfallmengen (B8). Diese vier Gewerke wurden weiter in ihre einzelnen Untergewerke aufgeschlüsselt.

Anhand der Bilanzierung von zwei unterschiedlich aufgebauten Entwässerungsschichten erfolgt die Vorstellung der ersten Gesamtergebnisse.

Die eine Entwässerungsschicht bei der Errichtung der Basisabdichtung besteht aus einer 0,5 m dicken Kiesschicht, wohingegen die Entwässerungsschicht der Oberflächenabdichtung aus einer Drainagematte aus Polypropylen als Materialbasis besteht. Erwähnt wird, dass es sich bei dieser Betrachtung im Sinne der Basisabdichtung grundsätzlich nicht um ein „*funktionales Äquivalent*“ handelt, da Dränmatten infolge hoher Auflastungen bei Basisabdichtungen sicherlich nicht zum Einsatz kommen.

Im ersten Schritt ist es bei der Ermittlung der Umweltindikatorwerte ratsam zu prüfen, in wie weit Hersteller dieser Produkte bereits eine Umweltproduktdeklaration zu dem jeweiligen Produkt zur Verfügung stellen, in der alle Umweltindikatoren analysiert werden. Bei Nichtvorlage dieser Informationen können unterschiedliche Datenbanken (z.B. Ökobaudat oder OneClickLCA) herangezogen werden, um generische Emissionswerte zu einzelnen Produkten oder Leistungen zu erlangen. Wenn auch in etwaigen Datenbanken kein Datensatz zum benötigten Produkt verfügbar ist, werden eigene Ansätze und Berechnungen durchgeführt, um Einflüsse auf das Klima abzuschätzen. Diese gewählten Ansätze müssen aus Gründen der Verifizierung und Vergleichbarkeit ausführlich beschrieben werden.

In der Umweltproduktdeklaration werden für die betrachteten Informationsmodule separat Ergebnisse für unterschiedliche Umweltindikatoren berechnet, wobei für das vorliegende Beispiel der Einfluss auf den Klimawandel, angegeben in kg CO_2-Äquivalenten, von größter Bedeutung ist. In der nachfolgenden Tabelle sind die Indikatorwerte der einzelnen Module und die Gesamtemissionen für eine Dränmatte mit einer Fläche von 99.700 m² aufgelistet.

Tab. 1: Umweltindikatorwerte zum GWP der Dränmatte Secudrain® der Fa. NAUE GmbH & Co. KG und die anfallenden Gesamtemissionen bei Betrachtung der Gesamtfläche

	A1	**A2**	**A3**	**A4**	**A5**
GWP [kg CO_2-Äq/m²]	1,87E+00	2,82E-02	3,04E-01	1,10E-01	1,77E-01
CO_2 Emissionen gesamt [t CO_2]	186,4	2,8	30,3	11,0	17,6

Im Fall der Entwässerungsschicht aus Kies liegt keine EPD eines Herstellers vor, der die Umweltwirkungen des Lebenszyklus von Kies über die Module A1 bis A5 beschreibt. Hier wird derzeit noch auf andere Ansätze und Datenbanken zurückgegriffen, um die Module einzeln zu berechnen.

Für die Module A1 bis A3 (Herstellung) bietet die Ökobaudatenbank (Ökobaudat.de) einen Datensatz an, der das globale Erwärmungspotenzial für die Gewinnung und Aufbereitung von Kies in kg CO_2-Äquivalenten pro Kilogramm angibt. Für die Bilanzierung des Transportes A4 wird für den Antransport der Materialien ein Datensatz aus der Ökobaudat herangezogen, der sich auf Gütertransporte pro Tonne und gefahrene Kilometer bezieht. Für das letzte hier betrachtete Modul A5, die Errichtung der Entwässerungsschicht bzw. der Geräteeinsatz auf der Baustelle wird ebenfalls ein eigener Ansatz gewählt. Dabei wird der Einsatz von jeweils einem Bagger, einer Raupe und einem Muldenkipper angesetzt. Der Kraftstoffverbrauch wurde in Abhängigkeit von der Leistung des Geräts und der Arbeitsschwere mittels eines Tools zur Berechnung des Betriebsstoffverbrauchs von Baumaschinen der Technischen Universität Wien bestimmt (Winkler 2017). Die Auswertung in Abbildung 2 zeigt den Vergleich zwischen den beiden Varianten zur Errichtung einer Entwässerungsschicht. Auffallend ist der gravierende Unterschied in den Modulen A4 und A5. Dieser beruht hauptsächlich auf der durch die mächtige Kiesschicht anfallenden Masse im Vergleich zur Dränmatte. Diese Massen sorgen sowohl beim Transport für eine deutlich höhere Anzahl an notwendigen Lieferungen und bei der Installation für einen deutlich höheren Geräteeinsatz. Bei der Transportdistanz für die Kiesanlieferung wurde eine mittlere Distanz von 25 km angesetzt. Durch den Einfluss des Moduls A4 an den Gesamtemissionen wird deutlich wie einflussreich die Wahl eines möglichst deponienahen Anbieters der zu verbauenden Materialien ist. Eine Reduzierung der Transportdistanz von 25 auf beispielsweise 15 km würde das GWP des A4-Moduls von 3,6 kg CO_2eq./m² um 40 % auf nur noch 2,1 kg CO_2eq./m² absenken, was den direkt proportionalen Zusammenhang beider Größen verdeutlicht. Dies veranschaulicht, dass sich ein gravierender Faktor der Nachhaltigkeit eines Deponiebauwerkes, die Standortanalyse, in der Planungsphase abspielt. Dabei helfen können z.B. Plattformen für Baumaterialien, die eine umweltfreundliche Infrastruktur ermöglichen, wie ORIS SAS (ORIS 2024).

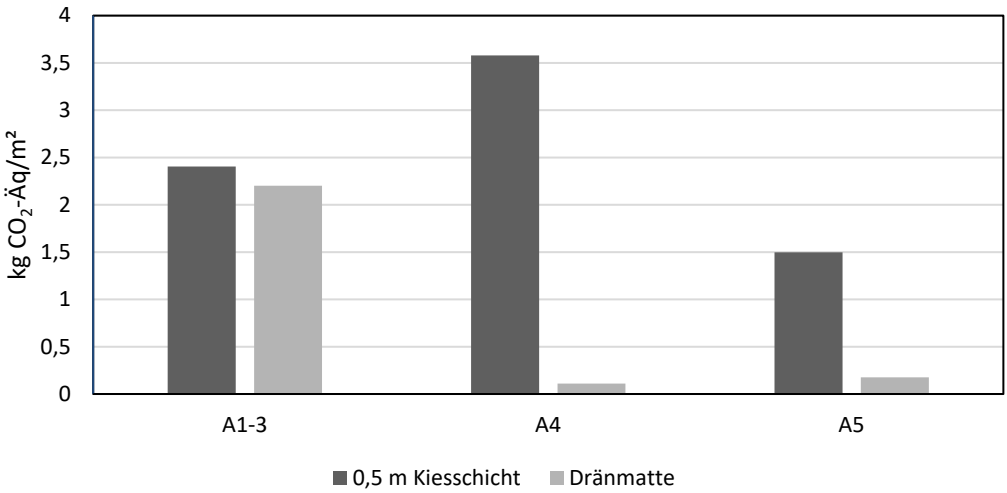


Abb. 2: Spezifische GWP-Indikatorwerte für eine Entwässerungsschicht mit Kies und eine Dränmatte pro m²

Die Ergebnisse der gesamten Bilanzierung der Deponieerweiterung sind in der folgenden Tabelle für die technischen Einrichtungen und die Anlieferung und den Einbau der Abfallmengen aufgelistet:

Dabei fällt sofort ins Auge welchen großen Anteil von mehr als 60 % die Anlieferung und der Einbau des Abfalls an den Gesamtemissionen hat. Die Emissionen der Anlieferung sind auch hier wieder direkt proportional zu der Distanz, die für den Transport zurückgelegt wird. Auch dies zeigt sehr deutlich, wie ausschlaggebend die Auswahl des Deponiestandortes auf die potenzielle Nachhaltigkeit und die Ressourcenschonung ist.

Tab. 2: Auflistung der bilanzierten Treibhausgasemissionen der Abdichtungskomponenten, sowie der Anlieferung und des Einbaus der Abfallmengen im Rahmen einer Deponieerweiterung in t CO_2eq

	A1-3 Material-gewinnung & -herstellung [t CO_2eq.]	A4 Transport [t CO_2eq.]	A5 Errichtungs-prozess & Baubegleitung [t CO_2eq.]	B8 Nutzer-aktivitäten [t CO_2eq.]	B9-11 Material-gewinnung & -herstellung [t CO_2eq.]	B12 Transport [t CO_2eq.]	B13 Errichtungs-prozess & Baubegleitung [t CO_2eq.]	Anteil	Summe [t CO_2eq.]
Basisabdichtung	1022	1248	1313					**14,8 %**	3583
Zwischendichtung	648	855	635					**8,8 %**	2138
Oberflächenabdichtung					1588	1058	328	**12,2 %**	2974
Abfallanlieferung & -einbau				15584				**64,2 %**	15584
Anteil	**6,9 %**	**8,7 %**	**8,0 %**	**64,2 %**	**6,5 %**	**4,4 %**	**1,4 %**	**100 %**	
Summe [t CO_2eq.]	**1670**	**2103**	**1948**	**15584**	**1588**	**1058**	**328**		**24279**

Die Auswertung und Bilanzierung zeigt somit, dass auch bei der Suche nach einem nachhaltigeren „*funktionalem Äquivalent*“ nicht nur die Materialien und die unterschiedlichen Installationsprozesse berücksichtigt werden müssen, sondern, dass besonders die Verfügbarkeit und die damit verbundene Transportdistanz der Materialien einen langen Hebel in der Bilanzierung innehat und frühzeitig berücksichtigt werden muss.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND WEITERER AUSBLICK

Anhand des aufgeführten kurzen Beispiels ist ersichtlich wie wichtig eine Definition von Ökobilanzierungsansätzen und eine Verifizierung eingesetzter Daten für die Bewertung von LCA im Deponiebau ist. Seit geraumer Zeit bringt sich CDM Smith u.a. aktiv im Arbeitskreis 6.7 der DGGT (Deutsche Gesellschaft für Geotechnik) ein, der sich mit den Herausforderungen globaler Krisen (Erderhitzung, Biodiversitätskrise, ...) und der damit einhergehenden Verantwortung in der Geotechnik beschäftigt. Ziel ist es, die wesentlichen Aspekte der Geotechnik im komplexen Themenfeld der Nachhaltigkeit zu identifizieren sowie handhabbare Orientierungshilfen und Bewertungsschemata zu erarbeiten. Damit soll die Möglichkeit geschaffen werden Nachhaltigkeitsaspekte in der Ingenieursarbeit leichter zu implementieren. Eine erste Orientierungshilfe wurde hierzu erarbeitet und mit dem AK 6.7 der DGGT geteilt. Dabei ist die Grundidee, dass bereits etablierte Methoden wie z.B. die der Lebenszyklusanalyse mit den Nachhaltigkeitskonzepten in eine *Donut-Ökonomie*, welche sowohl die planetaren Belastungsgrenzen als auch die gesellschaftlichen Bedürfnisse berücksichtigt und dem *Cradle to Cradle-Konzept*, welche zwei kontinuierliche Kreisläufe (biologischer und technischer Kreislauf) als Ziel hat miteinander zu kombinieren und anschließend in den geo- und deponietechnischen Kontext zu übersetzen. Das bedeutet, dass geo- und deponietechnische Bauwerke über ihren gesamten Lebenszyklus betrachtet, weder eine mangelnde geotechnische Qualität (Gebrauchstauglichkeit, Tragfähigkeit) aufweisen sollten, um ihrer eigentlichen Funktion gerecht zu werden, noch die planetaren Belastungsgrenzen (z.B. in Form von Treibhausgasemissionen oder Ressourcenverbrauch) überschreiten sollten. In vergleichender Form gilt es diesen Ansatz für alle weiteren Gewerke für den Schwerpunkt in der Deponietechnik zu implementieren und anwendertauglich umzusetzen.

LITERATURVERZEICHNIS

Bundes-Klimaschutzgesetz (KSG) (2019) Bundes-Klimaschutzgesetz vom 12. Dezember 2019 (BGBI. I S. 2513), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 18. August 2021 (BGBI. I S. 3905) geändert worden ist

Meier, K., (2024) CDMS, Sustainability EUG, Kernteam Nachhaltigkeit

DIN EN ISO 14040 (2021) Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006 + Amd 1:2020); Deutsche Fassung EN ISO 14040:2006 + A1:2020

DIN EN 15643 (2021) Nachhaltigkeit von Bauwerken – Allgemeine Rahmenbedingungen zur Bewertung von Gebäuden und Ingenieurbauwerken; Deutsche Fassung EN 15643:2021

DIN EN 17472 (2022) Nachhaltigkeit von Bauwerken – Nachhaltigkeitsbewertung von Ingenieurbauwerken – Rechenverfahren; Deutsche Fassung EN 17472:2022

Eberle, U., Grießhammer, R., (1996) Entwicklungsziele für nachhaltige Produkte. Ökobilanzen und Produktlinienanalysen. Ökoinstitut Verlag, Freiburg

Egloffstein, T., (2006) Energiebilanz zur Verwendung mineralischer und polymerer Werkstoffe bei der Herstellung von Deponieabdichtungen, Fachtagung „Die sichere Deponie“, 16. bis 17. Februar 2006 in Würzburg

NAUE GmbH & Co. KG (2017) Secudrain® Environmental Product Declaration, Declaration Number: EPD-NAUE-SD-001-ref2

Ökobaudat – Informationsportal Nachhaltiges Bauen; Bundesministerium für Wohnen, Stadtentwicklung und Bauwesen; www.oekobaudat.de

ORIS (2024) – Plattform für Infrastruktur und Baumaterialien; ORIS SAS; www.oris-connect.com

Schmieder, F., (2023) Nachhaltigkeit als Ideologie, Leibniz Zentrum für Literatur- und Kulturforschung (Berlin); Deutschlandfunk Nova vom 04.05.2023

Winkler, C., (2017) Betriebsstoffverbrauch von Baumaschinen als Faktor einer ökoeffizienten Bauprozessoptimierung; Dissertation, Technische Uni Wien

WCED, World Commission of Environment and Development (1987) Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung
Viefhaus, H., Lesny C., (2023) Wie nachhaltig ist unser Deponiebau?, 19. Leipziger Deponiefachtagung
Viefhaus, H., Lesny C., (2024) Ökobilanzierung als zusätzliches Entscheidungskriterium bei der Planung und Genehmigung von Abdichtungsmaßnahmen im Deponiebau, 20. Leipziger Deponiefachtagung

KONTAKT

Dipl.-Ing. Biotechn. Jürgen Forsting, M.Sc. Konstantin Meier;
CDM Smith SE; Am Umweltpark 3 – 5; D-44793 Bochum
www.cdmsmith.com

Deponieplanung unter Dichtestress: Ermittlung Deponiebedarf und Standortsuche in der Schweiz

Daniel Locher[1], Nadine Schneider[1], Roksoliana Bilovus [1] & Christina Stadler[1]
[1)] Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Sektion Abfallwirtschaft, Kanton Zürich, Schweiz

KURZFASSUNG: Trotz einer raumplanerisch schwierigen Ausgangslage, im dicht besiedelten Kanton Zürich, gelang es, ausreichend neue Deponiestandorte zu finden. Der Prozess zur Auswahl der Standorte wurde sorgfältig und unter Einbezug aller betroffenen Stakeholder durchgeführt. Insgesamt wurden 400 Standorte evaluiert, wovon 23 Standorte für die weitere Planung ausgewählt wurden. Zur Ermittlung des Bedarfs wurde ein Prognosemodell für Deponieabfälle erstellt. Vorgängig wurde jedoch das Potential zur Reduktion von Deponieabfällen untersucht. Daraus konnten wiederum Maßnahmen zur Förderung der Verwertung abgeleitet werden. Der Kanton Zürich strebt damit eine deutliche Reduktion der deponierten Abfälle an.

1 DEPONIEN IN DER SCHWEIZ, EINE KURZE EINFÜHRUNG

In der Schweiz gibt es fünf Deponietypen, welche mit den Buchstaben A bis E bezeichnet sind. Diese stehen in aufsteigender Folge für zunehmendes Gefährdungspotenzial der dort abgelagerten Abfälle (Typ A sauberer Aushub; Typ B wenig belastete mineralische Abfälle; Typ C stark belastete, anorganische Abfälle; Typ D Verbrennungsrückstände; Typ E stark belastete Abfälle). In der Tabelle 1 ist ein Vergleich mit den österreichischen und deutschen Deponietypen aufgeführt.

Tab. 1: Vergleich der Deponietypen, Schweiz, Österreich und Deutschland

Land	Schweiz	Österreich	Deutschland
Verordnung	VVEA: Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen	Deponieverordnung	Deponieverordnung
Deponien Typ	Deponie Typ A	Bodenaushubdeponie	Deponieklasse 0
	Deponie Typ B	Inertabfalldeponie	Deponieklasse 0
	Deponie Typ C	Reststoffdeponie	Deponieklasse 1
	Deponie Typ D	Reststoffdeponie Verbrennungsrückstände	Deponieklasse 2
	Deponie Typ E	Massenabfalldeponie	Deponieklasse 3

2 WERTVOLLER DEPONIERAUM

Der Kanton Zürich ist bestrebt, die Stoffkreisläufe zu schließen. Abfälle sollen, wenn immer möglich so behandelt werden, dass eine stoffliche Verwertung möglich ist. Bei der Behandlung von Abfällen entstehen aber nach wie vor schadstoffhaltige Rückstände, welche nicht in den Kreislauf zurückgeführt werden dürfen. So werden im Kanton Zürich jährlich 700.000 bis 1.000.000 Tonnen Abfälle auf Deponien abgelagert.
Das bestehende Deponievolumen ist knapp und nimmt stetig ab. Um neue Standorte für Deponien zu identifizieren, wurde von 2020 bis 2023 das Projekt «Gesamtschau Deponien» durchgeführt. Die daraus resultierenden Standorte sollen in der kantonalen Planung (kantonaler Richtplan) festgesetzt werden (Baudirektion Kanton Zürich 2022).

3 ZUERST VERWERTEN – DANN DEPONIEREN

Das Deponievolumen im Kanton Zürich ist begrenzt und es gilt, sorgsam und bewusst damit umzugehen. Im Sinne eines geschlossenen Ressourcenkreislaufs sowie der Schonung des Deponieraumes soll möglichst wenig Material einer Deponie zugeführt und möglichst hohe Anteile mit Hilfe von Aufbereitungs- und Behandlungsanlagen rezykliert werden. Insgesamt ist eine Reduktion des zu deponierenden Abfalls von 30 - 50% anzustreben. In einem separaten Projekt wurde das Verwertungspotential der heute noch deponierten Materialien in Deponien des Typs B und E untersucht.
Das Ziel der Studie war es, die Mengenanteile der heute auf den Deponien des Typs B und E abgelagerten mineralischen Materialien, die grundsätzlich einer Verwertung oder Behandlung zugeführt werden können, abzuschätzen. Auf Basis dieser Abschätzungen sollten Maßnahmen abgeleitet werden, mit welchen die Erhöhung der Verwertungsquoten sowie die Reduktion des notwendigen Deponievolumens erreicht werden können. Ergänzend dazu wurden die damit verbundenen Mehrkosten grob abgeschätzt, um die ökonomischen Konsequenzen dieser Strategie aufzuzeigen. Die Resultate dieser vertieften Analyse wurden danach für die Szenarien-Berechnungen des Deponieprognosemodells verwendet (Energie- und Ressourcen-Management GmbH 2022).

4 ERMITTLUNG DEPONIEBEDARF

Zur Abschätzung des zukünftigen Bedarfs an Deponievolumen wurde ein Prognosemodell für Deponieabfälle entwickelt. Im Deponieprognosemodell wurden verschiede Szenarien definiert und bis ins Jahr 2050 modelliert. Damit kann der Bedarf an künftigem Deponievolumen unter Einbezug verschiedener Maßnahmen, wie z.B. die Erhöhung der Verwertung von Rückbaumaterial, abgeschätzt werden. Es wurden verschiedene Maßnahmen definiert und modelliert, mit welchen der Materialinput in die Deponien zukünftig deutlich reduziert werden kann (vgl. Abbildung 1). Für die Umsetzung der Maßnahmen (z.B. keine direkte Ablagerung von Bauabfällen, Behandlung von Aushub in Bodenwaschanlagen etc.) müssen alle betroffenen Akteure frühzeitige einbezogen werden, da es einige Hürden und Herausforderungen zu überwinden gilt. Trotz all diesen Bestrebungen muss der Kanton Zürich auch für die Zukunft genügend Deponieraum zur Verfügung stellen, damit nicht behandelbare Abfälle oder Rückstände aus Behandlungsanlagen fachgerecht und sicher abgelagert werden können. Da die Planung neuer Deponien sehr lange dauert und um den Bedarf langfristig zu sichern, wurde mit einem Planungshorizont von 40 Jahren gerechnet. Zur Berechnung des Bedarfs an Deponieraum wurde ein ambitioniertes Szenario gewählt. Sollte sich der Deponiebedarf während diesem Zeitraum durch eine forcierte Kreislaufwirtschaft weiter reduzieren, steht der Deponieraum entsprechend länger zur Verfügung. Da neue Deponien erst in Betrieb gehen, wenn die alten verfüllt sind, kann es nicht zu Überkapazitäten kommen. Aus dem Prognosemodell resultiert mit dem Szenario Mittel + Behandlungsregel folgender Bedarf (Energie- und Ressourcen-Management GmbH, Sieber Cassina + Partner AG 2022):

- Um eine möglichst regionale Entsorgung von schwach belasteten mineralischen Abfällen sicherzustellen, sollte eine Deponie Typ B pro Planungsregion in Betrieb sein. Auf Deponien Typ B wird mit einem Abfallstrom von durchschnittlich 230.000 m³ pro Jahr und somit 9.2 Mio. m³ in 40 Jahren gerechnet. Dies entspricht bei 10 Regionen einem Deponiestandort pro Region mit einem Volumen von 0,92 Mio. m³. Somit ergeben sich 10 aktive Typ B Deponiestandorte im Kanton, welche für die gesamte Planungsdauer ausreichen.
- Zur Gewährleistung der Entsorgungssicherheit und für kürzere Transportwege sollten im ganzen Kanton jeweils 2 bis 3 Deponien Typ C/D/E in Betrieb sein. Mit 170.000 m³ Abfällen pro Jahr (Typ C 50.000 m³/a, Typ D 85.000 m³/a, Typ E 35.000 m³/a) sind für die nächsten 40 Jahre rund 6,8 Mio. m³ Deponievolumen erforderlich. Dies entspricht ungefähr 7 Deponiestandorten im Kanton.

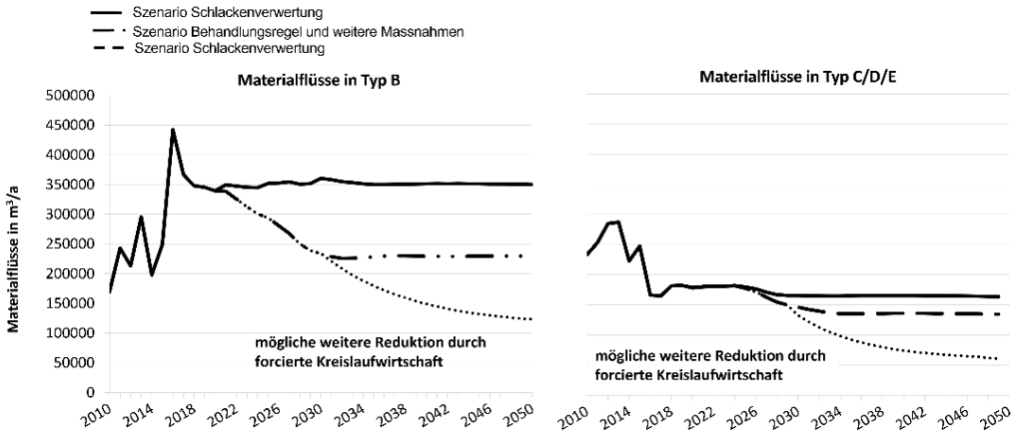


Abb. 1: Modellierte Materialflüsse in Deponien bis 2050

5 DEPONIESTANDORTE GESUCHT

In der Gesamtschau Deponien wurden ca. 400 Standorte im Kanton Zürich evaluiert und bewertet. Die Standorte wurden aus vier verschiedenen Gruppen ausgewählt:

- Standorte aus früheren Evaluationen, bei welchen kein Eintrag in den kantonalen Richtplan erfolgt ist, wurden aufgrund der aktuellen Gesetze und unter Verwendung der angepassten Kriterien erneut bewertet.
- Unternehmer wurden aufgefordert, neue Standorte vorzuschlagen.
- Durch eine Studie wurde untersucht, ob alte Ablagerungsstandorte ausgehoben und neu verfüllt werden könnten (Landfill-Mining). Geeignete Ablagerungsstandorte wurden in die Evaluation aufgenommen (Basler & Hofmann AG, Ingenieure und Planer 2022).
- Die in der kantonalen Planung bereits bestehenden Deponiestandorte wurden erneut überprüft, um sicherzustellen, dass sie den aktuellen Anforderungen entsprechen.

Für die Evaluation wurden in einem ersten Schritt Ausschlusskriterien definiert. Standorte, die diese Hürde nehmen, eignen sich grundsätzlich als Deponiestandorte. Um aus ca. 400 Standorten die Geeignetsten zu finden, wurden in einem nächsten Schritt Bewertungskriterien entwickelt. Die jeweils am besten geeigneten Standorte wurden für die Festlegung im Richtplan vorgeschlagen. Das GIS-Modell zur Anwendung der Kriterien wurde durch die ilu AG entwickelt und angewendet.

5.1 Kriterien: Was macht einen guten Standort aus

Bei der Auswahl der Deponiestandorte wurden umfassende fachliche Überlegungen in die Entwicklung der Kriterien einbezogen. In einem ersten Schritt wurden zusammen mit den kantonalen Fachstellen Ausschluss- und Bewertungskriterien definiert. Für die Entwicklung der Bewertungskriterien wurde ein «Echoraum» gegründet, um frühzeitig die Ansichten und Haltungen verschiedener Akteure in das Projekt einzubeziehen: an den Workshops teilgenommen haben je eine Delegation des Verbands der Gemeindepräsidien, der Planungsregionen, der Interessensgemeinschaft Entsorgung Region Zürich sowie von verschiedenen Interessenverbänden aus Natur- und Landschaftsschutz, Wald und Landwirtschaft. Mit dem Einbezug vielseitiger Interessen konnten die Bewertungskriterien nochmals verfeinert werden. Nachfolgend werden die verschiedenen Kriterien kurz vorgestellt.

5.2 Ausschlusskriterien

Ausschlusskriterien sind Gegebenheiten, die einen Deponiestandort aufgrund von übergeordneten Schutz- und Nutzungsinteressen nicht zulassen. Standorte, die diese Hürde nehmen, sollen sich grundsätzlich als Deponiestandorte eignen. Der Kriterienkatalog wurde aus den gesetzlichen- und behördenverbindlichen Vorgaben abgeleitet und mit den beteiligten kantonalen Fachstellen abgestimmt. Zu den Ausschlusskriterien gehören neben dem Siedlungsgebiet und größeren Infrastrukturanlagen insbesondere Grundwasser und Gewässerschutzgebiete sowie Landschafts- und Naturschutzgebiete. Als Grundlage für die räumliche Darstellung der Ausschlusskriterien dienen vorhandene Geodatensätze.
Konflikte, welche nicht direkt zu einem Ausschluss führen, wurden im Standortdossier das erste Mal festgehalten und müssen bei jedem weiteren Planungsschritt berücksichtigt werden. Die Konflikte sind soweit möglich in Form von Bewertungskriterien in die gutachterliche Beurteilung und Bewertung der Standorte eingeflossen. Im Rahmen der späteren Gestaltungsplanverfahren müssen diese Konflikte bereinigt werden und die Standortgebundenheit muss nachgewiesen werden. Wenn die Errichtung einer Deponie eine natürliche Ressource, wie beispielsweise Wald, beeinträchtigt oder sogar zerstören würde, oder wenn ein Konflikt, wie das Vorhandensein einer archäologischen Fundstelle, besteht, muss der gewählte Deponiestandort unverzichtbar sein. Der Standort muss im Vergleich zu anderen gleichartigen Standorten aufgrund von zwingenden Gründen, die die Interessen zum Schutz des Konfliktkriteriums überwiegen, unabdingbar sein. Ein Beispiel hierfür wäre die vollständige Errichtung einer Deponie vom Typ C, D und E im Wald, wenn die hydrogeologischen Anforderungen an möglichen Standorten im Wald deutlich besser erfüllt werden können als außerhalb des Waldes.

5.3 Bewertungskriterien

Das Ziel der Bewertung ist es, alle potenziellen Standorte im Rahmen einer umfassenden Prüfung der Standorteignung zu beurteilen und zu selektionieren. Um eine Vergleichbarkeit der potenziellen Standorte und somit eine Rangierung zu erhalten, wurden die Standorte anhand eines vorgegebenen Katalogs mit definierten Kriterien beurteilt. Jeder Standort wurde pro Kriterium mittels Punkteregelung bewertet. Der Kriterienkatalog wurde aus den gesetzlichen Vorgaben und den öffentlichen Interessen abgeleitet und mit den kantonalen Fachstellen sowie den Teilnehmenden des Echoraums abgestimmt.

5.4 Bewertung und Gewichtung

Um die Standorte miteinander vergleichen zu können, wurden die Bewertungspunkte mit einer Gewichtung multipliziert und danach für jeden Standort aufsummiert. Das Ergebnis bezeichnet man als Nutzwert. Je höher der Nutzwert, desto besser die Eignung des Standorts. Sämtliche Standorte, welche in die engere Auswahl kamen, wurden zudem auch gutachterlich bewertet. Dabei konnte die automatische Bewertung bei Bedarf übersteuert werden. Bei der Bewertung wurden verschiedene Gewichtungsvarianten berechnet und verglichen. Entscheidend für die Beurteilung der Standorte war schlussendlich die Gewichtungsvariante Echoraum, welche aus den Inputs der Teilnehmenden am Echoraum abgeleitet wurde. Die Bewertung ist auf den Standortblättern aufgeführt, welche im GIS-Layer Deponiestandorte abgerufen werden können. Da der Deponieperimeter auf Stufe Richtplan noch nicht definitiv ist, resultiert in der Bewertung eine gewisse Unschärfe, welche beim Vergleich von verschiedenen Standorten beachtet werden muss.

6 SCHLUSSFOLGERUNG

Von rund 400 Standorten verblieben nach Anwendung der Ausschlusskriterien 217 potenziell geeignete Standorte. Alle Standorte wurden mittels automatisierbaren Bewertungskriterien beurteilt. Dies hat eine erste Rangierung der Standorte nach deren Eignung ermöglicht. Die 72 besten Standorte wurden danach vertieft abgeklärt. Dabei wurden zahlreiche Begehungen und bei Standorten mit kritischen Untergrundverhältnissen auch Sondierungen durchgeführt. Besonders beachtet wurden auch die Möglichkeiten für die Erschließung der Standorte, da diese oft eine entscheidende Rolle bei der Realisierung spielen. Bei der Gesamtschau wurde besonderes Augenmerk auf Erweiterungen von bereits bestehenden Standorten sowie auf mögliche Umnutzungen von Kies- und Tongruben als Deponien gelegt. Solche Standorte bieten vielfältige Synergien mit bestehenden Projekten und werden daher gegenüber neuen Standorten, die komplett neu erschlossen werden müssen, bevorzugt behandelt. Zur langfristigen Sicherstellung der Entsorgung von nicht verwertbaren Abfällen wurden 23 neue Standorte für die Teilrevision des kantonalen Richtplans ausgewählt. Mit dem Mehrvolumen gegenüber dem errechneten Bedarf ist auch eine erhöhte Flexibilität bei der Realisierung von Standorten gewährleistet. Von den 23 neuen Standorten sind 3 Erweiterungen von bestehenden Standorten, 6 sollen zusammen mit einem Landfill-Mining realisiert werden. Da die Wirtschaftlichkeit dazu nicht immer gegeben ist, prüft der Kanton Zürich im Rahmen der Abfallplanung verschiedene Finanzierungsmodelle. Die Prüfung der im Richtplan bereits festgelegten Standorte hat ergeben, dass die Mehrheit auch weiterhin als gut geeignete Standorte gelten. Zwei bestehende Richtplanstandorte sollen jedoch aus dem Richtplan entlassen werden. Die für den Richtplan empfohlenen Standorte werden im Standortdossier vorgestellt. Ein Standortblatt mit detaillierten Angaben zum Standort ist auf dem GIS-Layer Deponiestandorte abrufbar. Die Abbildung 2 zeigt die Anzahl Standorte im Verlauf der Bearbeitung (Baudirektion Kanton Zürich 2024).

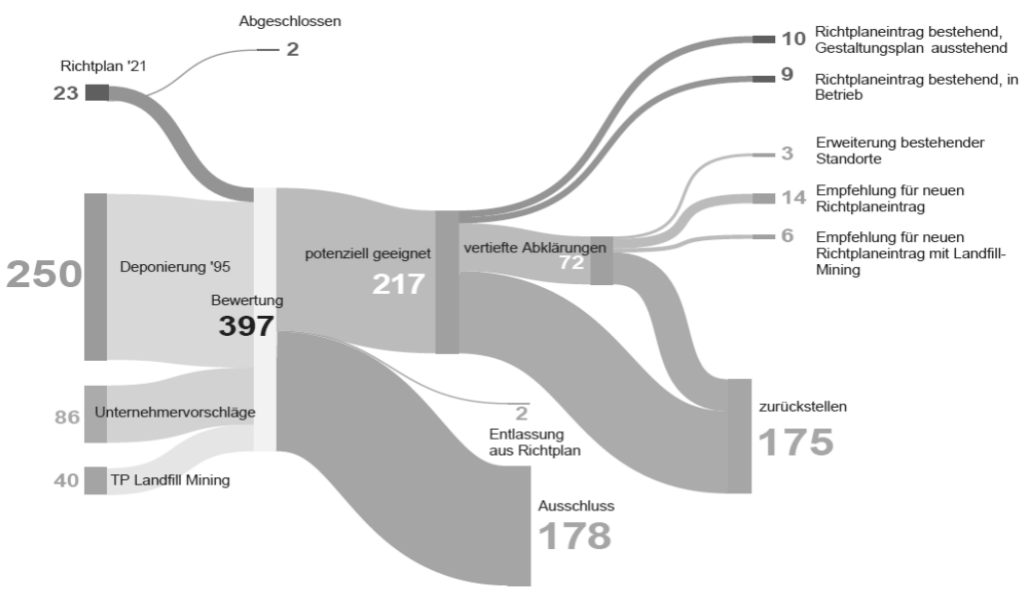


Abb. 2: Sankey-Diagramm zur Standortevaluation

LITERATURVERZEICHNIS

Basler & Hofmann AG, Ingenieure und Planer. (2022). Gesamtschau Deponien TP2: Evaluation Labdfill-Mining Phase 1, Kurzdokumentation Standortauswahl. Esslingen.

Baudirektion Kanton Zürich. (2022). Deponiestatistik. Von https://www.zh.ch/de/umwelt-tiere/abfall-rohstoffe/abfaelle/abfallanlagen/deponien/deponiestatistik.html abgerufen

Baudirektion Kanton Zürich. (2024). Gesamtschau Deponien, Grundlage für Richtplan Teilrevision 2024. Zürich.

Energie- und Ressourcen-Management GmbH. (2022). Analyse zum Verwertungspotential von deponierten Materialien, welche in Deponien des Typs B und E gelangen, Grundlagenbericht. Freienbach.

Energie- und Ressourcen-Management GmbH, Sieber Cassina + Partner AG. (2022). Entwicklung eines Prognosemodells für Deponieabfälle, Schlussbericht. Freienbach.

KONTAKT

Daniel Locher
daniel.locher@bd.zh.ch
+41 43 259 32 61
Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Abfallwirtschaft
Kanton Zürich, Baudirektion
Zh.ch/deponien

Langzeit-Feldeinsatz von Kompost in Methanoxidationsfenstern und seine Methanoxidationskapazität

Marlies Hrad[1] & Marion Huber-Humer[1]
[1)] BOKU University, Department Wasser, Atmosphäre und Umwelt. Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft. Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In einem Pilotprojekt auf einer älteren Siedlungsabfalldeponie in Österreich wurden im Frühjahr 2014 zunächst zwei Gasbrunnen rückgebaut und durch Methanoxidationsfenster ersetzt, um die aktive Deponiegaserfassung auf eine passive Schwachgasbehandlung umzustellen. Die Hohlräume wurden mit einer 0,5 m mächtigen Gasverteilungsschicht aus Kies und einer 1,4 m hohen Methanoxidationsschicht aus Bioabfallkompost gefüllt. Acht Jahre später wurde das Methanoxidationsverhalten des Substrats mittels Säulenversuchen im Labor analysiert. Dabei wurden Kompostproben aus verschiedenen Bereichen (Hotspot – Überbelastung mit Deponiegas; „ungestörter" Bereich – adäquate Deponiegasversorgung) und Tiefen der Fenster entnommen. Die Ergebnisse zeigen, dass selbst die Kompostproben aus den als Hotspots identifizierten Bereichen nach entsprechender Aufbereitung weiterhin ein erhebliches Methanoxidationspotential aufweisen. Dies legt nahe, dass der Kompost auch nach langem Feldeinsatz seine Fähigkeit zur effektiven Methanoxidation beibehält. Aufgrund der heterogenen Entwicklung der bodenphysikalischen Parameter (z.B. höherer Feinanteil in oberen Schichten und Hotspot) wird eine mechanische Aufbereitung und Homogenisierung des Substrats vor Ort zur Aufrechterhaltung der Methanoxidationsleistung empfohlen.

1 EINLEITUNG

Während der Stilllegungs- und Nachsorgephase ehemaliger Hausmülldeponien kommt es immer wieder vor, dass aktive Entgasungs- und Fackelsysteme aufgrund schwankender Gasqualitäten und abnehmender Gasproduktion abgeschaltet werden (müssen). Infolgedessen kann das Deponiegas nicht ausreichend behandelt werden. Eine mögliche Strategie zur Reduktion aktueller Emissionen sowie des verbleibenden Emissionspotentials dieser Deponien besteht darin, die Gasbrunnen rückzubauen und auf eine passive Schwachgasentsorgung über sogenannte Methanoxidationsfenster umzusteigen. Diese Methanoxidationsfenster bestehen aus einer geeigneten Gasverteilungs- und Oxidationsschicht mit hoher Oxidationskapazität und werden abschnittsweise, anstelle der Gasbrunnen, in die bestehende, meist sickerwasserreduzierende Oberflächenabdeckung integriert. Da die Fenster im Vergleich zur restlichen Deponieabdeckung eine bessere Gasdurchlässigkeit aufweisen, strömt das Deponiegas verstärkt durch diese Bereiche. Idealerweise wird das Methan in den Fenstern von methanoxidierenden (methanotrophen) Bakterien vollständig zu Wasser und Kohlenstoffdioxid oxidiert (Hrad et al. 2022).
Im Rahmen eines Pilotprojekts wurden im Frühjahr 2014 zunächst zwei ehemalige Gasbrunnen auf einer älteren Siedlungsabfalldeponie in Österreich rückgebaut, um die aktive Deponiegaserfassung auf eine passive Schwachgasbehandlung umzustellen. Dabei wurden die entstandenen Hohlräume mit Kies (0,5 m dicke Gasverteilungsschicht) und einer darüber liegenden 1,4 m hohen Methanoxidationsschicht aus reifem Bioabfallkompostmaterial verfüllt. Acht Jahre nach der Errichtung der Pilotfenster wurde das Oxidationssubstrat auf etwaige „Ermüdungserscheinungen" untersucht. Zum einen wurden die Methanabbauraten (Methanoxidationskapazität) des Materials in Versuchssäulen ermittelt und zum anderen die für die Methanoxidation wesentlichen biologischen, chemischen und bodenphysikalischen Parameter erhoben (z.B. gesamter organischer Kohlenstoff [TOC], Atmungsaktivität, Ammonium- und Nitrit-Gehalt, Luftporenvolumen, Korngrößenverteilung, etc.).

2 MATERIAL UND METHODE

2.1 Deponie und Aufbau Methanoxidationsfenster

Die Siedlungsabfalldeponie, errichtet 1978 zur Ablagerung von Abfällen aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung, umfasst eine Fläche von 10 ha mit einer Gesamtkapazität von etwa 540.000 m³. Die Deponie ist in vier Abschnitte unterteilt: die stillgelegten Abschnitte I-III und der noch aktive Abschnitt IV. Von 1994 bis 2014 wurde das Deponiegas über 33 Gasbrunnen aktiv erfasst.
2014 wurden zwei Pilotmethanoxidationsfenster (Nr. 1 und 2) auf dem Deponieabschnitt I-II eingerichtet. Diese Fenster haben an der Basis eine Fläche von 6 x 6 m, wobei Fenster 1 im April 2015 auf 7 x 7 m vergrößert wurde. Die beiden Fenster bestehen aus einer 0,5 m mächtigen Gasverteilungsschicht aus Basaltkies (Körnung 32-64 mm) und einer 1,4 m mächtigen Methanoxidationsschicht aus regionalem Bioabfallkompost, vermischt mit etwa 30 % Hackschnitzeln als Strukturmaterial (Abb. 1). Um einen unerwünschten Deponiegasaustritt zu verhindern und die aktive Filterfläche zu vergrößern, wurde das Kompostmaterial seitlich mit einem Überhang von 1,5 m aufgebracht.

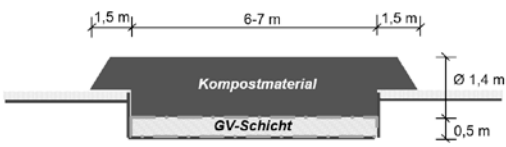


Abb. 1: Querschnitt der Pilotoxidationsfenster

2.2 Feststoffanalyse

Die Kompostproben wurden am 18.10.2022 aus zwei verschiedenen Bereichen (Hotspot – Überbelastung mit Deponiegas; „ungestörter" Bereich – adäquate Deponiegasversorgung – siehe Hrad et al. 2022) und Tiefen des Pilotfensters Nr. 1 entnommen. Der Kompost wurden in vier Varianten auf seine Methanoxidationskapazität getestet (Schubert 2024):

- Hotspot: 10-20 cm; 30-75 cm; 90-115 cm
- Ungestörter Bereich: 30-90 cm

Zudem wurden folgende Parameter analysiert:

- chemische Parameter: pH-Wert, Leitfähigkeit, Ammonium (NH_4-N), Nitrat (NO_3-N), Nitrit (NO_2-N), Sulfat (SO_4-S), Glühverlust, gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), Gesamtstickstoff (TN), Phosphor gesamt (TP)
- Reifeparameter: Atmungsaktivität in 4 Tagen (AT_4) bzw. 7 Tagen (AT_7)
- bodenphysikalische Parameter: Wassergehalt (WG), Wasserkapazität (WK), Luftporenvolumen (LPV), Volumengewicht, Sieblinie

Chemische und bodenphysikalische Parameter sowie Reifeparameter wurden jeweils vor und nach der Bestimmung der Methanoxidationskapazität in den Versuchssäulen erhoben. Die Kompostproben des ungestörten Bereichs wurden zusätzlich für die Tiefenstufen 10-20 cm bzw. 90-120 cm analysiert, jedoch nicht in den Säulen eingebaut.

2.3 Bestimmung der Methanoxidationsleistung

Die Untersuchung zur Leistungsfähigkeit der Kompostmaterialien wurde unter optimalen Rahmenbedingungen (Wassergehalt, Sauerstoffversorgung, konstante Temperatur bei 20°C, etc.) für die methanotrophen Bakterienpopulationen und mit variierenden Flächenbelastungen (zwischen 200 und 300 Nl CH_4/m^2d) in Versuchssäulen (∅ 20 cm, 70 cm Höhe) im Doppelansatz

durchgeführt. Die Methanabbauleistung (Oxidationskapazität) wurde mittels Massenbilanz (Differenz zwischen Methanzufuhr und der im Abluftstrom gemessenen Methanmenge) ermittelt.

3 AUSGEWÄHLTE ERGEBNISSE

3.1 Feststoffanalyse

Das Bodenprofil im Hotspot zeigt typische Merkmale einer erhöhten Methanoxidationstätigkeit. In den obersten 10-20 cm befindet sich ein Methanoxidationshorizont, gekennzeichnet durch (ausgehärtete) Ablagerungen von exopolymeren Substanzen (EPS), eine rötliche Färbung und Verklumpungen des Substrats. Dies wurde auch durch eine höhere Atmungsaktivität (AT_7 6,1 mg O_2/g TM), einen höheren Gehalt an organischem Kohlenstoff (23,3 %TM) sowie einen höheren Glühverlust (41,5 %TM) im Vergleich zu den tieferen Schichten (30-75 cm/90-115 cm: AT_7 2,1-2,3 mg O_2/g TM, TOC 17,5-19 %TM, GV 31,7-34,9 %TM) bestätigt. Im ungestörten Bereich hingegen waren die Werte in tieferen Schichten etwas höher (z.B. 90-120 cm: AT_7 2,6 mg O_2/g TM, 10-20 cm: AT_7 1,0 mg O_2/g TM) was auf eine vertikale Verschiebung des hauptabbauaktiven Methanoxidationshorizontes zurückzuführen ist, bedingt durch eine inhomogene Gasverteilung und damit geringerer Deponiegasbeaufschlagung in diesem Bereich.

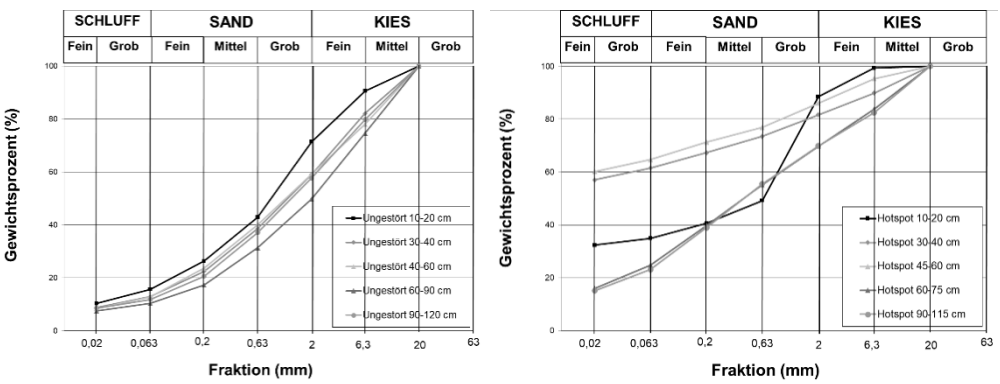


Abb. 2: Sieblinie des Bodenprofils im ungestörten (links) und im Hotspot-Bereich (rechts). Bezeichnung der Kornfraktionen analog zur bodenkundlichen Klassifizierung (Schubert 2024)

Zudem wurden höhere Sulfatwerte in den tieferen Schichten, insbesondere im ungestörten Bereich (z.B. 90-120 cm: SO_4-S 204 mg/kg TM, 10-20 cm: SO_4-S 64 mg/kg TM), nachgewiesen und könnten auf Unterschiede in der mikrobiellen Gemeinschaft und die Präsenz anaerober Methanoxidierer hinweisen (Xu & Zhang 2022).
Die Korngrößenverteilung der Nasssiebung deutet auf eine heterogene Entwicklung des Komposts in den verschiedenen Bereichen und Tiefen des Methanoxidationsfensters hin (siehe Abb. 2), mit einem höheren Feinanteil in den oberen Schichten und im Hotspot. Die Hackschnitzel, die ursprünglich beigemischt wurden, sind weitestgehend abgebaut.

3.2 Methanoxidationsleistung der untersuchten Kompostproben

Abbildung 3 zeigt die Methanoxidationsleistung und Methankonzentrationen in 40-50 cm Tiefe sowie in der Abluft von zwei Kompostproben (Hotspot 30-75 cm; ungestört 30-90 cm) über den Versuchsverlauf. Nach 5-10 Tagen Adaptionszeit wurden in Phase I konstant 100% Methanabbau bei einer Methanfracht von 200 Nl/m²d erreicht. Der ÖVA-Leitfaden (Huber-Humer et al. 2008) schlägt hinsichtlich der Flächenbelastung für eine Methanoxidationsschicht einen Anhaltswert von <4 l CH_4/m²h (96 l CH_4/m²d) vor, welcher meist problemlos in geeigneten Materialien

abgebaut werden kann. In Phase II, bei einer höheren Methanfracht von 300 Nl/m²d, variierten die Abbauleistungen zwischen 70-90%. Nach erneuter Reduktion der Methanfracht auf 200 Nl/m²d in Phase III stiegen die Oxidationsleistungen wieder an, jedoch wurde nur im ungestörten Bereich eine vollständige Methanoxidation erreicht, der Rest verblieb bei >90%. Dieser Verlauf gilt auch für die Hotspot-Proben (10-20 cm, 90-115 cm).

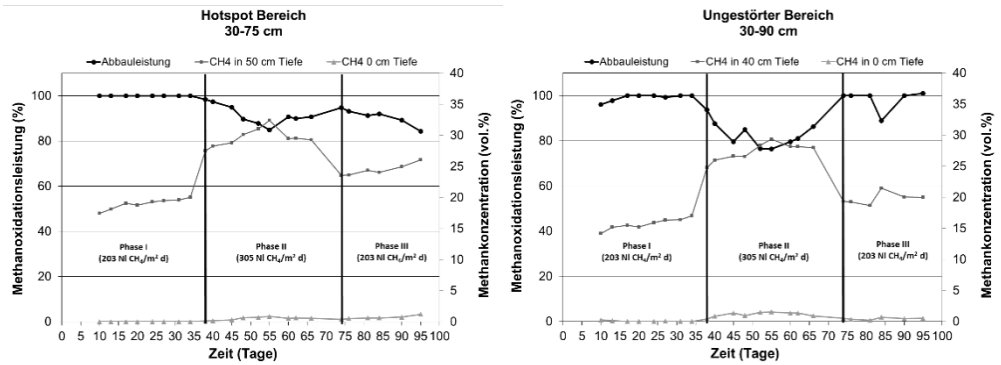


Abb. 3: Methanoxidationsleistung (%) sowie die Methankonzentrationen gemessen in 40 bzw. 50 cm Tiefe und der Abluft von zwei Untersuchungsvarianten (Schubert 2024)

4 ZUSAMMENFASSUNG BZW. SCHLUSSFOLGERUNG

Acht Jahre nach Errichtung der Pilotfenster wurde das Oxidationssubstrat auf Ermüdungserscheinungen untersucht. Mittels Säulenversuchen im Labor wurde das Methanoxidationsverhalten des Komposts aus verschiedenen Bereichen und Tiefen des Methanoxidationsfensters im Feld analysiert. Die Untersuchungen zeigen, dass selbst der Kompost aus dem Hotspot-Bereich nach mechanischer Aufbereitung weiterhin ein erhebliches Methanoxidationspotential aufweist. Eine anfängliche Methanfracht von rund 200 Nl CH_4/m²d wurde von allen Materialien ohne Probleme vollständig oxidiert. Dies legt nahe, dass der Kompost auch nach mehrjährigem Feldeinsatz seine Fähigkeit zur effektiven Methanoxidation beibehält. Die Emissions-Hotspots entstehen daher hauptsächlich durch eine unzulängliche und ungleichmäßige Verteilung des Deponiegases in den Fenstern und lokaler Überbelastung der Methanoxidationsschicht.
In den letzten acht Jahren veränderten sich jedoch die bodenphysikalischen Parameter des Komposts, was durch die Sieblinien bestätigt wurde. Im Hotspot bildeten sich in der obersten Schicht sichtbar Ablagerungen von Exopolymeren Substanzen (EPS) und Verklumpungen, während im ungestörten Bereich diese Veränderungen nicht aufgetreten sind. Ein Austausch des Kompostmaterials auf Hotspot-Bereichen erscheint nicht zwingend erforderlich, jedoch wird empfohlen, das Material zu homogenisieren und Verklumpungen aufzubrechen, um die Methanoxidationsleistung aufrecht zu erhalten.

LITERATURVERZEICHNIS

Hrad M, Wechselberger V, Huber-Humer M. (2022*) Erste Erfahrungen mit Methanoxidationsfenstern zur Stilllegung der aktiven Deponiegaserfassung*. In: Pomberger et al , Herausgeber. Poster-Konferenzband zur 16. Recy & DepoTech-Konferenz.

Huber-Humer, M., Amann, A., Bogolte, T., Dos Santos, M., Hagenauer, I., Pauliny, W., Reichenauer, T., Watzinger, A., Wimmer, B. (2008) „Technischer Leitfaden Methanoxidationsschichten“ erstellt im Rahmen der ÖVA-Arbeitsgruppe, Wien, Oktober 2008; http://www.altlastenmanagement.at/home/?p=43

Schubert, L. (2024) Entwicklung der Methanoxidationsleistung von Kompost nach Langzeit-Feldeinsatz in Methanoxidationsfenstern [Masterarbeit]. Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft.

Xu, Z., Zhang, H. (2022) First evidence for anaerobic oxidation of methane process in landfill cover soils: Activity and responsible microorganisms. Science of the Total Environment 841.

Deponiemanagement und Klimaschutz – Beitrag des Deponiewesens zur Reduzierung von Treibhausgasen

Ulrich Stock[1] & Roman Dinslage[2]
[1)] ehem. Landesamt für Umwelt Brandenburg, Abteilung Technischer Umweltschutz, Potsdam, Deutschland
[2)] intecus Gmbh Ingenieurgesellschaft für technischen Umweltschutz, Potsdam, Deutschland

KURZFASSUNG: Der Vortrag beschreibt das Potential der Vermeidung der Entstehung von Treibhausgasen durch die Nutzung von Deponiestandorten zur Errichtung von Anlagen für die Erzeugung erneuerbarer Energien und die Fassung und Entsorgung von Deponiegas. Es wird auf das Flächen- und Standortpotential sowie auf technische und rechtliche Anforderungen der Errichtung von Solar- und Windenergieanlagen auf Deponien eingegangen. Die Menge vermiedener Treibhausgase wird anhand von Anlagen aus dem Bundesland Brandenburg ermittelt. Des Weiteren wird auf die Relevanz der Fassung und Verwertung von Deponiegas für die Vermeidung von Treibhausgasen eingegangen.

1 NUTZUNG VON DEPONIESTANDORTEN ZUR ERRICHTUNG VON ANLAGEN ZUR ERZEUGUNG ERNEUERBARER ENERGIEN

1.1 Nutzung von Deponiestandorten für die Errichtung von Solarenergieanlagen

1.1.1 Potential

Nach Schätzungen der EU-Kommission aus dem Jahr 2015 existieren auf dem Territorium der Europäischen Union (einschl. UK) bis zu 500.000 Deponiestandorte. Die meisten sind sehr klein, man kann von einer Durchschnittsgröße von 2 ha ausgehen. KRAHNERT vermutet für Deutschland eine Zahl von 80.000 Deponien. Würden nur 10% des sich daraus ergebenden Flächenpotentials für die Errichtung von Solarenergieanlagen genutzt, könnten allein in Deutschland Anlagen mit einer Gesamtleistung von 16 GW installiert und daraus eine energiemenge von bis zu 16 TWh pro Jahr erzeugt werden, was einem Anteil von ca. 2,5% des Bedarfs an elektrischer Energie für Deutschland im Jahr 2030 entspräche. Dadurch könnten etwa 6 Millionen t CO_2-Äqu. vermieden werden, die bei Erzeugung dieser Strommenge aus fossilen Energieträgern entstehen würden.
Die adäquaten Zahlen für das Bundesland Brandenburg (konservativ geschätzt) lauten: Flächenpotential 1000 ha, Potential der Energieerzeugung 1 TWh/a, Einsparpotential an Treibhausgasen 400.000 t CO_2-Äqu..

1.1.2 Technische und rechtliche Rahmenbedingungen

Wichtigstes Kriterium der Planung und Errichtung besteht darin, die Funktionsfähigkeit der deponietechnischen Sicherungseinrichtungen (Oberflächenabdichtung, Entgasungsanlage) nicht durch Errichtung und Existenz der Solarenergieanlage zu beeinträchtigen.
Entsprechende Vorgaben enthält der Bundeseinheitliche Qualitätsstandard 7-4a „Technische Anforderungen an die Errichtung von Photovoltaikanlagen auf Deponieoberflächenabdichtungssystemen“ als die rechtlich verbindliche Norm. Daneben existiert eine Reihe von Leitfäden und Richtlinien in den einzelnen Bundesländern.

Die Errichtung einer Solarenergieanlage auf einer Deponie bedarf einer abfallrechtlichen Genehmigung (Planfeststellung, Plangenehmigung), wenn die Errichtung und der Betrieb eine we-

sentliche Änderung der Deponie darstellen. Dies ist dann nicht der Fall, wenn keine für den Betrieb, die Stilllegung oder die Nachsorge erforderlichen Einrichtungen beeinträchtigt werden. Bei sogenannten Bürgermeisterdeponien, die ohne Oberflächenabdichtung stillgelegt und nur mit Bodenmaterial rekultiviert wurden, dürfte diese Voraussetzung regelmäßig erfüllt sein.
Voraussetzung ist auf jeden Fall die Erteilung einer Baugenehmigung.

1.1.3 Errichtete Solarenergieanlagen auf Deponien im Bundesland Brandenburg

Für 102 der mehr als 5000 Deponiestandorte im Bundesland Brandenburg ist das Landesamt für Umwelt Brandenburg zuständig. Es handelt sich dabei um die für die Siedlungsabfalldeponierung nach 1992 genutzten Deponien, Betriebsdeponien und große stillgelegte Deponien. Für diese Deponien liegen dem Autor zuverlässige Daten zu errichteten Solarenergieanlagen vor.
Es wurden auf 13 dieser Deponien Solarenergieanlagen mit folgenden Eckdaten errichtet:

- Fläche gesamt[1)]: 35,5 ha
- installierte Leistung gesamt: 39,45 MW_p (Spannweite von 450 kW_p bis 11,9 MW_P)
- potentiell erzeugbare Energiemenge pro Jahr: 39,45 GWh/a

[1)] Angabe bezieht sich auf 10 Anlagen, für 3 Anlagen lagen keine Angaben vor

Eine Erhebung der auf den mehr als 5000 sonstigen Deponien errichteten Solarenergieanlagen würde den Rahmen des Vortrags sprengen. Das von der Bundesnetzagentur geführte Marktstammdatenregister, in dem alle Anlagen zur Erzeugung erneuerbarer Energien aufgeführt sind, weist Solarenergieanlagen auf Deponien nicht gesondert aus.
Der Autor hat deshalb stichprobenartig einige Landkreise nach den in ihrem Zuständigkeitsbereich errichteten Solarenergieanlagen befragt. Danach dürfte die Zahl der auf Deponien errichteten Solarenergieanlagen pro Landkreis durchschnittlich im niedrigen einstelligen Bereich liegen (bei Streuungen zwischen 0 und 10). Ganz grob geschätzt (2 bis 3 Anlagen pro Landkreis, Fläche pro Anlage 2 ha) belegen die Solaranlagen auf Deponien eine Fläche von etwa 100 ha (einschließlich der im vorangehenden Absatz beschriebenen), womit das eingangs beschriebene Flächenpotential zu 10% ausgeschöpft ist.
Als Hinderungsgründe für die bislang geringe Nutzung von Deponieflächen wurden die oft ungünstige Lage zu Stromeinspeisepunkten und die noch nicht abgeschlossenen Stilllegungs- und Rekultivierungsmaßnahmen genannt.

Die Wirtschaftlichkeit des Betriebs von Solarenergeianlagen hängt nicht zuletzt von den Fördermodalitäten nach dem Erneuerbare-Energien-Gesetz ab.
Hier sind die Anlagen mit einer installierten Leistung bis 999 kWp bzw. <1 MWp mit einer nach EEG festen Einspeisevergütung und die größeren Solaranlagen mit einer Leistung > 1 MWp zu differenzieren. Letztere haben nach EEG einen deutllch geringeren Einspeisevergütungssatz, der über Gebotszuschläge in den jeweiligen Auktionsrunden der Bundesnetzagentur ermittelt wird. Durch die in letzter Zeit stark gesunkenen Gebotspreise ist es auf den Deponie-Solaranlagen, die im Vergleich zu Anlagen auf „der grünen Wiese“ nur mit höherem Aufwand gebaut werden können, in dieser Anlagenklasse zu einem starken Wettbewerbsnachteil gekommen. Dieser kann nur durch geringere Pachtzahlungen für die genutzte Fläche kompensiert werden, als es auf „normalen“ Flächen der Fall ist, um wirtschaftlich bestehen zu können.

Auch standortspezifische Randbedingungen sind oft ein Hinderungsgrund für eine Realisierung. Dazu gehören die meist recht limitierten Flächengrößen, die zwar im Regelfall für ein Projekt <1 MWp mit fester EEG-Einspeisevergütung ausreicht. Bei den größeren Projekten, die nach EEG durch Auktionszuschläge geringere Einspeisevergütungssätze erlangen, sieht es ökonomisch derzeit leider schlechter aus. Die für die Solaranlage nutzbare Deponiefläche ist meist kleiner als 5 Hektar und dadurch im Wettbewerb mit anderen, größeren Projektflächen wirtschaftlich schlechter gestellt. Daher werden diese Projekte aus rein wirtschaftlichen Gründen nicht realisiert.

Ein weiterer Grund für die bislang zögerliche Realisierung der Solarenergieanlagen auf kleineren Deponien ist, dass auf den rekultivierten Deponieflächen faunistische Lebensräume entstanden sind. Dies hat naturschutzrechtliche Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen zur Folge, die die wirtschaftliche Umsetzung eines Projektes erschweren oder zunichte machen können.

Trotz der genannten Widrigkeiten ist jedoch von einem erheblichen Potential an kleineren Alt-Deponiestandorten auszugehen, die sich für die Errichtung für Solaranlagen eignen. Eine Abschätzung des prozentualen Anteils von geeigneten Standorten an den zur Verfügung stehenden Deponiestandorten ist jedoch schwierig und bedarf der Einzelfallbetrachtung. Die Möglichkeit zur Projektrealisierung ändert sich darüber hinaus auch aufgrund der ökonomischen Randbedingungen wie z.B. der Einspeisevergütung oder dem spezifischen Anlagenpreis.

Dass auch auf kleineren Deponien im ländlichen Raum Solarenergieanlagen betrieben werden können, zeigen folgende Beispiele (wobei der guten Ordnung halber erwähnt werden muss, dass es sich bei der Deponie Großziethen um einen eher großflächigen Standort handelt).

Tab. 1: Solarenergieanlagen auf Deponien in Zuständigkeit der Landkreise

Deponie	Fläche [ha] *1)	Leistung [kWp] *1)	Produzierte Energie [MWh] pro Jahr *2)	Vermiedener CO_2-Aus- Ausstoss*3) [t CO_2-Äqu]
Schönfeld (LK PR)	2,8	2767	2767	1107
Felgentreu (LK TF)	3,5*8)	1628	1628	651
Falkensee-Rote Villa	k.A.	1934	1934	774
Großziethen	k.A.	750	750	300

Auf der Basis der gesicherten Angaben zu den „großen“ Deponien in Zuständigkeit des LfU und der Tabelle 1 ergibt sich folgendes Bild:

- installierte Leistung gesamt: 46,53 MW_p
- potentiell erzeugbare Energiemenge pro Jahr: 46,53 GWh/a
- dadurch vermiedene Treibhausgasemission: 18.600 t CO_2-Äqu./a

Dies entspricht dem Treibhausgasausstoß einer ausschließlich aus Verbrennerfahrzeugen bestehenden PKW-Flotte einer Stadt mit 13.000 Einwohnern.

1.2 Nutzung von Deponiestandorten für die Errichtung von Windenergieanlagen

1.2.1 Potential

Die Errichtung von Windenergieanlagen auf Deponien begegnet erheblichen rechtlichen und technischen Schwierigkeiten. Deponiestandorte stellen daher kein relevantes Standortpotential für die Errichtung von Windenergieanlagen dar.
Im Gesamtkontext des Bedarfes an erneuerbarer Energie spielt die Nutzung der Deponiestandorte eine untergeordnete bis gar keine Bedeutung. Dass die Errichtung von Windkraftanlagen auf Deponien rechtlich und technisch möglich ist, beweisen die wenigen ausgeführten Projekte.

1.2.2 Technische und rechtliche Rahmenbedingungen

Größte technische Herausforderung bei der Errichtung von Windkraftanlagen auf Deponien ist die Beherrschung der Setzungen. Deponiekörper sind inhomogen aufgebaut, weshalb Vorrichtungen zu planen sind, mit denen auf unterschiedliche Setzungsbeiträge reagiert werden kann. Des Weiteren ist auf den Schutz der Oberflächenabdichtung zu achten, was wegen des Lasteintrags und des erheblichen baulichen Eingriffs eine weitere Herausforderung darstellt.

Errichtung und Betrieb von Windkraftanlagen mit einer Gesamthöhe von mehr als 50 m bedürfen einer Genehmigung nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz. Außerdem dürfte die Errichtung einer Windkraftanlage eine wesentliche Änderung der Deponie darstellen, so dass auch eine abfallrechtliche Genehmigung erforderlich ist.
Des Weiteren wird die Errichtung von Windkraftanlagen in vielen (allen?) Bundesländern von den Restriktionen der Landesplanung erfasst.
In Brandenburg wurden unter der Federführung des zuständigen Ministeriums für Infrastruktur und Landesplanung (MIL) sogenannte Regionalpläne (sachlicher Teilplan Windenergienutzung) aufgestellt. In diesen Plänen wurden Windeignungsgebiete ausgewiesen. Diese Planung hatte die Rechtswirkung einer Ausschlussplanung.
Stand 2010 lagen von den 102 in der Zuständigkeit des LfU befindlichen Deponien 3 innerhalb ausgewiesener Windeignungsgebiete.
Im Jahr 2022 hat das MIL alle 5 Regionalpläne aufgehoben, ohne dass an ihre Stelle etwas Neues trat. Es ist also gegenwärtig möglich, überall im Lande Windkraftanlagen aufzustellen, sofern dem nicht Flächennutzungspläne der Gemeinden entgegenstehen.
Für die Zukunft beabsichtigt MIL die Umstellung der Landesplanung durch Ausweisung von „Windvorranggebieten“ von einer Ausschluss- auf eine Angebotsplanung umzustellen. In der Planungsphase sollen alle Belange abgewogen sein. Die Ausweisung der Windvorranggebiete hat keine Ausschlusswirkung, so dass es theoretisch möglich sein wird, überall Windenergieanlagen aufzustellen, jedoch muss außerhalb der Windvorranggebiete mit einem erheblich aufwendigeren Genehmigungsverfahren gerechnet werden.

1.2.3 Errichtete Windkraftanlagen auf Deponien

Dem Autor sind 8 Deponien in Deutschland bekannt, auf denen insgesamt 17 Windkraftanlagen errichtet wurden. Von diesen sind 14 noch in Betrieb. Eine davon ist eine Kleinanlage mit 10m Masthöhe, die hier nicht ins Gewicht fällt. Die verbleibenden 13 haben in Summe eine Leistung von 22,5 MW und erzeugen ca. 45 GWh Strom pro Jahr.

2 DEPONIEN ALS EMITTENTEN VON TREIBHAUSGASEN

2.1 Treibhausgasemissionen aus der Abfallwirtschaft

Die Treibhausgasemissionen aus der deutschen Abfallwirtschaft betrugen 2022 4,3 Mio. t CO_2-Äqu.. Das entspricht 0,58% der Gesamt-Treibhausgasemission Deutschlands (746 Mio. t CO2-Äqu.) bei 0,58% (Otte 2019). Etwa 2,2 Mio. t CO_2-Äqu. werden durch die Abfalldeponierung verursacht.
Gegenüber den Zahlen von 1990 ist damit sowohl absolut als auch relativ ein starker Rückgang zu verzeichnen (38 Mio. t CO_2-Äqu.von 1251 Mio. t CO_2-Äqu., entsprach 3,04%) (Umweltbundesamt 2023).

Die Zahlen für Brandenburg sehen wie folgt aus:
2022 wurden noch 0,23 Mio. t CO_2-Äqu. durch die Abfallwirtschaft emittiert. Das sind 0,4% der Gesamt-Treibhausgasemission Brandenburgs (53,9 Mio. t CO_2-Äqu.). Etwa 0,19 Mio. t CO_2-Äqu. werden durch die Abfalldeponierung verursacht. Das entspricht in etwa dem Jahresausstoß von Klimagasen der Kfz.-Flotte der Stadt Potsdam (180.000 Einwohner).
Zu berücksichtigen ist, dass einerseits wegen des Betriebs von 2 Braunkohlekraftwerken die Emissionen unverhältnismäßig hoch sind und andererseits Siedlungsabfälle aus Berlin anteilig und seit 1982 vollständig auf Deponien in Brandenburg abgelagert werden, was die Emissionen aus der Deponierung ebenfalls erhöht.

2.2 Quantitative Bewertung des Treibhausgasemissionen aus Deponien

Deponiegas entsteht durch biologischen Abbau organischer Bestandteile unter anaeroben Bedingungen. Es besteht zu 55-60% aus Methan, zu 40-45% aus Kohlendioxid und ca. 1% aus Spurengasen. Methan hat eine um den Faktor 28 höhere Klimaschädlichkeit als Kohlendioxid.
In der deponietechnischen Fachliteratur und Planungen wird die Menge des gebildeten Deponiegases in Volumeneinheiten angegeben. Die Klimaschädlichkeit der Klimagase wird jedoch in CO_2-Äquivalenten als Masseeinheit ausgedrückt.
Es entspricht 1 m^3 Deponiegas etwa 12 kg CO_2-Äqu. Treibhausgas.

Das Volumen des in einer Deponie gebildeten Deponiegases kann mit Hilfe der Gleichung nach RETTENBERGER oder einer Gleichung des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) ermittelt werden.
Zum Aufbau und Anwendung der Gleichungen wird auf die umfangreiche Literatur verwiesen. Sie können als Grundlage für Abschätzungen zur Größenordnung der Klimawirksamkeit von Deponien dienen.
So beträgt das Gesamtdeponiegaspotential einer Deponie, auf der 2 Mio. t unbehandelter Siedlungsabfälle abgelagert wurden, etwa 500 Mio. m^3.
→ Das Treibhausgaspotential einer Deponie mit einer Ablagerungsmasse von 2 Mio. t Hausmüll/hausmüllähnliche Gewerbeabfälle liegt bei 6 Mio. t CO_2-Äquivalenten. Emittiert über einen Zeitraum von 50 bis 70 Jahren mit über die Zeit fallender Tendenz.

Das entspricht in etwa dem Jahresausstoß von Klimagasen der Kfz.-Flotte von Bundesländern wie Rheinland-Pfalz oder Sachsen. Noch eine andere Zahl: Eine Jahresscheibe Hausmüll/hausmüllähnliche Gewerbeabfall Deutschlands hat ein Gesamtklimagaspotential von etwa 17 Mio. t CO_2-Äquivalenten. Das wäre dann schon der Jahresausstoß der Kfz.-Flotte Bayerns.
Diese Zahlen unterstreichen die Bedeutung der Abfallbehandlung zur Eliminierung der biologisch abbaubaren Bestandteile einerseits und die Fassung und Verbrennung von Deponiegas auf Deponien, auf denen Abfälle mit biologisch abbaubaren Bestandteilen abgelagert wurden, durch Aufbringung von Oberflächenabdichtungen und Installation von Gasfassungsanlagen.

2.3 Minderung der Klimaauswirkungen durch Deponiegasfassung und –verbrennung

Durch die Fassung und die Verbrennung des Deponiegases wird das Methan zu Kohlendioxid und Wasser verbrannt, wobei nach den Gesetzen der Stöchiometrie aus einem Molekül Methan ein Molekül Kohlendioxid entsteht. Es verbleibt ein Treibhausgaspotential von ca. 2 kg CO_2-Äqu./m^3 Deponiegas. Die klimaschädigende Wirkung des Deponiegases wird also durch die Verbrennung um 10 kg CO_2-Äqu./m^3 Deponiegas **auf ein Sechstel reduziert.**
Durch die Verbrennung von Deponiegas wird nicht nur deren klimaschädigende Wirkung reduziert, sondern durch die Erzeugung von Elektroenergie können Treibhausgase vermieden werden, die durch die Stromerzeugung aus fossilen Brennstoffen entstehen würden.
Ein Kubikmeter Deponiegas hat einen Heizwert von ca. 5 kWh. Bei einem angenommenen Wirkungsgrad der (Deponie)Gasmotoren von 30% lassen sich aus einem Kubikmeter Deponiegas etwa 1,5 kWh Elektroenergie erzeugen.

In der folgenden Tabelle sind beispielhaft für 3 Brandenburger Deponien die in einem bestimmten Zeitraum erfassten und verbrannten Deponiegasmengen sowie die Auswirkungen auf die Treibhausgasemissionen dargestellt (Umweltbundesamt, 2015).

Tab. 2 erfasste Deponiegasmengen, beispielhaft

Deponie	Ablagerungsvolumen [m^3] Betriebszeitraum	Gasmenge [m^3] Im Zeitraum	Treibhausgasreduktion durch Verbrennung [t CO_2-Äqu.]]	Vermiedenes Treibhausgas durch Verstromung [t CO_2-Äqu]
Brück	490.000 1975-2000	3.785.691 2000-2013	37.785	2.271
Fohrde	1.600.000 1981-2005	6.327.155 2008-2013	63.272	3.796
Luckenwalde	2.100.000 1940-2005	31.392.405 2003-2013	313.924	18.835

In Deutschland ist die Ablagerung organikhaltiger Abfälle auf Deponien seit 2005 verboten. Infolgedessen geht die Menge des gebildeten Deponiegases sowie der Methangehalt im Deponiegas seither zurück. Deponiegas mit einem Methangehalt, der deutlich unter dem in Nr. 2.2 Satz 2 genannten Wert liegt (z.B. < 30%), wird als Schwachgas bezeichnet. Das Schwachgaspotential hat immerhin einen Anteil von etwa 30% des Gesamtgaspotentials einer Deponie. Es ist daher sowohl unter dem Aspekt des Klimaschutzes als auch unter dem Aspekt der Energiegewinnung sinnvoll, dieses Potential durch Umrüstung der Gasfassungs- und –verwertungsanlagen zu nutzen. Im Land Brandenburg werden dazu auch Fördermiteel aus dem Europäischen Fond für regionale Entwicklung (EFRE) genutzt.

In der Förderperiode 2014 bis 2020 wurden Maßnahmen zur Erfassung und Verwertung von Deponiegas auf 12 Brandenburger Deponien bezuschusst. Dabei handelte es sich um

- Umstellung der Gasfassung und –verwertung auf Schwachgastechnologie
- Ertüchtigung bestehender Gasfassungs- und –verwertungsanlagen
- Errichtung von Oberflächenabdichtungen

Es wird prognostiziert, dass durch die Realisierung dieser Maßnahmen innerhalb der nächsten 10 Jahre Treibhausgasemissionen in einer Größenordnung von ca. 300.000 t CO_2-Äqu. vermieden werden.

LITERATURVERZEICHNIS

Otte, Maren (2019). Windenergie auf der Deponie Georgswerder - eine Erfolgsgeschichte, www.archiv.windenergietage.de

Umweltbundesamt. Treibhausgasemissionen aus der Abfallwirtschaft, Dessau (2015), www.umweltbundesamt.de

Umweltbundesamt. Berechnung der Treibhausgasemissionsdaten für das Jahr 2022 gemäß Bundesklimaschutzgesetz, Begleitender Bericht, Kurzfassung vom 15.03.2023, Dessau (2023), www.umweltbundesamt.de

KONTAKT

Dr. Ulrich Stock
Ulrichstock.tus@freenet.de, 0049-151-18717382
Ehemals Abteilungsleiter für Technischen Umweltschutz, Landesamt für Umwelt Brandenburg
Dipl.-Geol. Roman Dinslage
intecus@t-online.de, 0049-3328-4798990
Geschäftsführer, INTECUS Ingenieurgesellschaft für technischen Umweltschutz mbH

Geophysical characterization of an industrial landfill to quantify raw materials and detect possible leakages

Lukas Aigner[1] & Adrián Flores Orozco[1]
[1)] Research Unit Geophysics, Department of Geodesy and Geoinformation, Vienna, Austria

ABSTRACT: Geophysical electrical methods are standard tools to investigate landfills. However, those methods require galvanic contact between electrodes and the ground, impeding their application in landfills covered by a non-permeable liner that does not allow current injection. To overcome this limitation, we propose the use of transient electromagnetic (TEM) soundings as virtual boreholes, resolving for the vertical changes of electrical conductivity, to quantify variations in porosity, saturation, waste composition and fluid electrical conductivity. TEM soundings can be collected in a few minutes and permit us to explore large areas in a few hours. We present investigations in an industrial landfill (ca. 500 m x 200 m and 20 m deep) sealed by a non-permeable liner, where 100 soundings were collected in one day. Our results demonstrate the capability of the TEM method to efficiently delineate the landfill geometry, internal structure, waste composition and the geometry of the aquifer located ca. 20 m below the waste unit. Moreover, our results identified damage in the non-permeable liner below the landfill, which may act as a pathway for the migration of leachate.

1 INTRODUCTION

Our work aims at the geophysical characterization of a landfill associated to an industrial chemical plant. The landfill is fully enclosed by a non-permeable liner around all boundaries (consisting of PVC and clay layers). The last waste deposals took place in the 1970's, yet recent events suggest possible leakage of contaminants. Hence, it is necessary to identify failures of the liner and leaking of leachates. In this study, we present geophysical imaging results aiming at: (1) finding changes in the waste composition, (2) delineating the geometry of the landfill, and (3) identifying wet areas within the waste unit as well as potential leakages. Considering the contrast in the electrical conductivity between dry and wet waste, we conducted geophysical measurements sensitive to the electrical properties of the subsurface, namely the induced polarization (IP) method, the transient electromagnetic method (TEM) and the electromagnetic method at low induction number (EMI). We demonstrate that incorporating polarization effects in the inversion of TEM soundings is essential to achieving the objectives of the geophysical survey.

1.1 Theoretical background

Electrical currents in the subsurface flow through three pathways: across the solid (matrix), the electrolyte (σ_{el}) and at the liquid-solid interface, in the so-called interfacial or surface conductivity (σ_s). The complex electrical conductivity is commonly used to describe the properties of the subsurface given by a real component (σ_s'), corresponding to the movement of charges along the three pathways, as well as an imaginary component (σ_s''), which is related to the polarization of charges at the fluid-solid interface associated to the electrical capacitive properties of the subsurface.

The role of σ_s is critical, as it dominates over the σ_{el} in presence of electrical conductors (i.e., metals), as well as materials with a fine texture (e.g., clays and organic matter) associated with high surface area and surface charge (Flores Orozco et al., 2019; 2020, 2022). Recent studies demonstrated that ignoring interfacial conduction results in an overestimation of the water content in landfills (Steiner et al., 2022). Nonetheless, the largest polarization effects are observed in presence of electrical conductors (e.g., metals) due to the polarization of both free charges within

the conductor and the charges in the fluid-solid interface. Hence the polarization response provides unique information to discriminate between wet and dry materials as well as to delineate the presence of metals.
The IP method is an electrical method able to quantify both conduction and polarization properties of the subsurface, yet a recent study has demonstrated that polarization effects can also be resolved in TEM soundings (Aigner et al. 2024). Hence, for the interpretation of TEM data presented here, we use the maximum phase angle model (Fiandaca et al., 2018). For the sake of clarity, we will only discuss in this study the DC-electrical conductivity (σ_0) and the maximum phase angle (ϕ_{max}). These two parameters represent conduction and polarization properties (σ' and σ'') and can be compared with those obtained from electrical IP data.

1.2 Materials and Methods

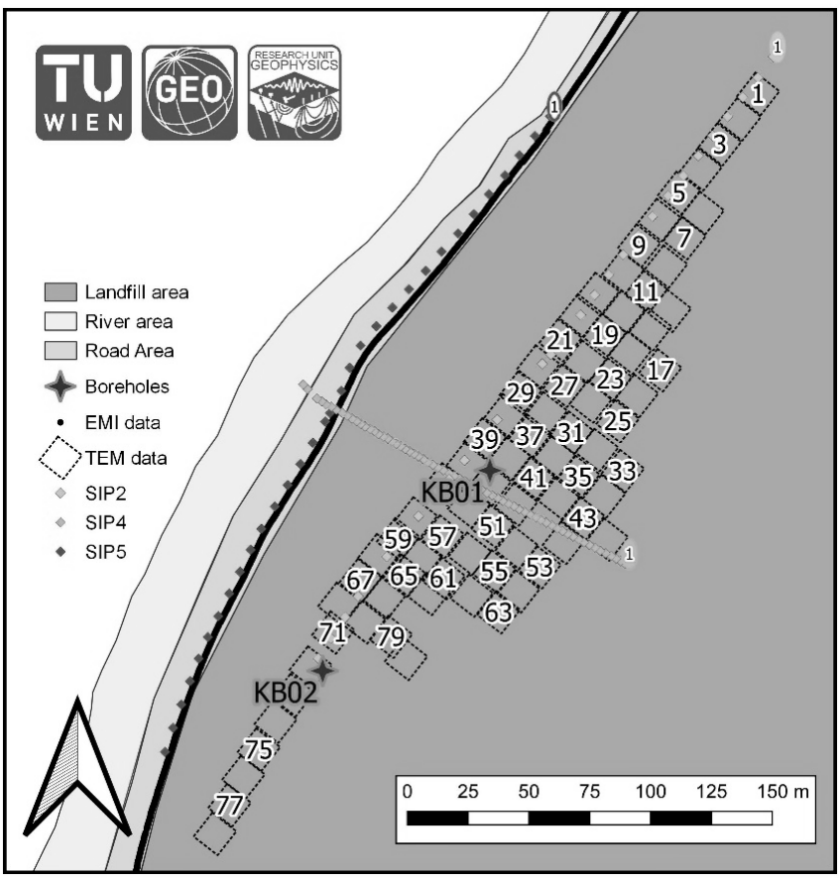


Fig. 1: Overview of the geophysical survey and the position of boreholes at the landfill. The top of the landfill is ca. 20 m higher than the surface. The symbol "1" close to each SIP profile denotes the position of the first electrode to visualize profile orientation

Figure 1 shows the orientation and position of the SIP lines collected on the landfill. For the collection of the IP data, we used a DAS1 (by Multi Phase-Technology, United States) system and coaxial cables to reduce contamination of the readings due to electromagnetic coupling (Flores Orozco et al., 2021). We collected data using the dipole-dipole configuration with varying dipole lengths.

We collected 81 TEM soundings with the TEM-FAST 48 (by AEMR corp., the Netherlands) in a single-loop configuration. We deployed a 12.5 m square loop as a transmitter and receiver loop and used a current of 4 Ampere to generate the primary field (Aigner et al., 2021). The TEM data were measured within 0.004 ms and 0.48 ms.
We collected EMI data with the CMD Explorer (by GF Instruments, Czech Republic) which measures the apparent electrical conductivity simultaneously at three nominal depths of investigation (2.2 m, 4.2 m, and 6.7 m).

2 RESULTS

2.1 Results from electrical induced polarization (IP) measurements

Figure 2a and Figure 2b reveal that the waste material is related to lower conductivity ($\sigma' < 0.1$ mS/m) and polarization ($\sigma'' < 10$ mS/m) values than those observed in the geological media outside of the landfill. Moreover, the profile SIP4 reveals low sensitivity in the landfill below 10 m depth (Figure 2a, b), clearly evidencing a loss of resolution due to the presence of the liner. The electrical and hydraulic insulator of the membrane hinders current injection and causes distortions in electrical measurements; thus, we will not further discuss electrical IP results for data collected with electrodes placed on the landfill. In contrast, electrical IP measurements collected outside of the landfill along profile SIP5 show clean data and the inversion reveals three layers, namely:

- A top layer with a thickness of ca. 7 m, moderate conductivity ($\sigma' \sim 5$ mS/m) and the lowest polarization ($\sigma'' < 50$ μS/m) values, which is likely associated to unsaturated poorly consolidated materials. Lateral variations indicate an increase in the clay content for increasing σ'.
- An intermediate layer in a depth of 15 m with a thickness of 15 m that is related to intermediate conductivity ($\sigma' \sim 100$ mS/m) and polarization ($\sigma'' \sim 100$ μS/m) values. This layer is related to the vadose zone that consists of sands and fine grains (silt and clay). The lateral change indicates an increase in clay content at 100 m profile distance.
- A bottom layer with high electrical conductivity ($\sigma' > 70$ mS/m) and polarization ($\sigma'' > 200$ μS/m) which is likely indicating the saturated zone, where materials with varying texture (clay, silt and coarse grains) results in the high polarization response.

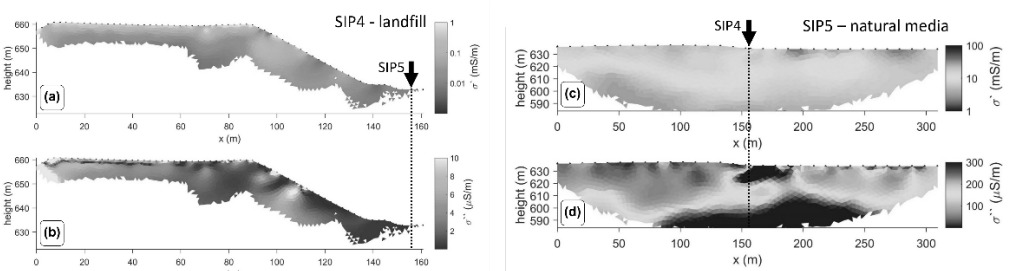


Fig. 2: IP inversion results for data collected at 1 Hz in lines SIP4 (a and b) and SIP5 (c and d) expressed in terms of the conductivity (σ') and the polarization (σ''). These results are illustrative of the results obtained for data collected with electrodes on top (SIP4) and outside (SIP5) of the landfill. Electrodes are indicated by the black dots on the top of the images. Please note that different color scales were used considering the drastic changes in the electrical properties in the landfill and natural media

The position of the polarization anomaly found in the SIP5 profile (between 150 m and 200 m in profile distance, see Figure 2d) indicates leachates coming from the landfill. The polarization values cannot be explained by unsaturated natural media and such polarization values ($\sigma'' > 350$ μS/m) are commonly indicative of conductive materials, such as iron-sulfides and other metallic minerals (Flores Orozco et al., 2013; 2015). In the presence of electrical conductors, the charges

polarize not only at the grain-fluid interface, but there is also an immediate polarization of charges within the conductor (Bücker et al., 2018). Accordingly, the high σ'' values observed at a depth of 35 m, might also indicate the accumulation of contaminants in groundwater.

2.2 Results from transient electromagnetic (TEM) measurements

The TEM result without polarization effects (Figure 3a) shows that the top layer (ca. 20 mS/m) corresponds to the impermeable liner as obtained from the description of textural properties from the borehole. Layer two corresponds to sandy, wet waste with a thickness of ca. 8 m and a conductivity of 100 mS/m. Higher conductivity values (>300 mS/m) in the layer below correspond to the presence of waste with finer texture. At 15 m depth, the conductivity decreases (ca. 10 mS/m) due to a higher gravel content. At 28 m depth, we observe an increase in conductivity corresponding to a sandy silt as well as to the bottom of the landfill.
Figure 3b and Figure 3c show the electrical conductivity and polarization effect obtained from TEM measurements. The electrical conductivity shows a similar model as Figure 3a, but with a reduced conductivity in the silty layer and a higher electrical conductivity (ca. 200 mS/m) below the landfill. Such results do not significantly change the interpretation of wet areas within the landfill but highlight the presence of leachates below the landfill. Figure 3c reveals negligible polarization effects in the first and second layers of the landfill and an increase in the third and fourth layer (up to ca. 0.4 rad). Such variations support the interpretation of wet waste in the top layer; while the high polarization at the bottom indicates the presence of electrical conductors (e.g., heavy metals). We also observe a polarizable response (ca. 0.2 rad) in the layer below the landfill pointing to a possible leakage.

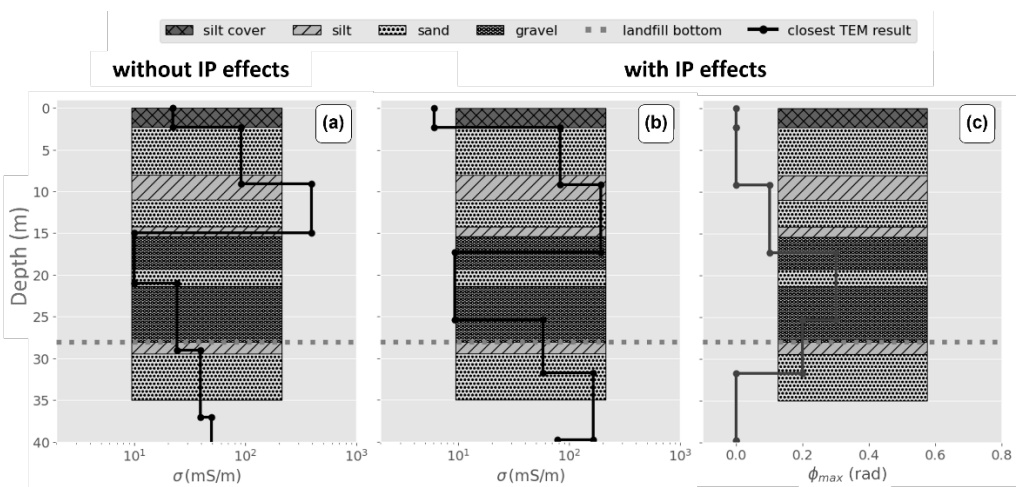


Fig. 3: Comparison between TEM results without and with IP effects to the borehole data at KB01 obtained close to TEM sounding 0048. The plots reveal the electrical conductivity (a) without consideration of polarization effects; and (b) with consideration of polarization effects, as well as (c) vertical changes of ϕ_{max} (maximum phase angle, representing the polarization)

2.3 Final interpretation

Figure 4 shows the comparison of results from all three geophysical methods (IP, TEM and EMI) obtained at a depth of 24 m below the top of the landfill corresponding to the vadose zone of natural media below the waste body. EMI data are expressed in terms of the measured electrical conductivity (σ_a), while IP results are expressed in terms of electrical conductivity (σ') and polarization (σ'') properties of the subsurface. Accordingly, TEM parameters are expressed in terms

of the DC-electrical conductivity (σ_0) and the polarization (ϕ_{max}) as resolved from soundings collected at the top of the landfill whereas IP and EMI data were collected on a profile adjacent to the landfill next to the stream, directly on the natural media.
We observe similar patterns in the electrical conductivity obtained from the EMI, TEM and electrical methods (Figure 4a and Figure 4b) as well as in the polarization resolved from electrical IP and TEM methods (Figure 4c) in the south of the landfill. This highly conductive anomaly is consistently found in all three methods (Figure 4a and Figure 4b) and indicates the pathway of possible leachates in the direction of the steam to the northwest of the landfill. The peak conductivity values of the materials vary for the different methods, with the highest values resolved with EM methods (ca. 100 mS/m for TEM and ca. 70 mS/m for EMI), while much lower values observed with electrical methods (ca. 30 mS/m). The increase in the conductivity is associated to high concentrations of ions in pore water leading to an increase of fluid conductivity. The high polarization values ($\phi_{max} > 0.5$ rad, $\sigma'' > 350\ \mu$S/m) indicate the likely presence of heavy metals in the subsurface.

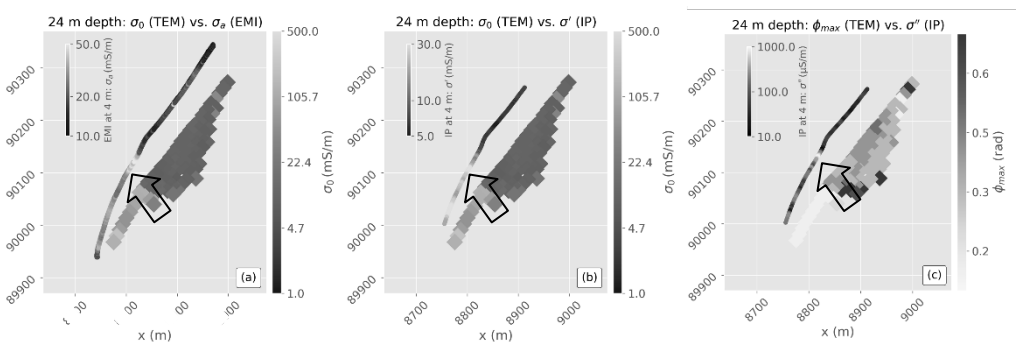


Fig. 4: DC-electrical conductivity (σ_0) and polarization effect in terms of the maximum phase angle (ϕ_{max}) from the inversion of TEM measurements including IP effects 24 m below the plateau of the landfill. The colored dots in (a) show the EMI data collected near the landfill parallel to the river with a nominal depth of investigation of 4 m. The colored dots in (b) and (c) show the inversion results from IP measurements at a depth of 4 m below the path level (corresponding to 24 m below the plateau) in terms of the real (b) and imaginary (c) part of complex conductivity. The black arrows indicate the preferential flow path for the leachate below the landfill

3 CONCLUSION

Our results demonstrate that a combination of geophysical electrical and electromagnetic methods is well-suited to determine the geometry and composition of an industrial landfill. The results permit to delineate the potential position of a leakage from the landfill, and the migration of leachates into the nearby stream. In this study, we demonstrate that in presence of a liner covering the landfill, the TEM method can obtain reliable results while electrical methods are not reliable because of their inability to inject current through galvanic contact. Nonetheless, outside of the landfill, close to infrastructure, IP measurements reveal higher S/N and support the interpretation of the TEM soundings collected within the landfill. Future work will focus on the quantitative interpretation of the TEM results in terms of waste composition as required to estimate heavy metal content.

REFERENCES

Aigner, L., Högenauer, P., Bücker, M. and Flores Orozco, A., (2021). A Flexible Single Loop Setup for Water-Borne Transient Electromagnetic Sounding Applications. Sensors, 21(19), p.6624.

Aigner, L., Werthmüller, D., and Flores Orozco, A., (2024). Sensitivity analysis of inverted model parameters from transient electromagnetic measurements affected by induced polarization effects. Journal of Applied Geophysics, 223, 105334.
Bücker, M., Flores Orozco, A., and Kemna, A. (2018). Electrochemical polarization around metallic particles—Part 1: The role of diffuse-layer and volume-diffusion relaxation. Geophysics, 83(4), E203-E217.
Fiandaca, G., Madsen, L. M., and Maurya, P. K. (2018). Re-parameterizations of the Cole–Cole model for improved spectral inversion of induced polarization data. Near Surface Geophysics, 16(4), 385-399.
Flores Orozco, A., Williams, K. H., and Kemna, A. (2013). Time-lapse spectral induced polarization imaging of stimulated uranium bioremediation. Near Surface Geophysics, 11(5), 531-544.
Flores Orozco, A., Velimirovic, M., Tosco, T., Kemna, A., Sapion, H., Klaas, N., ... and Bastiaens, L. (2015). Monitoring the injection of microscale zerovalent iron particles for groundwater remediation by means of complex electrical conductivity imaging. Environmental science & technology, 49(9), 5593-5600.
Flores Orozco, A., Kemna, A., Binley, A. and Cassiani, G., (2019). Analysis of time-lapse data error in complex conductivity imaging to alleviate anthropogenic noise for site characterization. Geophysics, 84(2), pp.B181-B193.
Flores Orozco, A., Gallistl, J., Steiner, M., Brandstätter, C., and Fellner, J. (2020). Mapping biogeochemically active zones in landfills with induced polarization imaging: The Heferlbach landfill. Waste Management, 107, 121-132.
Flores Orozco, A., Aigner, L., and Gallistl, J. (2021). Investigation of cable effects in spectral induced polarization imaging at the field scale using multicore and coaxial cables. Geophysics, 86(1), E59-E75.
Flores Orozco, A., Steiner, M., Katona, T., Roser, N., Moser, C., Stumvoll, M.J. and Glade, T., (2022). Application of induced polarization imaging across different scales to understand surface and groundwater flow at the Hofermuehle landslide. CATENA, 219, p.106612.
Steiner, M., Katona, T., Fellner, J., and Flores Orozco, A. (2022). Quantitative water content estimation in landfills through joint inversion of seismic refraction and electrical resistivity data considering surface conduction. Waste Management, 149, 21-32.

CONTACT

Prof. Adrián Flores Orozco
adrian.flores-orozco@geo.tuwien.ac.at
Leiter Forschungsbereich Geophysik
TU Wien, Department für Geodäsie und Geophysik

Mobilität und Immobilisierung von Schwermetallen in MVA-Rostaschen

Daniel Vollprecht[1], Simon Faul[1], Romy Wittum[1], Lena Putz[1] & Christian Strakos[2]
[1)] Universität Augsburg, Institut für Materials Resource Management, Augsburg, Deutschland
[2)] bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Freisetzung von Schwermetallen stellt ein wesentliches Hindernis für das Recycling von MVA-Rostaschen dar. Während für Stahlwerksschlacken bereits auslaugungskontrollierende Mechanismen identifiziert und thermochemische Konditionierungsverfahren erprobt wurden, gibt es für MVA-Rostaschen noch kaum Ansätze zu einer gezielten Konditionierung. Da im Unterschied zum metallurgischen Prozess keine Homogenisierung im schmelzflüssigen Zustand erfolgt, wird für MVA-Rostaschen der Ansatz einer nachträglichen Zugabe von Additiven erprobt. Dazu wurden zuerst die mineralischen Fraktionen ausgewählter MVAs beprobt und bzgl. Mineralogie und Auslaugbarkeit charakterisiert. Es wurde gezeigt, dass Kupfer in den untersuchten Proben in metallischer Form sowie als Cuprit, Cu_2O, Barium als Baryt, $BaSO_4$, und Chrom als Chromit, $FeCr_2O_4$, vorliegen. Die Eluatanalysen zeigen, dass die Freisetzung von Chrom mit <0,1 mg/kg TM deutlich geringer ist als jene von Barium, die zwischen 1,5 und 3 mg/kg TM liegt, sowie jene von Kupfer, die zwischen 1,7 und 7,1 mg/kg TM beträgt. Dies spricht dafür, dass die Löslichkeit von Chromit geringer ist als jene von Cuprit und Baryt. Im zweiten Schritt wurden pH-abhängige Auslaugversuche durchgeführt und mittels hydrogeochemischer Modellierung die auslaugungskontrollierenden Mechanismen identifiziert. Es wurde gezeigt, dass die Freisetzung von Zink v.a. durch die Löslichkeit von Willemit, Zn_2SiO_4, jene von Nickel v.a. durch die Löslichkeit von Theophrastit, $Ni(OH)_2$ und jene von Kupfer v.a. durch die Löslichkeit von Tenorit, CuO, kontrolliert wird, während es im Falle von Blei und Chrom zunächst zur Auflösung der Primärphasen und anschließend zur Adsorption der freigesetzten Schwermetalle v.a. an Eisenhydroxide kommt. Diese identifizierten mineralogisch-geochemischen Prozesse sorgen dafür, dass die Eluatkonzentrationen von Chrom, Kupfer und Nickel beim natürlichen pH-Wert unter den Grenzwerten für einen Einsatz im Straßenbau liegen. Schlussendlich wurden die Auswirkung mineralischer Additive auf die Auslaugbarkeit untersucht. Dazu wurden jeweils Kaolin, das Ca-haltige Additiv MinPlus® sowie Kaliumdihydrogenphosphat (KH_2PO_4) im Verhältnis 5:95 mit der Rostasche gemischt und die Mischungen mittels Schütteleluat nach DIN 19529 und anschließender ICP-OES-Analyse im Hinblick auf ihre Schadstofffreisetzung untersucht. Dabei wurde gezeigt, dass alle Additive die Eluatkonzentration von Kupfer um 19 bis 36 % verringerten. Im Hinblick auf die Freisetzung von Ni, Sb und V hatte die Zugabe von KH_2PO_4 hingegen eine negative Wirkung, was im Fall des Ni auf eine Abnahme des pH-Wertes um im Fall von Sb und V auf die Fixierung von Ca in Phosphaten zurückgeführt werden kann, welches dann nicht mehr für die Bildung schwerlöslicher Ca-Antimonate und -Vanadate zur Verfügung steht.

1 EINLEITUNG

Die Freisetzung von Schwermetallen stellt ein wesentliches Hindernis für das Recycling von MVA-Rostaschen dar. Während für Stahlwerksschlacken bereits auslaugungskontrollierende Mechanismen identifiziert (Neuhold, et al., 2019) und maßgeschneiderte thermochemische Konditionierungsverfahren erprobt wurden (Neuhold, et al., 2020), gibt es für Müllverbrennungs--Rostaschen (MVA-Rostaschen) zwar grundlegende Erkenntnisse zu auslaugungskontrollierenden Mechanismen (Dijkstra, van der Sloot, & Comans, 2006), aber noch kaum Ansätze zu einer gezielten Konditionierung. Da im Unterschied zum metallurgischen Prozess keine Homogenisierung im schmelzflüssigen Zustand erfolgt, wird in dieser Studie im Rahmen dreier Abschlussarbeiten für MVA-Rostaschen der Ansatz einer nachträglichen Zugabe von Additiven erprobt, die bereits teilweise zur Prävention der Hochtemperatur-Chlorkorrosion in Müllverbrennungsanlagen eingesetzt werden (Pentz, 2023), aber noch nicht zur nachträglichen Aschebehandlung.

2 MATERIAL UND METHODEN

Im Rahmen einer Masterarbeit (Faul, 2024) wurden je drei Rostaschen aus drei Abfallverbrennungsanlagen nach LAGA PN 98 beprobt. Die mineralischen Fraktionen wurden mittels Handsortierung und Magnetscheidung aus den Rostaschen abgetrennt und mittels Röntgendiffraktometrie (XRD, Huber G670, Software MATCH!) und Rasterelektronenmikroskopie (REM, Zeiss Merlin 450, Software AZtec) durchgeführt. Anschließend wurden Elutionsversuche nach DIN 12457-2 durchgeführt und die Eluate mittels optischer Emissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES, Varian Vista MPX) analysiert.
Im Rahmen einer Bachelorarbeit (Wittum, 2024) wurden zwei der zuvor untersuchten Proben für pH-abhängige Elutionsversuche nach DIN 14429 verwendet. Die Analyse der Eluate erfolgte wie zuvor mittels ICP-OES. Die so ermittelten Maximalkonzentrationen wurden als „verfügbare Konzentrationen“ als Input für eine hydrogeochemische Modellierung mittels LeachXS/Orchestra verwendet, um die auslaugungskontrollierenden Mechanismen zu identifizieren.
Schlussendlich wurden im Rahmen einer weiteren Bachelorarbeit (Putz, 2024) die Auswirkung mineralischer Additive auf die Auslaugbarkeit untersucht. Dazu wurden jeweils Kaolin, das Ca-haltige Additiv MinPlus® sowie Kaliumdihydrogenphosphat (KH_2PO_4) im Verhältnis 5:95 mit der Rostasche gemischt und die Mischungen mittels Schütteleluat nach DIN 19529 im Hinblick auf ihre Schadstofffreisetzung untersucht, wobei die chemische Analyse der Eluate ebenfalls mittels ICP-OES erfolgte.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

In der Arbeit zur Mineralogie und Auslaugbarkeit von MVA-Rostaschen (Faul, 2024) wurden mittels XRD die Phasen Quarz (SiO_2), Calcit ($CaCO_3$), Åkermanit ($Ca_2Mg[Si_2O_7]$), Anhydrit ($CaSO_4$), Ettringit ($Ca_6Al_2[(OH)_{12}(SO_4)_3]\cdot 26\ H_2O$) und Magnetit ($Fe_3O_4$) identifziert, die stöchiometrisch keine Schwermetalle enthalten. Mittels REM-EDX konnte gezeigt werden, dass Kupfer (Cu) in den untersuchten Proben in metallischer Form sowie als Cuprit, Cu_2O, Ba als Baryt, $BaSO_4$, und Chrom (Cr) als Chromit, $FeCr_2O_4$, vorliegen (Abbildung 1).

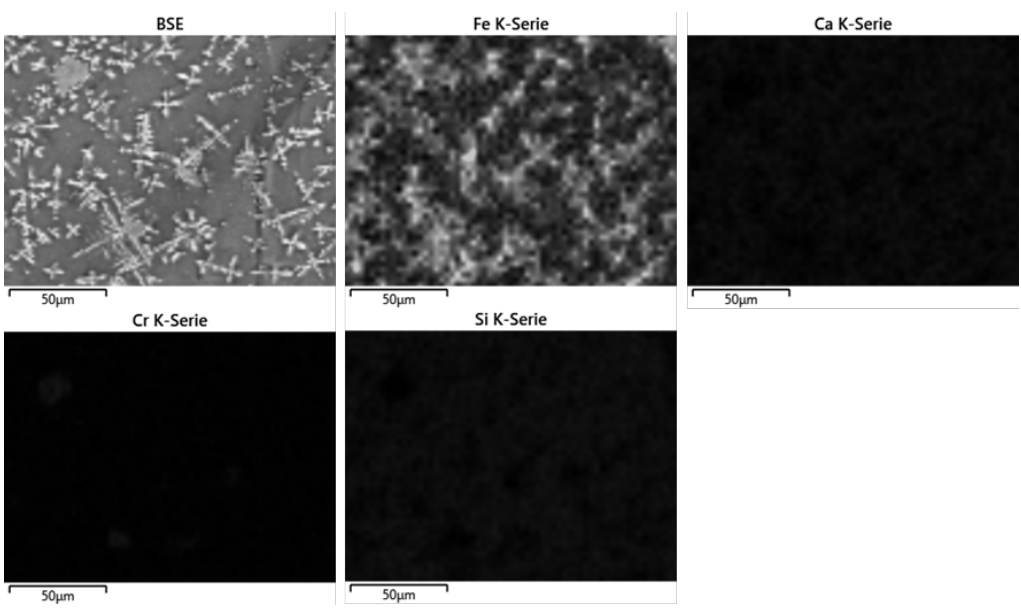


Abb. 1: Rückstreuelektronenbild (BSE) und Elementverteilungskarten (REM-EDX) eines Ausschnitts einer MVA-Rostasche mit isometrischen Kristallen von Chromit ($FeCr_2O_4$) und dendritischem Wüstit (FeO) (Faul, 2024)

Die Eluatanalysen zeigen, dass die Freisetzung von Cr mit <0,1 mg/kg TM deutlich geringer ist als jene von Ba, die zwischen 1,5 und 3 mg/kg TM liegt, sowie jene von Cu, die zwischen 1,7 und 7,1 mg/kg TM beträgt. Dies spricht dafür, dass die Löslichkeit von Chromit geringer ist als jene von Cuprit und Baryt.
Mittels hydrogeochemischer Modellierung (Wittum, 2024) wurde gezeigt, dass die Freisetzung von Zink (Zn) v.a. durch die Löslichkeit von Willemit, Zn_2SiO_4, jene von Nickel (Ni) v.a. durch die Löslichkeit von Theophrastit, $Ni(OH)_2$ (Abbildung 2) und jene von Cu v.a. durch die Löslichkeit von Tenorit, CuO, kontrolliert wird, während es im Falle von Blei (Pb) und Cr zunächst zur Auflösung der Primärphasen und anschließend zur Adsorption der freigesetzten Schwermetalle v.a. an Eisenhydroxide kommt.

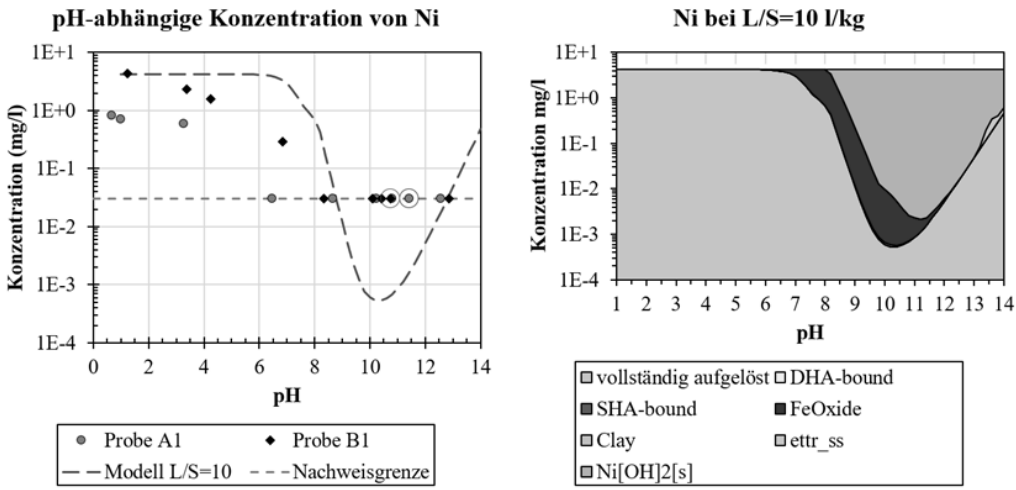


Abb. 2: Eluatkonzentrationen (Punkte links) und modellierte Gleichgewichtskonzentrationen (blau gestrichelte Linie links) sowie löslichkeitskontrollierende Prozesse (rechts) für Nickel (Wittum, 2024)

Diese identifizierten mineralogisch-geochemischen Prozesse sorgen dafür, dass die Eluatkonzentrationen von Cr, Cu und Ni beim natürlichen pH-Wert unter den Grenzwerten für einen Einsatz im Straßenbau liegen, während für andere Elemente die Nachweisgrenze der gewählten Messmethode (ICP-OES) oberhalb der Grenzwerte lag, deren Einhaltung damit nicht bestimmt werden konnte.
Dabei wurde gezeigt, dass alle Additive die Eluatkonzentration von Cu um 19 bis 36 % verringerte (Tabelle 1). Im Hinblick auf die Freisetzung von Ni, Antimon (Sb) und Vanadium (V) hatte die Zugabe von KH_2PO_4 hingegen eine negative Wirkung, was im Fall des Ni auf eine Abnahme des pH-Wertes von 9,74 auf 8,49 und im Fall von Sb und V auf die Fixierung von Calcium (Ca) in Phosphaten zurückgeführt werden kann, welches dann nicht mehr für die Bildung schwerlöslicher Ca-Antimonate und -Vanadate zur Verfügung steht.

Tabelle 1: Eluatkonzentrationen der reinen MVA-Rostasche sowie der Mischungen mit mineralischen Additiven und zugehörige pH-Werte (Putz, 2024)

	Cu (mg/L)	Ni (mg/L)	Sb (mg/L)	V (mg/L)	pH-Wert
Reine Rostasche	0,94	<0,17	<0,18	0,12	9,74
Mit 5 % Kaolin	0,75	<0,10	<0,18	0,12	9,00
Mit 5 % MinPlus®	0,76	<0,10	<0,18	0,12	12,50
Mit 5 % KH_2PO_4	0,60	4,02	0,51	0,20	8,49

4 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen von drei Abschlussarbeiten wurde gezeigt, dass Cu in den untersuchten MVA-Rostaschen als Metall sowie als Cuprit, Cu_2O, Ba als Baryt, $BaSO_4$, und Cr als Chromit, $FeCr_2O_4$, vorliegen. Die Eluatanalysen zeigen, dass die Freisetzung von Cr mit <0,1 mg/kg deutlich geringer ist als jene von Ba (1,5 bis 3 mg/kg) und Cu (1,7 bis 7,1 mg/kg). Mittels pH-abhängiger Auslaugversuche und hydrogeochemischer Modellierung wurden die auslaugungskontrollierenden Mechanismen identifiziert. Demzufolge wird die Freisetzung von Zn v.a. durch die Löslichkeit von Willemit, Zn_2SiO_4, jene von Ni v.a. durch die Löslichkeit von Theophrastit, $Ni(OH)_2$ und jene von Cu v.a. durch die Löslichkeit von Tenorit, CuO, kontrolliert, während es im Falle von Pb und Cr zunächst zur Auflösung der Primärphasen und anschließend zur Adsorption der freigesetzten Schwermetalle v.a. an Eisenhydroxide kommt. Diese identifizierten mineralogisch-geochemischen Prozesse sorgen dafür, dass die Eluatkonzentrationen von Cr, Cu und Ni unter den Grenzwerten für einen Einsatz im Straßenbau liegen. Schlussendlich wurde gezeigt, dass die Zugabe mineralischer Additive (Kaolin, MinPlus® sowie Kaliumdihydrogenphosphat (KH_2PO_4)) die Eluatkonzentration von Kupfer um 19 bis 36 % verringert.

LITERATURVERZEICHNIS

Dijkstra, J., van der Sloot, H., & Comans, R. (2006). The leaching of major and trace elements from MSWI bottom ash as a function of pH and time. *Applied Geochemistry, 21*(2), S. 335-351. doi:10.1016/j.apgeochem.2005.11.003

Faul, S. (2024). *Mineralogie und Auslaugbarkeit anorganischer Umweltschadstoffe aus mineralischen Fraktionen von Müllverbrennungsrostaschen. Masterarbeit.* Universität Augsburg.

Neuhold, S., Algermissen, D., Drissen, P., Adamczyk, B., Presoly, P., Sedlazeck, K., . . . Vollprecht, D. (2020). Tailoring the FeO/SiO2 Ratio in Electric Arc Furnace Slags to Minimize the Leaching of Vanadium and Chromium. *Applied Sciences, 10*(7), S. 2549. doi:10.3390/app10072549

Neuhold, S., van Zomeren, A., Dijkstra, J., van der Sloot, H., Drissen, P., Algermissen, D., . . . Vollprecht, D. (2019). Investigation of Possible Leaching Control Mechanisms for Chromium and Vanadium in Electric Arc Furnace (EAF) Slags Using Combined Experimental and Modeling Approaches. *Minerals, 9*(9), S. 525. doi:10.3390/min9090525

Pentz, S. (2023). *Hochtemperatur-Chlorkorrosion in Müllverbrennungsanlagen - Einfluss von Additiven auf die Kinetik der Sulfatierungsreaktion. Dissertation.* Universität Augsburg.

Putz, L. (2024). *Immobilisierung von Schwermetallen in MVA-Rostaschen durch Mischen mit Additiven. Bachelorarbeit.* Universität Augsburg.

Wittum, R. (2024). *Hydrogeochemische Modellierung der Auslaugbarkeit von MVA-Rostaschen. Bachelorarbeit.* Universität Augsburg.

KONTAKT

Prof. Dr. Daniel Vollprecht
daniel.vollprecht@uni-a.de
+49 821 598 69130
Institut für Materials Resource Management, Lehrstuhl für Resource and Chemical Engineering
Universität Augsburg
https://www.uni-augsburg.de/de/fakultaet/mntf/mrm/prof/reseng

Nutzung von optimierten Fraktionen der Hausmüllverbrennungsasche als Gesteinskörnung und Zementersatz in Betonprodukten

Iveta Vateva[1], Marcel Laabs[2], Bernhard Middendorf[2] & David Laner[1]
[1)] Fachgebiet Ressourcenmanagement und Abfalltechnik, Universität Kassel, Kassel, Deutschland
[2)] Fachgebiet Werkstoffe des Bauwesens und Bauchemie, Universität Kassel, Kassel, Deutschland

KURZFASSUNG: Hausmüllverbrennungsaschen (HMV-Aschen) als größter Festrückstand nach der Abfallverbrennung können aufgrund ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften in Betonprodukten eingesetzt werden. Aktuell werden HMV-Aschen in Deutschland hauptsächlich im Deponiebau verwertet oder deponiert. Im Rahmen des Forschungsprojekts HMV-Öko-Beton wurden ausgewählte Fraktionen der HMV-Asche durch geeignete Aufbereitungsschritte optimiert und anschließend als Gesteinskörnungs- und Zementersatz in Betonpflastersteinen erfolgreich eingesetzt. Dadurch konnten 60% der untersuchten HMV-Asche einem qualitätsgesicherten Recycling zugeführt werden. Aus ökologischer Sicht stellte sich die Verwertung von HMV-Aschen in Betonprodukten vorteilhaft dar, weil dadurch der CO_2-Fußabdruck der erzeugten Betonpflastersteine je nach Rezeptur um 4% bis ca. 12% gegenüber konventionellen Betonpflastersteinen reduziert werden konnte und natürliche Rohstoffe geschont wurden.

1 HINTERGRUND

Der meistgenutzte Baustoff weltweit ist Beton, bestehend aus Zement, Gesteinskörnung, Wasser und gegebenenfalls Additiven. Seine Produktion ist mit hohem Ressourcen- und Energieaufwand verbunden, wobei die meisten Emissionen durch die Zementherstellung verursacht werden. Die damit entstehenden Emissionen sind sowohl mit den großen Mengen an hergestelltem Beton als auch mit den hohen spezifischen CO_2-Emissionen der Zementherstellung verbunden (IBU 2018). Die Produktionsmengen an Beton in Deutschland sind über die letzten 10 Jahre konstant bis leicht ansteigend (Statista 2023), weltweit ist jedoch eine Zunahme aufgrund der wachsenden Weltbevölkerung zu erwarten. Aus diesem Grund gilt es Alternativen zur Substitution von natürlichen Rohstoffen (insb. Gesteinskörnungen) und herkömmlichen Portlandzementen für Betonprodukte zu untersuchen. HMV-Aschen sind der größte Festrückstand nach der Abfallverbrennung und bestehen zu 90% aus mineralischen Bestandteilen wie Asche, Steinen, Keramik, Verschmelzungen (Chandler et al. 1999). Nach ihrer Aufbereitung wird aktuell die mineralische Fraktion als Ersatzbaustoff in technischen Bauwerken, z.B. als Frostschutzschicht im Straßenbau (17%), als Ersatzbaustoff auf Deponien (64%) verwendet und beseitigt (19%) (ITAD 2023). Mit Inkrafttreten der Ersatzbaustoffverordnung im August 2023 sind die Grenzwerte für die Verwertung der HMV-Aschen strenger geworden (ErsatzbaustoffV 2023), was eine Verschiebung von Stoffströmen Richtung Deponie erwarten lässt. In diesem Zusammenhang lag der Fokus des Projekts HMV-Öko-Beton (gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Projektnummer 36064/01) auf der gezielten Aufbereitung von HMV-Aschen zur gleichzeitigen Nutzung sowohl als Gesteinskörnung als auch als Zementersatz in Betonpflastersteinen. Dadurch kann der Anteil der zu deponierenden HMV-Aschen reduziert werden. Gleichzeitig ergibt sich ein Potenzial zur Schonung natürlicher Ressourcen und zur Reduktion von CO_2-Emissionen von Betonprodukten.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Aufbereitung der HMV-Aschen

Im Rahmen des Projekts wurden HMV-Aschen aus dem Müllheizkraftwerk Kassel betrachtet. Zur Optimierung der Eigenschaften der HMV-Aschen zur Nutzung im Beton wurden diese nach einer

Lagerung von etwa 12 Monaten zunächst in einer mobilen Aufbereitungsanlage aufbereitet, um grobe Metalle auszusortieren und die HMV-Asche in unterschiedlichen Kornfraktionen zu separieren. Im zweiten Schritt wurden zwei ausgewählte Kornfraktionen gezielt weiter aufbereitet, um die Feinfraktion (0-2 mm) als teilweiser Bindemittelersatz und die Mittelfraktion (2-8 mm) zum vollständigen Ersatz der Gesteinskörnungen in Pflastersteinen einzusetzen. Die Feinfraktion wurde dabei mehrfach gemahlen und gesiebt, um zum einen eine Feinheit ähnlich von Zement zu erreichen und zum anderen verbliebene Restmetalle durch die Siebung abzutrennen. Die mittlere Fraktion wurde mittels einer Nasssiebung gewaschen, um lösliche Salze und Schwermetalle zu reduzieren. Anschließend wurde eine zusätzliche Metallsortierung (Fe- und NE-Metalle) durchgeführt, um die Metallgehalte weiter zu reduzieren.

2.2 Nutzung und Evaluation der aufbereiteten Fraktionen im Beton

Mit der aufbereiteten Mittelfraktion wurde die gesamte natürliche Gesteinskörnung im Korngrößenspektrum von 2-8 mm in den Betonpflastersteinen substituiert. In einer weiteren Mischung wurden zusätzlich 11% Zement mit der aufbereiteten Feinfraktion ersetzt. Die HMV-Pflastersteine wurden mit einem konventionellen Pflasterstein hinsichtlich ihrer Eigenschaften verglichen, wobei auch mechanische Eigenschaften und Dauerhaftigkeit hinsichtlich normativer Anforderungen der DIN EN 1338 (2003) untersucht wurden. Außerdem wurde das Elutionsverhalten von gebrochenen Pflastersteinen zur Bestimmung der Mobilisierbarkeit von Schadstoffen anhand von Schüttelversuchen bei einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 2:1 nach DIN 19529 (2015) analysiert. Die gesamte Aufbereitungs- und Verwertungskette wurde schließlich anhand von Ökobilanzen bewertet, um die Umweltauswirkungen zu quantifizieren und den Umweltnutzen von HMV-Pflastersteinen gegenüber konventionellen Pflastersteinen zu erfassen. Details zu den Analysen und Bewertungen können im Abschlussbericht des Projekts HMV-Öko-Beton eingesehen werden (Vateva et al. 2023).

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Eigenschaften der Pflastersteine

Trotz der erweiterten Metallentfrachtung enthalten die aufbereiteten HMV-Asche-Fraktionen geringe Mengen an Metallen und insb. an metallischem Aluminium, die sich in einer erhöhten Porosität in den Pflastersteinen und damit einhergehend in einer verringerten Druckfestigkeit auswirken. Der Abriebwiederstand und die Spaltzugfestigkeit als normative Vorgaben für Pflastersteine nach DIN EN 1338 (2003) wurden eingehalten. Allerdings konnten die Vorgabe für die Frostbeständigkeit nicht erfüllt werden. Für Pflastersteine ohne Substitution von Zement konnte auch die Vorgabe für die Frostbeständigkeit eingehalten werden.

3.2 Ökologische Bewertung

Die Untersuchung der gebrochenen Pflastersteine hinsichtlich löslicher Salze zeigt, dass die Grenzwerte der Ersatzbaustoffverordnung sowohl für Recyclingbaustoffe als auch für Hausmüllverbrennungsaschen deutlich unterschritten werden (Abb. 1b). Somit können die HMV-Pflastersteine grundsätzlich auch nach ihrem Nutzungsende recycelt werden und somit im Materialkreislauf bleiben. Nichtsdestotrotz wurden für die HMV-Pflastersteine höhere lösliche Salz- und Schwermetallkonzentrationen festgestellt als für die (konventionellen) Referenzpflastersteine. Ein Vergleich mit den aufbereiteten HMV-Aschefraktionen vor dem Einsatz im Beton zeigt jedoch deutlich niedrigere Konzentrationen als aufgrund des Feststoffanteils zu erwarten wäre und lässt vermuten, dass ein Großteil der potenziell löslichen Stoffe in der Zementmatrix gebunden und immobilisiert werden.

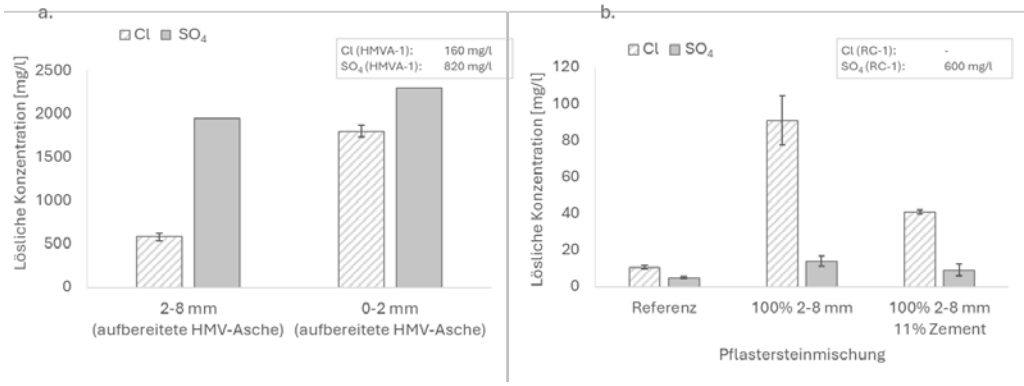


Abb. 1: Chlor und Sulfat im Eluat: a. in den aufbereiteten Fein- und Mittelfraktion; b. in den Pflastersteinmischungen; Grenzwerte für HMVA-1 und RC-1 nach der Ersatzbaustoffverordnung (ErsatzbaustoffV 2023)

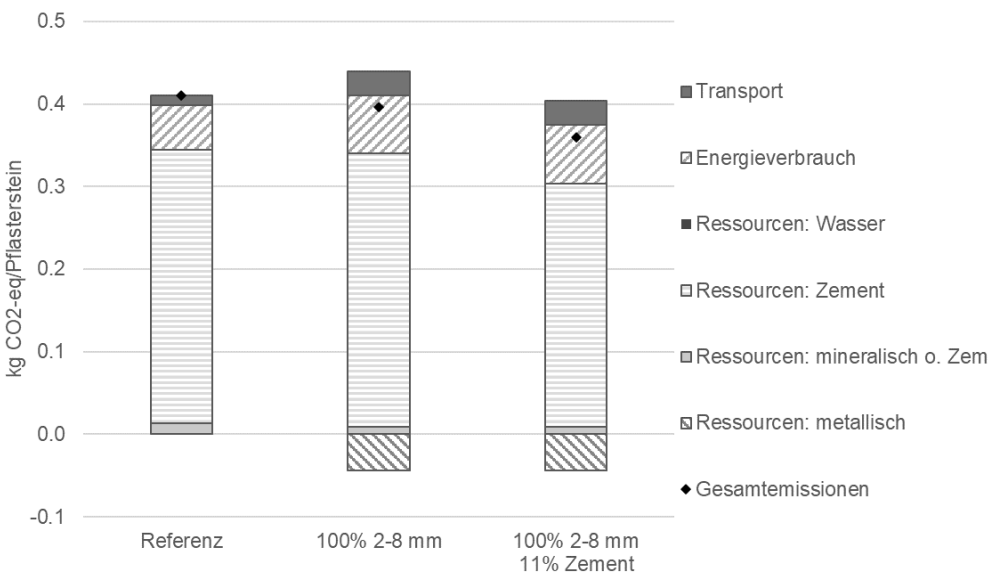


Abb. 2: Treibhausgasbilanz der Pflastersteine: Referenzpflasterstein und zwei HMV-Pflastersteine (100% Ersatz der Gesteinskörnung 2-8 mm und zusätzlich 11% Zementersatz)

Abb. 2 zeigt die Treibhausgasbilanzen für den Referenzpflasterstein und zwei unterschiedliche HMV-Pflasterstein-Rezepturen. So ist die der Herstellung des konventionellen Pflastersteins mit 0,41 kg CO_2-eq pro Pflasterstein verbunden. Für die HMV-Pflastersteine zeigt sich, dass die spezifische Netto-CO_2-Belastung sinkt, wenn der substituierte Anteil an Rohstoffen durch aufbereitete HMV-Asche steigt. Die Einsparungen beruhen hauptsächlich auf der zusätzlichen Rückgewinnung von Metallen sowie auf der Substitution von Bindemitteln. Die Substitution von natürlicher Gesteinskörnung leistet hinsichtlich der Einsparung von Treibhausgasemissionen einen niedrigen Beitrag von etwa 0,01 kg CO_2-eq pro Pflasterstein, wobei der Transport- und Aufbereitungsaufwand für die HMV-Asche geringfügig höher als die Substitutionseinsparung ist und somit in eine geringfügige Netto-Belastung durch den Einsatz der Ersatzgesteinskörnung resultiert. Insgesamt kann durch Einsatz der HMV-Asche die Netto-Treibhausgasbilanz des HMV-Pflastersteins gegenüber dem Referenzpflasterstein um bis zu 12% reduziert werden.

4 FAZIT UND AUSBLICK

Die Ergebnisse aus dem Projekt HMV-Öko-Beton zeigen, dass durch eine geeignete Aufbereitung die Eigenschaften von HMV-Aschen optimiert werden können, sodass eine Nutzung in Betonpflastersteinen ermöglicht wird. Grundsätzlich können auch die allgemeinen normativen Vorgaben für Pflastersteine durch die Substitution von Gesteinskörnung und Bindemitteln eingehalten werden, wobei mit zunehmendem Anteil an HMV-Aschen die Werte für z.B. Spaltzugfestigkeit sinken. In dieser Hinsicht besteht Optimierungspotential, das einerseits durch noch intensivere Aufbereitung der HMV-Aschen und andererseits durch Verbesserung der Betonrezepturen ausgeschöpft werden kann. Durch Elutionsanalysen wurde bestätigt, dass keine problematischen bzw. umweltgefährdenden Konzentrationen an löslichen Schadstoffen bei der Elution von gebrochenen HMV-Pflastersteinen auftreten. Daher können HMV-Pflastersteine auch nach ihrem Lebensende einem Recycling zugeführt werden. Zukünftig sollen weitere Verbrennungsrostaschen hinsichtlich ihres Nutzungspotenzials in Beton untersucht werden, um die Basis für einen qualitätsgesicherten Einsatz von mineralischen Fraktionen der HMV-Asche in unterschiedlichen Betonanwendungen auf breiterer Basis zu ermöglichen und damit natürliche Ressourcen und Deponiekapazitäten zu schonen sowie die Umweltauswirkungen der Betonprodukte zu reduzieren.

LITERATURVERZEICHNIS

Chandler, A., Eighmy, T., Hjelmar, O., & Kosson, D. (1999). *Municipal Solid Waste Incinerator Residues.* Elsevier.

DIN 19529. (2015). Elution von Feststoffen - Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l/kg. Deutsches Institut für Normung e.V.

DIN EN 1338. (2003). Pflastersteine aus Beton. Berlin: Beuth Verlag.

ErsatzbaustoffV. (2023). Verordnung der Bundesregierung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung, Stand: 11.06.2021.

Institut Bauen und Umwelt e.V. (IBU). (2018). Umweltproduktdeklaration: Beton der Druckfestigkeitsklasse C 25/30.

Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V. (ITAD). (2023). *ITAD Jahresbericht 2022/23.*

Statista. (2023). *Produktion von Transportbeton in Deutschland in den Jahren 2003 bis 2022*. Von https://de.statista.com/statistik/daten/studie/167013/umfrage/produktionsmenge-der-transportbetonindustrie-seit-2004/ abgerufen

Vateva, I., Laabs, M., Laner, D., & Middendorf, B. (2023). *HMV-Öko-Beton: Ökologische Optimierung von Betonprodukten durch Nutzung mineralischer Fraktionen von Hausmüllverbrennungs-Rostasche. Abschlussbericht.*

KONTAKT

Iveta Vateva, M.Sc.
iveta.vateva@uni-kassel.de
+49 561 804-3804
Fachgebiet Ressourcenmanagement und Abfalltechnik
Universität Kassel
www.uni-kassel.de/go/RMAT/

Verwertungsmöglichkeiten von Bettaschen aus der Abfallverbrennung

Julia Mühl[1], Simon Hofer[1] & Jakob Lederer[1]
[1)] TU Wien, CD-Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Wirbelschichtfeuerungsanlagen machen etwa ein Drittel der österreichischen Abfallverbrennungskapazität aus. In diesen Verbrennungsanlagen entstehen unter Anderem Bettaschen als fester Rückstand. Diese enthalten große Mengen an Glas, sowie Metalle und inerte Materialien wie Keramik, Steine, Beton oder Ziegel. Mittels moderner Aufbereitungstechnologie ist es möglich, in den Bettaschen enthaltene Wertstoffe rückzugewinnen. Beispielsweise werden Metalle üblicherweise abgetrennt, aber auch das enthaltene Glas sowie die restliche Mineralikfraktion eignen sich potentiell für ein Recycling. Um mögliche Verwertungswege der Bettaschen zu prüfen, wurden im CD Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften der TU Wien umfassende Untersuchungen durchgeführt. Dabei konnte festgestellt werden, dass die Metallabtrennung bereits in sehr hohem Maße erfolgt. Die Mineralikfraktionen von Bettaschen eignen sich aus umwelttechnischer Sicht zumeist für einen Einsatz im Straßenbau bzw. der Betonproduktion. Glas liegt in teils sehr großen Mengen in den Bettaschen vor und kann mittels sensorbasierter Glasabscheidung auch im Industriemaßstab aus der Bettasche abgetrennt werden. Für ein Recycling des Glases in der Verpackungsglasindustrie ist es jedoch erforderlich, den Störstoffanteil im Glas noch weiter zu senken.

1 EINLEITUNG

In Österreich werden über 1,5 Mio. Tonnen und somit fast 90% des gesammelten Restmülls in zwölf dafür vorgesehenen Abfallverbrennungsanlagen verbrannt. Fünf dieser Anlagen sind mit einer Wirbelschichtfeuerung ausgestattet, was etwa einem Drittel der Abfallverbrennungskapazität entspricht. Im internationalen Vergleich kommen jedoch vorwiegend Rostfeuerungen in der Abfallverbrennung zur Anwendung, weshalb Wirbelschichtfeuerungen in diesem Kontext wenig Beachtung in der Wissenschaft finden (Blasenbauer et al. 2023). Dies gilt auch für Bettaschen, die festen, grobkörnigen Verbrennungsrückstände der Wirbelschicht, welche in Österreich etwa 8-14% des verbrannten Abfalls ausmachen (Kellner et al. 2022). Bettaschen bestehen einerseits aus Metallen sowie aus Glas und anderen refraktären Bestandteilen wie Steinen, Keramik, Beton oder Ziegel. Um Materialkreisläufe zu schließen gibt es, wie auch bei Rostaschen aus der Rostfeuerung, Bestrebungen, Bettaschebestandteile rückzugewinnen und einer Verwertung zuzuführen. Beispielsweise können Metalle aus der Asche gewonnen werden, was auch für die Erreichung von Recyclingquoten notwendig ist (Lederer & Schuch 2024). Außerdem ist eine Verwertung des enthaltenen Glases sowie der verbleibenden Mineralikfraktion denkbar. Für die Mineralikfraktion besteht in Österreich die Möglichkeit eines Einsatzes im Bauwesen (Straßenbau bzw. Betonerzeugung), wobei umwelttechnische Grenzwerte laut Bundesabfallwirtschaftsplan 2023 (BMK 2023) eingehalten werden müssen.
Um zu ermitteln, welche Wertstoffmengen in den Bettaschen enthalten sind und in welchem Ausmaß diese durch industrielle Aufbereitung rückgewonnen werden können, wurden im Rahmen des CD Labors für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft an der TU Wien mehrere Untersuchungen durchgeführt. Für die dabei erhaltenen Materialien Aluminium, Eisen, Glas und Mineralik wurde zudem geprüft, ob diese einem Recycling zugeführt werden können. Durch die Forschungsarbeiten können außerdem Vergleiche mit Rostaschen aus der Rostfeuerung gezogen werden und die industrielle Aufbereitung konnte evaluiert werden.

2 DURCHGEFÜHRTE UNTERSUCHUNGEN

Um die Zusammensetzung und Eigenschaften, aber auch die industrielle Aufbereitung von Müllverbrennungsaschen besser zu verstehen, wurden im CD Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft mehrere Versuche mit verschiedenen Rost- und Bettaschen durchgeführt.
Einerseits wurden in einer Voruntersuchung sechs verschiedene Müllverbrennungsaschen, darunter drei Bettaschen, industriell an der Aufbereitungsanlage der Brantner Österreich GmbH in Hohenruppersdorf, Niederösterreich, aufbereitet (Mühl et al. 2023). Nach dieser Aufbereitung wurden die Aschen im Pilotmaßstab zusätzlicher Metall- und Glasabscheidung unterzogen. Es konnte dadurch ermittelt werden, wie zusätzliche Aufbereitungsschritte die Qualität der Mineralikfraktion verbessern und die Metallabtrennungsraten erhöhen. Zudem wurde untersucht, wie viel Glas aus den Aschen rückgewinnbar ist.
Ein weiterer Versuch wurde nach einer Erweiterung der Brantner-Aufbereitungsanlage gemäß den Ergebnissen der Voruntersuchung durchgeführt. An der um einen Brecher, zusätzliche Metallabscheider und einen Glasabscheider erweiterten Anlage wurden eine Rost- und eine Bettasche aus derselben österreichischen Stadt industriell aufbereitet (Mühl et al. 2024, under review). Im Zuge des Aufbereitungsversuchs wurden Menge und Zusammensetzung aller nach der Aufbereitung erhaltenen Outputs erhoben. Daraus wurde ermittelt, welche Wertstoffmengen der Materialien Aluminium, Eisen und Glas rückgewonnen werden können und welche Qualität diese aufweisen.
Zusätzlich wurden regelmäßig im laufenden Aufbereitungsbetrieb der Brantner-Aufbereitungsanlage die Mineralik- und Glasfraktion beprobt und für Versuche (beispielsweise Betonerzeugung oder Qualitätsermittlung der Glasfraktion) verwendet.
Die im Zuge der Versuche erhaltenen Glasfraktionen aus Bettaschen wurden mittels händischer Sortierung auf deren Störstoffgehalt (Keramik, Steine, Porzellan (KSP) und Metalle) untersucht und den Vorgaben der Verpackungsglasindustrie gegenübergestellt.
Die Mineralikfraktionen wurden jeweils einer Alterung für drei Monate unterzogen. Anschließend wurden im Labor der MA48 chemische Analysen laut Vorgaben des Bundesabfallwirtschaftsplans 2023 durchgeführt, um die umwelttechnische Eignung der Mineralik für einen Einsatz im Bauwesen zu prüfen. Ebenso wurde die technische Eignung einiger Mineralikfraktionen in Betonversuchen untersucht.

3 ERGEBNISSE

Die bisher durchgeführten Untersuchungen zeigten einerseits einen sehr guten Aufbereitungserfolg der Brantner-Aufbereitungsanlage, welche in der Lage ist, sehr hohe Mengen (>95%) an Aluminium und magnetischem Eisen in potentiell recyclingfähigen Fraktionen anzureichern (Mühl et al. 2024, under review). Dies trägt außerdem dazu bei, den Metallgehalt in der Mineralikfraktion zu reduzieren. Zudem konnte für Bettaschen festgestellt werden, dass diese sehr große Mengen an Glas enthalten. Die größten Outputflüsse nach der Aufbereitung der Bettaschen stellen – je nach Ascheherkunft – die Mineralik- und Glasfraktion dar. Im Folgenden werden die in den Versuchen ermittelten Tendenzen für Metalle, Mineralik und Glas aus den Bettaschen zusammengefasst.

3.1 Metalle aus der Bettasche

Im nach der Anlagenerweiterung durchgeführten Versuch sowie im Literaturvergleich konnte festgestellt werden, dass Bettaschen höhere Anteile an Metallen enthalten als Rostaschen (Mühl et al. 2024, under review, Blasenbauer et al. 2023). Dies kann einerseits auf den Abfallinput zurückgeführt werden, hängt jedoch auch mit Unterschieden in den Verbrennungsprozessen zusammen. Durch niedrigere Temperaturen und Verweilzeiten in der Wirbelschichtfeuerung verschmilzt beispielsweise weniger Aluminium mit anderen Aschebestandteilen als in der Rostfeuerung. Es konnte außerdem festgestellt werden, dass rückgewonnene Metalle aus der Rostasche stärkere

Verunreinigungen durch mineralische Anhaftungen aufweisen, welche die Schrottqualität reduzieren. Geringere Schwermetallgehalte in der Mineralikfraktion der Bettasche deuten zudem darauf hin, dass die Metallabtrennung aus der Feinfraktion der Asche besser funktioniert als im Fall der Rostasche.

3.2 Mineralikfraktion aus der Bettasche

Die chemischen Analysen der bei den Aufbereitungsversuchen erzeugten Mineralikfraktion nach dreimonatiger Alterung zeigen, dass die relevanten Gesamt- und Eluatgehalte, welche im Bundesabfallwirtschaftsplan 2023 vorgegeben sind und den Einsatz der Mineralik im Straßenbau und der Betonerzeugung regeln, fast vollständig eingehalten werden können. Insbesondere die Nutzung der Mineralikfraktion 0-8 mm bis 10% im Beton sowie im Straßenbau sind rechtlich zulässig. Einen für die Verwertung potentiell problematischen Parameter stellt Sulfat in den Bettaschen dar (Mühl et al. 2023). Verstärkte Bewässerung der Mineralikfraktion im Zuge der Aufbereitung oder eine Adaptierung der Alterungsdauer könnten hierbei Abhilfe schaffen, was jedoch noch weitere Untersuchungen erfordert.
Erste Versuche zur Prüfung der technischen Eignung der Mineralikfraktion im Beton wurden bereits durchgeführt. In diesen wurde festgestellt, dass zwei der drei untersuchten Bettaschen die technischen Vorgaben erreichen. Eine Bettasche wurde jedoch als ungeeignet für die Betonerzeugung erachtet, da hier Treiberscheinungen und Quellen des Betons beobachtet werden konnten. Dies ist üblicherweise auf metallisches Aluminium zurückzuführen (Joseph et al. 2020). Die betroffene Asche enthält tatsächlich mehr metallisches Aluminium als die anderen beiden Bettaschen. Durch eine Nichteisen-Metallabscheidung im Zuge der erforderlichen Abfallaufbereitung vor der Verbrennung könnte dieses ggf. reduziert werden.

3.3 Glasfraktion aus der Bettasche

Basierend auf den durchgeführten Untersuchungen wurde festgestellt, dass eine Rückgewinnung von Glas aus Müllverbrennungsaschen nur für Bettaschen möglich ist. Durch Schmelz- bzw. Sintervorgänge in der Verbrennung liegen deutlich geringere Glasmengen in den Rostaschen vor, welche zudem – z.B. durch mineralische Anhaftungen – stärker verschmutzt sind (Mühl et al. 2023).
Eine Glasabscheidung im industriellen Maßstab wurde daher nur für Bettaschen durchgeführt, wobei in einem Versuch eine Rückgewinnungsrate von 72% aller Glasscherben >4 mm durch industrielle Aufbereitung erzielt wurde (Mühl et al. 2024, under review). Dieser Wert kann insbesondere deshalb als hoch betrachtet werden, weil nur Material >9 mm über den Glasabscheider geleitet wurde. Die in den Versuchen erzeugten Glasfraktionen, welche mittels sensorbasierter Glasabscheidung gewonnen wurden, wurden mittels händischer Sortierung auf ihre Störstoffgehalte untersucht. Hierbei wurden 2-14% an Störstoffen (Metalle, KSP) festgestellt. Diese Störstoffanteile sind, insbesondere im Falle von KSP, zu hoch für eine Verwertung in der Verpackungsglaserzeugung (Bundesverband Glasindustrie e.V.; BDE; bvse 2014). Es ist jedoch Gegenstand laufender Untersuchungen, die Störstoffgehalte durch weitere Aufbereitung zu senken. Alternativ kann eine Verwertung in der Schaum- oder Blähglasindustrie erwogen werden.

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Zusammenfassend konnte durch die Untersuchungen im CD Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft gezeigt werden, dass große Anteile der untersuchten Wirbelschicht-Bettasche aus der Abfallverbrennung einer Verwertung zugeführt werden können. Insbesondere die Metallrückgewinnung aus der Asche funktioniert im industriellen Maßstab sehr gut. Ebenso stehen aus technischer Sicht Verwertungswege für die mengenmäßig größten Outputflüsse der Aufbereitung, die Mineralik- und die Glasfraktion, zur Verfügung. Um auch diese Materialien langfristig in den Recyclingkreislauf rückführen zu können und somit Deponievolumen und Primärrohstoffe zu

sparen, sind weitere Untersuchungen erforderlich. Neben der Qualitätssicherung der Mineralikfraktion sind auch weitere Versuche zur Betonerzeugung mit Bettaschen vorgesehen. Zudem wird untersucht, ob durch erweiterte Aufbereitung der Glasfraktionen aus Bettaschen eine Reduktion der enthaltenen Störstoffgehalte auf das von der Verpackungsglasindustrie geforderte Niveau möglich ist.

5 DANKSAGUNG

Der vorliegende Beitrag ist Teil der Forschungsinitiative *CD-Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft* am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften der TU Wien. Wir bedanken uns für die finanzielle Unterstützung durch das Bundesministerium für Arbeit und Wirtschaft und die Nationalstiftung für Forschung, Technologie und Entwicklung sowie die Christian Doppler Forschungsgesellschaft. Weiters bedanken wir uns sehr herzlich für die finanzielle und inhaltliche Unterstützung durch unsere Unternehmenspartner, in alphabetischer Reinfolge: Abfallbehandlung Ahrental GmbH, Altstoff Recycling Austria AG, Brantner Österreich GmbH, Holding Graz Kommunale Dienstleistungen GmbH, Lenzing Aktiengesellschaft, Linz Service GmbH, MM Board & Paper, Wien Energie GmbH, und Wopfinger Transportbeton Ges.m.b.H., sowie bei der Magistratsabteilung Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und Fuhrpark der Stadt Wien (MA 48). Zudem danken wir den Firmen IFE Aufbereitungstechnik GmbH und Binder+Co AG für ihre Unterstützung.

LITERATURVERZEICHNIS

Blasenbauer, D., Huber, F., Mühl, J., Fellner, J., & Lederer, J. (2023). Comparing the quantity and quality of glass, metals, and minerals present in waste incineration bottom ashes from a fluidized bed and a grate incinerator. *Waste management*(161), S. 14. doi:10.1016/j.wasman.2023.02.021

BMK. (2023). *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2023, Teil 1.* Wien: Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

Bundesverband Glasindustrie e.V.; BDE; bvse. (2014). Leitlinie „Qualitätsanforderungen an Glasscherben zum Einsatz in der Behälterglasindustrie“ - Standardblatt T 120.

Joseph, A. M., Snellings, R., Nielsen, P., Matthys, S., & De Belie, N. (2020). Pre-treatment and utilisation of municipal solid waste incineration bottom ashes towards a circular economy. *Construction and Building Materials*. doi:10.1016/j.conbuildmat.2020.120485

Kellner, M., Schindler, I., & Jany, A. (2022). *Statusbericht Abfallverbrennung - Berichtsjahr 2020.* Wien: Umweltbundesamt GmbH.

Lederer, J., & Schuch, D. (2024). The contribution of waste and bottom ash treatment to the circular economy of metal packaging: A case study from Austria. *Resources, Conservation and Recycling*(203), S. 9. doi:10.1016/j.resconrec.2024.107461

Mühl, J., Hofer, S., Blasenbauer, D., & Lederer, J. (2024, under review). Recovery rates of aluminum, steel and glass through enhanced treatment of different MSWI bottom ashes on an industrial scale. *Waste Management*.

Mühl, J., Skutan, S., Stockinger, G., Blasenbauer, D., & Lederer, J. (2023). Glass recovery and production of manufactured aggregate from MSWI bottom ashes from fluidized bed and grate incineration by means of enhanced treatment. *Waste Management*(168). doi:10.1016/j.wasman.2023.05.048

KONTAKT

DI Julia Mühl
julia.muehl@tuwien.ac.at
+43 1 58801 - 166 112
CD Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft
Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, TU Wien
https://www.tuwien.at/tch/icebe/e166-01/cd-labor-kreislaufwirtschaft

Waste Management in a European Country of 6,000 islands and Islets

Evangelos Gidarakos & Maria Aivalioti
Technical University of Crete, School of Chemical and Environmental Engineering, Chania, Greece

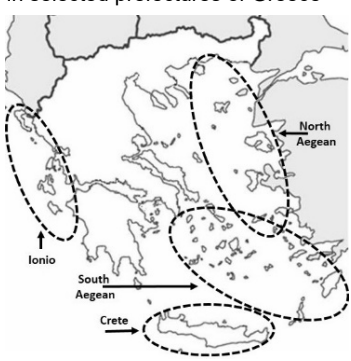
ABSTRACT: Every year around 2.2 billion tonnes of waste are generated in the EU. More than a quarter of it (27%) is municipal waste. To reduce waste and its impact on the environment, the EU has adopted ambitious targets on recycling and landfill, promoting a shift towards a more sustainable model known as the circular economy. However, waste management practices vary between EU countries, leading to important differences in the fulfillment of the targets set. For example, landfill rate of waste is recorded to be less than 10% in countries like Denmark, Belgium and Germany and more than 70% in countries like Malta, Bulgaria and Estonia. The factors leading to these deviations are of course several (e.g lack of funds and infrastructure, climate, limited space, important seasonal variation of population, high transport cost, etc.), so one must look into each country in depth, in order to find and promote solutions or at least amendments. In the case of Greece, where landfill rate of waste is around 60%, it is easy to realize that geomorphology and tourism are among the determining factors of its waste management practices' adoption and performance; but to what degree?

1 CRUCIAL FACTORS

Greece covers a total area of ~132.000 Km^2, out of which ~15% is islands. In 2011, its population was a little less than 11 millions. Around 35% of this population is situated on the region of Attiki, where Athens (capital) is situated, while ~12,5% is situated on the islands. Focusing on municipal solid waste production, one can clearly see a great variation across the country. Waste production per year and capital varies from around 430 kg on North Aegean to more than 700 kg on South Aegean. The same time that the average value for the country, is around 500 kg.

Tab. 1: Permanent population (2011) and municipal waste production in selected prefectures of Greece

	Crete	South Aegean	North Aegean	Ionio
Permanent Population (2011)	623,065	366,837	198,894	207,855
Waste Production (tn/yr)	366,248	264,878	84,009	130,579
Waste Production (kg) per year and capital	588	722	431	628



Tab. 2: Municipal solid waste production (kg per year and capital).

	1997	2005	2010	2017
EU-27	470	515	504	486
EU-28	473	517	505	486
Greece	303	442	532	504

These differences are mostly attributed to local differences in touristic development, for example in the number of tourists per year, the type and magnitude of tourist facilities, the tourist's background that also significantly vary from island to island and from year to year.

For example, on the island of Santorini the municipal solid waste production varies from less than 700kg per capita on January to 2,300kg during the summer months. This is more than 3 times higher! Likewise, on the island of Mykonos waste production varies from less around 400kg per capita on January to around 2,300 kg on July. This is more than 5 times higher! While a less extreme example is the case of Paros island, where the municipal solid waste production triples from winter to summer.

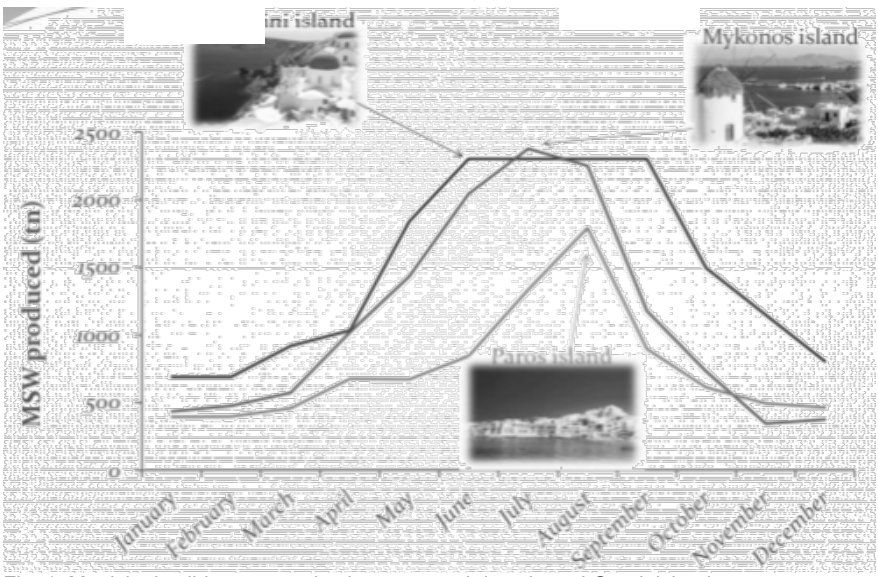


Fig. 1: Municipal solid waste production per month in selected Greek islands

Realizing that more than 30 million tourists arrive in Greece each year, mostly during summer, the majority of which visit at least one island, all the above make sense. Seasonal variation of waste production is great, but also unsteady and unpredictable, from year to year.

What about waste composition? On Crete, the largest island of Greece, waste composition has been well determined through thorough waste sampling and analysis. As it seems, biowaste account for almost 40% of waste produced, paper about 20%, plastic more than 15%, while glass and metal around 5% each. On the islands of South Aegean, where the ratio of visitors to permanent habitants is quite higher, recyclables, such as paper, plastic and glass present higher percentages, a fact that can be clearly attributed to tourism. However, on North Aegean and Ionio there is no reliable data on waste composition. Sources scattering is so intense that is has been impossible to acquire reliable and secure data. That is why on these sector's waste management plans, the typical waste composition for the country, that was calculated in 2014, is used, shown in Table 3 with grey color. Of course this is far away from reality, leading to serious weaknesses of any potential management plan. Once again, important variation in waste composition can be noticed from year to year, impossible to foresee.

Under these circumstances, how is waste management performed? On the South Aegean, for example, there are twenty landfills, nine uncontrolled dumpsites, three material recovery facilities and a few packaging, as well as small composting facilities. Landfilling remain the main waste management option, while recycling is limited due to the absence of proper infrastructure on every island. Imagine how limited and expensive land is on these islands! Imagine how fragile their environment is and to what extent tourism depends on this environment!

2 DISCUSSION

Among the greater problems faced in Greece, the country of 6,000 islands and islets, as far as municipal solid waste management are concerned, are the following:

- Lack of funds and infrastructure
- Important seasonal variation of population
- Climate
- Limited space
- Energy and water supply problems
- Limited and not regular transportation opportunities to the mainland
- High transport cost

As a result, the following limitations are set:

- Difficulty in transporting recovered recyclables for final disposal and with increased transport costs
- Need for multiple and smaller infrastructures, resulting in increased investment and operating cost per tonne of MSW available in any treatment (mixed, bio-waste)
- Lack of synergies with other areas
- The size of the island
- Its geographical location (both in relation to the surrounding islands and the mainland)
- The way each island is approached from the mainland.
- The communication between the islands.
- Migration trends and age distribution on an island (directly related to MSW production and their evolution over time).

Critical parameters can be considered the following:

- The higher costs of MSW management because of their isolated nature (higher costs of transportation and fuel consumption).
- The morphology of each island.
- The increased degree of environmental awareness of the citizens concerned directly with their tourist character and the preservation of the natural environment.
- The space available for MSW management facilities since large areas islands are protected (archaeological sites, ecosystems, national parks, etc.).
- Normally strong population fluctuations between summer and winter period, due to tourism.
- The local economy's heavy reliance on tourism combined with the limited scope of employment and the creation of new opportunities on the other hand.

It is clear that proper waste management alone is already too difficult to achieve. How and to what extend can circular economy be applied?

For sure a combination of different approaches is necessary, after an extremely detailed study of each island and its prevailing conditions (Figure 2). Circular economy concepts could be partially included but only after a lot of effort. This is a real challenge.

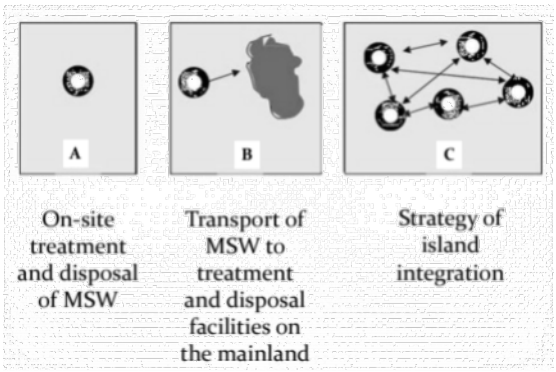


Fig. 2: Potential approaches to be examined and possibly combined for waste management on Greek islands towards circular economy adoption

Use what's left? Yes, please! – Evaluation of the energetic potential of the residuals from Uganda's composting plants

Sara Neuburg[1], Francis Okori[1,2], Richard David Lee[1], Therese Schwarzböck[1] & Helmut Rechberger[1]
[1)] Institute of Water Quality and Resource Management, TU Wien, Vienna, Austria
[2)] Department of Agricultural and Biosystems Engineering, Makerere University, Kampala, Uganda

ABSTRACT: The sieve rejects of two composting plants built in Uganda within the framework of the UN Clean Development Mechanism were sampled in order to investigate their recycling and refuse-derived fuel potentials. The samples were sorted into 15 main- and 6 sub-fractions. The share of recyclables is 21% for Plant 1 and 53% for Plant 2. The high calorific fractions make up 21% and 22%, respectively. The heavy metal and chlorine contents as well as the lower heating value of the samples were investigated. The results show that all heavy metal concentrations, except for cadmium, are low enough for the utilisation as refuse-derived fuel. The lower heating values were calculated based on the material fractions of the samples. For Plant 1 the calculated heating value is 11 MJ/kg, for Plant 2 12 MJ/kg, making them suitable for the utilisation in the secondary firing system of a cement kiln. The chlorine contents are 1% for Plant 1 and 3% for Plant 2. According to the results, the sieve rejects can be used as refuse-derived fuels if the cadmium content can be reduced. This could help reducing the cement industry's CO_2 emissions and the pollution in the surroundings of the plants.

1 INTRODUCTION

In order to reduce the greenhouse gas emissions of the cement industry, the interest in at least partially substituting the currently applied fossil fuels by refuse-derived fuels (RDF), produced from municipal solid waste (MSW), has been rising recently (Beguedou et al. 2023). The application of RDF in the cement industry not only leads to a decline in CO_2 emissions but also includes economic benefits for the cement producers (Wojtacha-Rychter et al. 2021).

In the framework of the UN Clean Development Mechanism (CDM), 12 composting plants were built in different municipalities in Uganda (Kabasiita et al. 2022). Since there is very poor separation at the source, a considerable amount of non-compostable materials ends up in these composting plants. After the composting process is finished, these materials end up in the sieving residuals after the final sieving step. The compost is picked up by farmers and the residuals are usually dumped into the surrounding environment, leading to a high grade of pollution in these areas, or landfilled.

With the goal to decrease pollution in the surrounding environment of the plants and to decrease the cement industry's CO_2 emissions, the suitability of the sieve rejects of two of these plants as potential RDF for the cement industry in Uganda was investigated. Another scope of this study was the recycling potential of the non-compostable materials to also enhance the material exploitation of said materials.

2 MATERIAL AND METHODS

The sieve rejects of two composting plants in Uganda were sampled. For this purpose, two wheelbarrows containing approximately 15 kg of the sieve rejects were set aside per hour and after 6 - 7 hours (12 - 14 wheelbarrows), the material was mixed thoroughly and 30 grab samples were taken. The sampling was performed for one week at each plant. The grab samples were sorted into 21 fractions (15 main fractions and 6 plastic sub-fractions). The fractions were determined

after some pre-sorting was performed with a small portion of the rejects. Also, mixed samples were drawn at both plants to determine the mercury content of the sieve rejects. The fractions are shown in Figure 1.

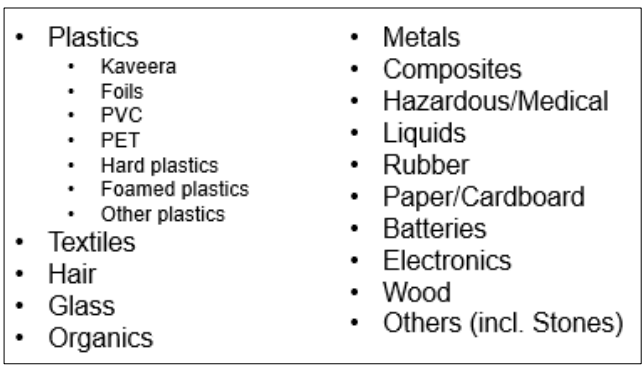


Fig. 1: 15 main- and 6 sub-fractions

After sorting, the samples were dried at approximately 60°C for at least three days. Except for the mercury samples which were dried at 40°C according to the standard EN ISO 21646:2022 (DIN Deutsches Institut für Normung 2022). In order to homogenise the dry samples, they were ground to a grain size of <0,5 mm. The grinding was first performed with cutting mills (ESSA CM 1000 cutting mill and Retsch SM 300 cutting mill) to a grain size <3 mm followed by milling them using an ultra centrifugal mill (Retsch UZM 200) to obtain the desired grain size of <0,5 mm. Except for the rubber samples, for which the final milling step was performed using a cryogenic mill (Retsch Cryomill), applying liquid nitrogen for embrittlement

The heavy metals of interest were antimony (Sb), arsenic (As), lead (Pb), cadmium (Cd), chromium (Cr), cobalt (Co), nickel (Ni) and mercury (Hg). For these heavy metals limits are given in the Austrian Directive on the Incineration of Waste, which also regulates the utilisation of RDF in cement plants (Anlage 8 Absatz 1.1 AVV). For the heavy metal analysis, the samples were measured using an XRF handheld spectrometer (Niton XL3t). If the heavy metal contents of the samples were above a certain threshold, further analyses were performed using inductively coupled plasma optical emission spectroscopy. The Hg content was, unlike the other heavy metals, investigated using a mercury analyser (NIC MA-3000 Mercury Analyser).

The lower heating value (LHV) was calculated based on the material fractions of the samples. The formula according to Zhou et al. (Zhou et al. 2014) was used for the calculation of the lower heating value (wet basis).

$$LHV_w = 22{,}1 * Pa + 28{,}1 * Pl + 24{,}6 * Tx + 12{,}7 * Wd + 6 * Fo + 57{,}4 * Ru + 17{,}2 * Mi \quad (1)$$

The parameters for the calculation are paper/cardboard (Pa), plastics (Pl), textiles (Tx), wood (Wd), food waste (Fo), rubber (Ru) and miscellaneous (Mi). Since food waste and paper/cardboard are, in this case, not considered as potential RDF, they were neglected in the calculation.

It was assumed that the PVC in the samples was the main chlorine source. For this reason, the actual PVC content had to be determined. This was accomplished by performing FTIR measurements (Bruker ALPHA II) to the PVC fractions as well as the fraction Other plastics since chances were high that they also contain some PVC. With this knowledge, the Cl content of the samples could be calculated using the molar masses of PVC. However, since PVC might not be the only

Cl source, the Cl content, according to the XRF measurements, was also considered for determining the Cl content of the samples.

The potential RDF were classified using the standard ISO 21640 Solid recovered fuels – Specification and classes (DIN Deutsches Institut für Normung 2021). Table 1 shows the class specifications according to the standard.

Tab. 1: Classification codes for RDF according to ISO 21640

Classification property	Stat. measure	Unit	classes				
			1	2	3	4	5
Heating value (NCV)	mean	MJ/kg	≥25	≥20	≥15	≥10	≥3
Clorine (Cl)	mean	wt%	≤0,2	≤0,6	≤1	≤1,5	≤3
Mercury (Hg)	mean	mg/MJ	≤0,02	≤0,03	≤0,05	≤0,1	≤0,15
	80th percentile	mg/MJ	≤0,04	≤0,06	≤0,1	≤0,2	≤0,3

3 RESULTS AND DISCUSSION

In total, the sample size for Plant 1 was 215 kg and for Plant 2 141 kg. Tables 2 and 3 show the mass shares of the main fractions, as well as the mass shares of the plastics sub-fraction.

Tab. 2: Mass shares of single fractions (wet)

Fraction	Plant 1	Plant 2
Plastics	29%	38%
Textiles	10%	10%
Hair	2%	3%
Glass	1%	2%
Organics	45%	33%
Metal	1%	0,7%
Composites	0,5%	0,3%
Hazardous/Medical	0,2%	0,1%
Liquid	0,2%	0,1%
Rubber	1%	2%
Paper/Cardboard	0,7%	0,2%
Batteries	0,05%	0,1%
Electronics	0,4%	0,2%
Wood	2%	2%
Others (incl. Stones)	7%	8%

Tab. 3: Mass shares of sub-fractions within the main fraction "Plastics"

Sub-fraction	Plant 1	Plant 2
Kaveera	55%	61%
PVC	0,9%	0,3%
Foils	17%	14%
PET	2%	5%
Hard plastics	6%	7%
Foamed plastics	0,9%	0,5%
Other plastics	19%	10%

Kaveera (plastic bags), Foils, PET, Hard plastics, Glass, Metals and Paper/Cardboard were identified as potentially recyclable fractions. Taking these fractions into account, the share of recyclables for Plant 1 is 21% and for Plant 2 53%.

The recyclable shares of the plants differ significantly. This might be due to the high Organics share in the sample of Plant 1, containing mainly not fully decomposed biomass, which makes up approximately 45% of the sample, but also, the share of the plastics in Plant 1 is lower than in Plant 2. This leads to an overall lower recyclable share than Plant 2.

According to the workers at the plants, PET bottles and paper/cardboard are the main fractions that are collected for recycling. This is due to the higher price the recyclers are paying for these fractions compared to, for example, Kaveera, for which the price per kg is too low compared to the effort of picking them out of the windrows.

The high calorific fraction for Plant 1 makes up 21% of the sample and for Plant 2 22% of the sample. The potential RDF fractions and their mass shares are shown in Table 4.

Tab. 4: RDF fractions and their mass shares

Fraction	Plant 1	Plant 2
Textiles	47%	45%
Hair	9%	14%
Composites	2%	1%
Rubber	6%	11%
Wood	9%	8%
Foamed plastics	1%	0,9%
Other plastics	26%	21%

The results show that the mass fractions of the potential RDF in both plants are similar. Textiles are the biggest share of the RDF fractions, followed by plastics, which includes Other plastics, Foamed plastics and Rubber. The fraction Hair includes artificial hair. According to FTIR measurements, they are made of modified acrylic fibres. The fraction Composites mostly contains paper/plastic as well as paper/plastic/metal composites and is the smallest RDF fraction.

Table 5 shows the weighted averages of the heavy metal concentrations of the potential RDF. Since Ugandan regulations on the heavy metal concentrations of RDF for the application in the cement industry were not available, the limits according to the Austrian Directive on Waste Incineration (Anlage 8 Absatz 1.1 AVV) were applied. In the directive, the values are given in mg/MJ. Hence, the limits were converted into mg/kg using a LHV of 11 MJ.

Tab. 5: Weighted averages of the heavy metal concentrations of the potential RDF

	Plant 1 [mg/kg]	Plant 2 [mg/kg]	Limit
Cr	255,74	172,52	275
Pb	76,74	46,83	220
Co	6,52	4,67	16,5
Sb	14,73	14,60	77
Cd	3,40	1,62	2,53
As	4,35	4,30	22
Ni	71,72	49,91	110

The results show that most of the heavy metals are below the given limits, except for the Cd values of Plant 1 which are about 30% above the limit. The highest Cd concentrations in the sample of Plant 1 can be found in the Rubber and Other plastics fractions. The Cd content of the sample could be reduced by removing these fractions.
The mercury contents in the mixed samples of Plant 1 and 2 are 0,004 mg/MJ and 0,002 mg/MJ, respectively. According to ISO 21640, this qualifies the RDF of both plants class 1 in terms of mercury content, which is the highest quality class according to this standard.

The calculated LHV for Plant 1 is 11 MJ/kg and for Plant 2 12 MJ/kg, based on the material fractions of the samples. Although the plastics fraction within the samples are high, which would indicate a higher heating value, the calculated heating values are below the expected results. This might be due to the high water content of the samples with 38% for Plant 1 and 28% for Plant 2. According to ISO 21460, both potential RDFs are class 4, which is the second lowest quality class according to this standard. Both samples have a heating value below 20 MJ/kg.

Usually, RDF with this heating value can only be used in the secondary firing system where the raw materials are pre-heated (Rotter 2011).

The calculated Cl contents are shown in Table 6.

Tab. 6: Cl contents for plant 1 and 2

	m_{RDF} [kg]	m_{Cl} [kg]	Cl
Plant 1	73	0,77	1%
Plant 2	49	1,32	3%

If classified according to ISO 21640, the RDF of Plant 1 is class 3, and of Plant 2 is class 5, corresponding to their Cl content. Class 5 is the lowest quality class according to this standard. Keeping the Cl content as low as possible is crucial for the clinker production process. Cl is absorbed by the free lime, making the raw meal sticky, hence reducing the raw material's ability to flow, leading to material build-ups on the wall and causing blockages. Cl can also increase the corrosion mechanism either by alkali chlorides that react with metal oxides or by the oxidisation of HCl forming Cl_2, which then reacts with the ion metal shell, causing the formation of metal oxides and HCl (Gerassimidou et al. 2021). Although the Cl content is still within the limits provided by ISO 21640, it should be minimized. Since a large fraction of the Cl in the samples is due to the PVC fraction as well as the PVC within the fraction Other Plastics, removing the PVC can reduce the Cl content of the potential RDF.

4 CONCLUSION

The recycling and RDF potential of the sieve rejects of two composting plants in Uganda were investigated. The results show that the recyclables fraction within the rejects are 21% and 53%, respectively. Recycling of these fractions can help to enhance the circularity of Uganda's waste management sector. The high calorific fractions make up 21% and 22% of the sieve rejects. The results of the measurements show that the fractions can potentially be used as RDF for the cement industry in Uganda, if the Cd content can be reduced. Recycling of the recyclable fractions and utilizing the RDF for energy generation can, on the one hand, help reduce the CO_2 emissions of the cement industry and, on the other hand, help reduce the pollution of the surrounding environments of the plants.

5 ACKNOWLEDGEMENTS

This work is part of a study financed by the Austrian Partnership Programme in Higher Education and Research for Development – APPEAR, a Programme of the Austrian Development Corporation (ADC) and implemented by Austria's Agency for Education and Internationalisation (OeAD)-GmbH. The study is under the Project Clean and Prosperous Uganda – Fecal Sludge and Solid Waste Management for Improved Livelihoods (CPUg) (project #256, 2022).

REFERENCES

Beguedou, E., Narra, S., Armoo, E. A., Agboka, K., & Damgou, M. K. (2023). Alternative Fuels Substitution in Cement Industries for Improved Energy Efficency and Sustainability. *Energies, 16*(3533).

Chang, Y., Lin, C., Chyan, J., Chen, I., & Chang, J. (2007). Multiple regression models for the lower heating value of municipal solid waste in Taiwan. *Journal of environmenal management, 85*(4), 891-899.

DIN Deutsches Institut für Normung. (2021). Feste Sekundärbrennstoffe - Spezifikationen und Klassen (ISO 21640:2021); Deutsche Fassung EN ISO 21640:2021. Berlin: Beuth Verlag GmbH.

DIN Deutsches Institut für Normung. (2022). Feste Sekundärbrennstoffe - Probenvorbereitung (ISO 21646:2022); Deutsche Fassung EN ISO 21646:2022. Berlin: Beuth Verlag GmbH.

Gerassimidou, S., Velis, C. A., Williams, P. T., Castaldi, M. J., Black, L., & Komilis, D. (2021). Chlorine in waste-derived solid recovered fuel (SRF), co-combusted in cement kilns: A systematic review of sources, reactions, fate and implications. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, pp. 140-186.

Kabasiita, J. K., Opolot, E., & Malinga, G. M. (2022). Quality and Fertility Assessments of Municioal Solid Waste Compost Produced from Cleaner Development Mechanism Compost Projects: A Case Study from Uganda. *Agriculture, 12*(5).

Lin, C., Chyan, J., Chen, I., & Wang, Y. (2013). Swift model for a lower heating value prediction based on wet-based physical components of municipal solid waste. *Waste Management, 33*(2), 268-276.

Mondal, M., & Kitawaki, H. (2023). Developing empirical model for heating value of MSW to assess waste-to-energy incineration feasibility: study in Dhaka city. *Journal of material cycles and waste management, 25*(2), 613-627.

Rotter, S. (2011). Incineration: RDF and SRF - Solid Fuels from Waste. In T. H. Christensen, *Solid Waste Technology & Management* (pp. 486-501). Chichester: John Wiley & Sons, Ltd.

Wojtacha-Rychter, K., Kucharski, P., & Smolinski, A. (2021). Convential and Alternative Sources of Thermal Energy in the Production of Cement - An Impact on CO2 Emission. *Energies, 14*(1539).

Zhou , H., Meng, A., Long, Y., Li, Q., & Zhang, Y. (2014). An overview of characteristics of municipal solid waste fuel in China: Physical, chemical composition and heating value. *Renewable and Sustainable Energy Reviews, 36*, pp. 107-122.

The Allegory of Stupidity and Waste

Torben Kraffczyk[1]
[1)] Meinhardt Group, Hofheim am Taunus, Germany

ABSTRACT: This paper on the allegory of stupidity and waste is a more or less daring view on tomorrow's capabilities in global waste management. A society facing seemingly unresolvable ecological challenges seems to be immune to its own overconsumption. Although having innovative and groundbreaking (recycling)technologies to our hands we do understand to ignore their potential, or simply not understand it at all. Therefore, an interrogative pronoun is being raised towards these following few lines on a waste management paradox: why? Instead of arguing with highly sophisticated case studies and socio-cultural research, this work focuses more on a dull approach to answer the previous question.

1 WHAT A WASTE

What a wasted world. Overpopulation and famine, global warming, threatening carbon emissions, wars, pandemics, scarce resources and pollution paint a rather restraining picture of mankind's future on planet earth. But where there is doom and gloom hope comes along in various forms and shapes. Organic food, AI, quantum- and biotechnology, electromobility, renewables, peace, love and recycling might sometimes lead the hitlist of sustainable all-purpose solutions or positive future prophesies to a rather brave than brand new world.

Four of the ten top risk themes to watch in Verisk Maplecroft's Global Risk Agenda of 2024 can directly or indirectly be linked to environmental challenges mainly characterized by some kind of shortage or abundance (Blanco 2024). Others concern the climate, politics, human rights and the economy. These five major risk categories are interconnected and can be roughly reflected onto any of those chosen to be apocalyptic issues from the paragraph above (Maplecroft 2024).

Risks are decision driving mechanisms characterized by two factors: the likelihood of the event taking place and its actual impact (APMG 2024). Those events usually hold adverse consequences, like risk of loss. Figure 1 tries to substantiate the subject of this pamphlet by reflecting our current global waste crisis – if there even is one – into the centre of those categories. It is a non-concluding approach to create more awareness to the possibility, that waste itself has a more significant role in the world's destiny, than might appear to oneself throughout the daily evening strolls to the trash bin.

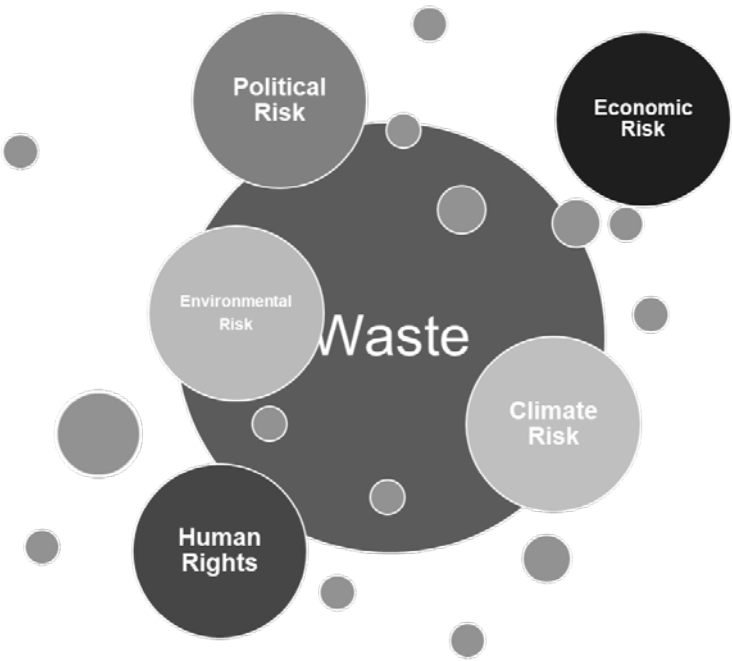


Fig. 1: Waste as a central source of risk

Considering all possible losses in conjunction with many waste management risks, it seems rather dull ignoring the fact that recycling might be a bit more complicated than closing loops.

2 WASTE AS A SIDE EFFECT OF HUMAN EXISTANCE

As long as there is mankind there has been waste. It can be considered an omnipresent by-product of our existence and has had quite its share of influence on our social development. “Garbology” describes a field of research that studies consumption patterns of the different stages in human history (Köster 2023). In order to weigh today’s waste crisis, it is necessary to understand the connection between the conditions under which we have economized, how waste has been produced in that context and been dealt with. But how is it that waste has only in the last 150 years become a more vital form of wastage (German: Verschwendun (Köster 2023))?

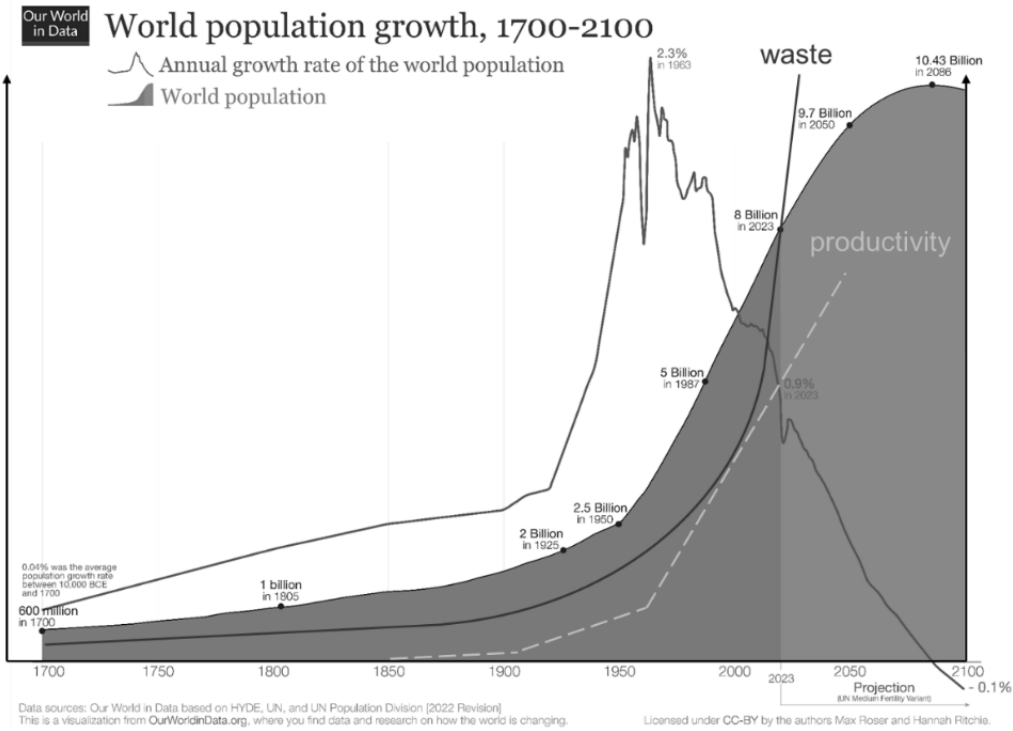


Fig. 2: Waste generation in comparison to world population growth and industrial productivity (illustration following (Rose 2024))

Figure 2 illustrates the correlation between productivity and waste generation without proper quantification. Societies with low productivity (basically up to the 18th century) seemed to generate lower waste volumes, whereas highly industrialised countries with more efficient production rates – meaning us today - literally suffocate in garbage. In his historical novel “Müll – Eine schmutzige Geschichte der Menschheit” Roman Köster summarizes this paradox in one central question: “How does the ability of high productivity fit the tremendous waste of resources?” (Köster 2023). Simply explained, the interaction of mass production and logistics enables greater wastage, which then leads to most garbage; showing that waste is nothing wealthy societies allow themselves to afford, but more a side effect of their wealth itself (Köster 2023). It feels like a price we have to pay when being sophisticated.

Furthermore, economic mechanisms responsible for waste allocation are less efficient in the sense of waste collection and recycling (Hardin 1998).

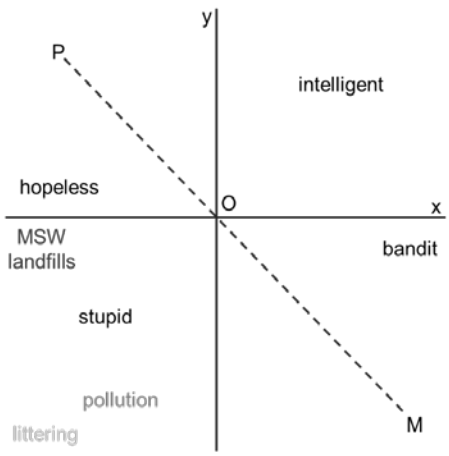
It is easier to produce goods, purchase, have them serve their often quite subjective purpose and with time let them lose their functionality to us. We eventually become aware of it and decide to turn them into garbage. It turns out to be even easier when avoiding the usage of a suitable waste disposal device by littering. Or on a higher scale making your way to the next unofficial landfill site, your neighbours’ backyard. Out of sight, out of mind!

But why so little awareness over a topic that is moreover a solution than a problem to for example (upcoming) resource shortages?

3 THAT STUPID WASTE

With his essay on human stupidity Carlo M. Cipolla detects an omnipresent movement that in his words “hinders the growth of human welfare and happiness“ (Chipolla 2019). His socioeconomic approach on the five basic laws of human stupidity can be taken into account when trying to desperately reason over disfunctions and contradictions in worldwide waste management.

So instead of using a professional attempt to enlighten the infidels with revealing news on advanced recycling technologies or highly complex waste stream models, simplicity will lead the way to this conversion.



1. „Always and inevitably everyone underestimates the number of stupid individuals in circulation.
2. The probability that a certain person be stupid is independent of any other characteristic of that person.
3. A stupid person is a person who causes losses to another person or to a group of persons while himself deriving no gain and even possibly incurring losses.
4. Non-stupid people always underestimate the damaging power of stupid individuals.
5. A stupid person is the most dangerous type of person.“

Fig. 3: Assigning waste to the five basic laws of human stupidity (illustration following (Chipolla 2019))

Cipolla´s model (see figure 3) follows the idea that it really doesn’t matter how smart and sustainable a solution approach seems, it is only as flourishing as the fertile ground that it can be planted into. In reality though and no matter the magnitude of the illogicality, actions are being taken into place by groups or individuals, that unfortunately neither serve the greater good – even worse – nor serve their own either.

Where the X axis on the one hand measures the gain a person derives from his or her action, the Y axis on the other indicates another person´s or group´s gain or loss (measured in any kind of suitable unit) referring to that specific action. In dependence of its effects, an action can be measured as helpless, intelligent, bandit-like or simply stupid. The model gets more complex when dividing the diagram by a 45°-line (POM) in order to segregate the degree of cause and effect. Without going into further detail, it can simply be put as follows: all actions of individuals falling to the right of the line POM add to the welfare of society, whereas all actions lying on the left parameter, cause deterioration in form of harm and losses (Chipolla 2019).

Taking the above information into account, littering or any insufficient waste treatment can – without a bad conscience – sure be assigned to the bottom left corner of the diagram. Insane methane emissions due to municipal solid waste (MSW) landfills in the US (EPA 2024), global plastic production tripling till 2060 with more plastic waste piling up in the ocean (OECD 2022), the 16 largest freight ships emitting the same amount of CO_2 as all the world`s cars (Nelissen 2017) etc. all contribute to the bottom left of the diagram. Now since these actions are obviously not the smartest, why keep going?

Using the given information on societies' productiveness from Figure 2 of this article, simply because we can! And we probably will keep going for a while, since it lies within human nature to optimize any kind of skill, even the skill of waste production.

4 WASTE AS A BUSINESS MODEL

Nowadays waste can be considered a (reactive) business, designed to make money. The construct of recycling again is one of its many business units or business lines, similarly driven by profitability (exceptions might of course occur eventually). Although waste has historically played a slightly different role and parts of modern society reduce themselves to a more modest lifestyle, it is naive to believe that ancient concepts such as reuse and upcycling will eventually solve present global wastage. Humble are those who have the luxury to be modest in that sense.

In many emerging or still developing countries the need to recycle often overcomes regional recycling capabilities. With no collection scheme or modern infrastructure installed, a dum(b)p site is still the closest option to solving overfill.

Modern society puts a large emphasis on regulating recycling operations, at least at a European level by pushing foreseen recycling demands through environmental legislations and amendments. So that recycling rates politically overcome recycling capabilities (more or less a pull-like approach). Whereas it might be smarter to engage with a larger effort into pushing recycling capabilities towards our average demand in countries with less luxury problems.

Not wanting to sound too much of a starry-eyed idealist, but what are the chances that larger high-income countries outside of the European Union will soon start working on their "recycling index" with the implementation speed in need (compare also (Smith 2024))?

5 CONCLUSION

Of course, the waste business is a bit more complex than that and for sure there are many risks that spur each other to various logical and maybe not so logical actions in the context of solving worlds primary challenges of the 21st century. Nevertheless, when approaching the future, we might have to take a sixth major risk factor into account which greases our environmental engine with sand: general stupidity!

REFERENCES

APMG (2024, August 15). *The APMG PPP Certification Guide*. Retrieved from https://ppp-certification.com/ppp-certification-guide/about-ppp-guide

Blanco, J., (2024, August 15). *The Trendline - Global Risk Agenda 2024.* Bath: Maplecroft.Net Limited. Retrieved from https://www.maplecroft.com/insight/global-risk-agenda/

Chipolla, C. M., (2019). *The Basic Laws of Human Stupidity*. London: WH Allen.

EPA (2024, August 12). *EPA GOV*. Retrieved from https://www.epa.gov/lmop/basic-information-about-landfill-gas

Hardin, R., (1998). Garbage In, Garbage Out. *Social Research, An International Quarterly 65*, 10 f.

Köster, R., (2023). *Müll Eine schmutzige Geschichte der Menschheit.* München: C.H.Beck oHG.

Maplecroft, V. (2024, August 15). *Maplecroft.* Retrieved from https://www.maplecroft.com/global-risk-data/

Nelissen, D. (2017). *The basic facts. How do the emissions of ships and cars really compare?* Delft: CE Delft.

OECD (2022). *Global Plastic Outlook, Policy Scenarios to 2060.* Paris: OECD Publishing.

Rose, M., (2024, August 13). *Our World in Data*. Retrieved from https://ourworldindata.org/population-growth-over-time

Smith, N., (2024, August 12). *Verisk Maplecroft*. Retrieved from https://www.maplecroft.com/insights/analysis/us-tops-list-of-countries-fuelling-the-mounting-waste-crisis/

CONTACT

Dr.-Ing. Torben Kraffczyk
awareness@irecycleactively.de
Member of the Managing Board
Meinhardt Group, GER

Digitale Produktpässe nach Maß: Anforderungen der Abfallbehandlung für verschiedene Produktgruppen kategorisieren und DPP Designs ableiten

Eduard Wagner[1], Theresa Aigner[1], Mario Osterwalder[2], Diana Baumgärtel[2] & Anna-Lena Hofmann[3]
[1)] Fraunhofer IZM, Berlin, Deutschland
[2)] Circular Fashion, Berlin, Deutschland
[3)] CONTIQ Rechtsanwälte, Deutschland

KURZFASSUNG: Die neue Ökodesign-Verordnung (ESPR) führt Digitale Produktpässe (DPPs) als Instrument zur Förderung der Informationstransparenz und Produktzirkularität ein. DPPs bieten großes Potenzial zur Verbesserung der Recyclinglandschaft, indem sie umfassende Informationen über beispielsweise gefährliche Materialien oder Komponenten bereitstellen. Es bleibt jedoch unklar, wie DPPs technisch gestaltet sein sollten, hinsichtlich des Datenträgers (QR-Code oder RFID), Identifikation der Hierarchieebene (Produkt oder auch enthaltene Komponenten), Produktgranularität (Produktmodell oder jeder individuelle Artikel) um produktspezifischen und abfallbehandlungsbezogenen Anforderungen gerecht zu werden.
Diese Studie charakterisiert die Produktgruppen der aktuellen Ökodesignrichtlinie hinsichtlich der relevanten Produktattribute für den Abfallbehandlungsprozess: Produktgewicht, Produktpreis, Materialkomplexität (Gefahrenpotenzial). Basierend auf Interviews und Workshops werden Regeln abgeleitet und die technischen Ausprägungen jeder Produktegruppe identifiziert. Für jede Produktgruppe wird somit ein logisches DPP-Design abgeleitet, welches auf die Abfallmanagementprozesse zugeschnitten ist und insgesamt die Nachhaltigkeit der Produktlebenszyklen verbessert.

1 EINLEITUNG

Mit der Einführung der Ökodesign-Verordnung (ESPR) sind Digitale Produktpässe (DPPs) wesentlich für die Förderung von Informationstransparenz und Produktzirkularität geworden. DPPs verbessern das Recycling durch detaillierte Informationen über gefährliche oder wertvolle Materialien und Komponenten (European Commission 2021). Es bleibt jedoch unklar, wie DPPs technisch gestaltet sein sollten, um spezifischen Anforderungen gerecht zu werden.
Ein zentraler Aspekt der DPPs ist die Produktgranularität. Diese kann auf Batch-, Modell- oder Einzelteil-Ebene erfolgen. Batch-Level erleichtert die Verwaltung großer Mengen, Modell-Level bietet detailliertere Produkttypeninformationen und Einzelteil-Level liefert präzise Informationen für hochwertige Produkte (Smith et al. 2020). Studien zeigen, dass eine detaillierte Granularität die Recyclingeffizienz um bis zu 30% steigern kann (Johnson et al. 2022).
Der Datenüberträger ist ebenfalls entscheidend. QR-Codes sind kostengünstig, aber anfällig für Schäden. RFID-Chips sind robuster, aber teurer (Müller & Schneider 2019). Die Wahl des Datenüberträgers hängt stark von der Produktgruppe ab. Laut einer Studie von Müller & Schneider (2019) kann die Verwendung von RFID-Chips die Rückverfolgbarkeit um 40% verbessern.
Diese Studie analysiert basierend auf Interviews und Workshops Aspekte des Abfallbehandlungsweges wie Produktgröße, Gewicht, Sortiergeschwindigkeit und Materialkomplexität. Daraus werden fünf DPP-Designs und Produktcluster abgeleitet, die das Abfallmanagement effizienter machen (European Commission 2021).

2 METHODE UND DATEN

Die Methode dieser Studie basiert auf einem qualitativen Forschungsansatz, der verschiedene Erhebungsverfahren kombiniert, um ein umfassendes Verständnis der Anforderungen und Potenziale von Digitalen Produktpässen (DPPs) zu erlangen. Im Fokus standen dabei semi-strukturierte Interviews, Workshops und Expertengespräche:

Semi-strukturierte Interviews: Diese wurden mit Fachleuten aus Abfallwirtschaft, Produktentwicklung, Nachhaltigkeit und Politik geführt. Ein flexibler Leitfaden ermöglichte es, detaillierte Informationen zu sammeln und spontane Themen zu erfassen. Die Fragen konzentrierten sich neben den Bewertungsaspekten (siehe Kapitel 1.1 Bewertungsansatz) auf praktische Herausforderungen bei der Implementierung von DPPs.

Zusätzlich zu den Interviews wurden mehrere interaktive Workshops mit Teilnehmer aus verschiedenen Fachbereichen veranstaltet. Die Workshops dienten nicht ausschließlich der Erarbeitung dieser Studie, sondern es wurden verschiedene Fragestellungen diskutiert.

Expertengespräche: : Ergänzend zu den Interviews und Workshops wurden Expertengespräche primär mit Wissenschaftlern und Branchenexperten durchgeführt. Diese Gespräche dienten dazu, spezifische technische Fragen zu klären und die in den Interviews und Workshops gewonnenen Erkenntnisse zu validieren. Dabei wurde besonderes Augenmerk auf die praktischen Implikationen und die Machbarkeit der vorgeschlagenen DPP-Designs gelegt.

2.1 Bewertungsansatz

Im Kontext digitaler Produktpässe sind die Attribute Datenträger, Hierarchie und Granularität entscheidend für eine effiziente Informationsverwaltung und Nachverfolgbarkeit. Diese Aspekte sind stark produktspezifisch und erfordern individuelle Festlegung in delegierten Rechtsakten, um die Merkmale und Anforderungen jedes Produkttyps zu berücksichtigen. Diese Studie verwendet den Produktpreis, die Größe sowie Materialkomplexität hinschlich schwer detektierbare Materialien und Komponenten als Kriterien um die Aspekte zu bewerten:

Größe bzw. Produktabmessungen

- **Klein:** Gegenstände, die in der Hand gehalten oder leicht von einer Person getragen werden können. Beispiele umfassen Smartphones, Tablets, T-Shirts.
- **Mittel:** Gegenstände, die tragbar sind, aber möglicherweise etwas Aufwand erfordern, um sie zu bewegen. Beispiele umfassen Computer und mittelgroße Haushaltsgeräte.
- **Groß:** Gegenstände, die in der Regel stationär sind oder mehr als eine Person zum Bewegen benötigen. Beispiele umfassen Kühlschränke, Öfen.

Produktpreis / Wiederverkaufspotenzial

- **Keine:** Nicht anwendbar bei Elektronik, da alle Produkte einen gewissen Wiederverkaufswert haben. Bei Textil abhängig vom Zustand.
- **Niedrig:** Produkte mit einem Wiederverkaufswert von generell unter 100€. Beispiele umfassen einfache Kleidung (T-Shirts, Unterwäsche), kleine Haushaltsgegenstände.
- **Mittel:** Produkte mit einem Wiederverkaufswert zwischen ca. 100€ und 500€. Beispielsweise mittelgroße Haushaltsgeräte, Schuhe, Jacken und Mäntel.
- **Hoch:** Produkte mit einem Wiederverkaufswert von über 500€. Beispiele umfassen hochwertige Elektronik wie Server und teure B2B Geräte.

Materialkomplexität (Detektierbarkeit in Sortierprozess)

- **Niedrig:** Gegenstände, die generell sicher zu handhaben und zu entsorgen sind, mit minimalen Umwelt- oder Gesundheitsgefahren.
- **Mittel:** Gegenstände, die einige gefährliche Materialien enthalten oder eine sorgfältige Entsorgung erfordern können, aber nicht extrem gefährlich sind. Beispiele umfassen die meisten Haushaltsgeräte und Unterhaltungselektronik.

- **Hoch:** Gegenstände, die signifikante gefährliche Materialien enthalten oder bei der Entsorgung ein hohes Risiko darstellen.

Weitere relevante Kriterien, welche nicht einbezogen wurden, da sie mit oberen Korrelieren oder unterlegen sind umfassen Gewicht, Materialwert, Materialkomplexität, Umweltrelevanz, potentielle Zerstörung des Data Carriers während der Produktlebensdauer.

2.2 Ableiten der technischen Ausprägungen je Produktgruppe

Die Produkt-Attribute Größe, Preis und Materialkomplexität bestimmen die DPP-Attribute Datenträger [QR-code; RFID], Hierarchie [Produktebene; Komponentenebene] und Granularität [Model; Artikel] je Produktgruppe:

Datenträger: Die Wahl des Datenträgers hängt von der Größe und Komplexität des Produkts ab. RFID ermöglicht eine schnellere Erfassung bei komplexeren Artikeln, während QR-Codes eine kostengünstige und einfache Lösung für größere, weniger komplexe Produkte bieten.

- **RFID:** Wird für kleine bis mittelgroße Artikel oder Artikel mit hoher Materialkomplexität verwendet, um eine einfachere Verfolgung und Abtastung zu ermöglichen.
- **QR:** Wird für größere Artikel mit geringerer Materialkomplexität verwendet, wodurch sie einfacher mit sichtbaren Codes zu kennzeichnen sind.

Hierarchie: Ob lediglich die Produkte im ganzen (Produktebene) oder die wesentlichen Komponenten (Komponentenebene) identifiziert werden ist entscheidend für das Management und die Wiederverwendung von Produkten. Eine detaillierte Komponentenebene kann den Recyclingprozess verbessern, erfordert jedoch mehr Aufwand.

- **Produktebene:** Wird kleinen Artikeln mit geringem bis mittlerem Wiederverkaufswert zugewiesen, was darauf hinweist, dass das gesamte Produkt als eine Einheit behandelt wird.
- **Komponentenebene:** Wird mittelgroßen bis großen Artikeln oder kleinen Artikeln mit hohem Wiederverkaufswert zugewiesen, was darauf hinweist, dass das Produkt möglicherweise in Komponenten zerlegt werden muss, um es weiterzuverkaufen oder zu entsorgen.

Granularität: Die Granularität bestimmt den Detailgrad der Nachverfolgbarkeit. Es wird angenommen, dass individuelle Artikelverfolgung (Item-level) bei teureren Produkten sinnvoll ist, um beispielsweise die Nutzungsdauer oder Reparaturhistorie zu erfassen, während eine Modellverfolgung bei niedrigpreisigen Artikeln ausreichend ist.

- **Artikelebene (item):** Wird Produkten mit mittlerem oder hohem Wiederverkaufswert zugewiesen.
- **Modellebene:** Wird Produkten mit geringem Wiederverkaufswert zugewiesen.

Die Analyse bezieht sich auf die Produktkategorien und Gruppen welche durch die Ecodesign Directive 2009/125/EC und Regulation (EU) 2017/1369 erfasst sind.

3 ERGEBNISSE

Die folgende Tabelle zeigt je Sektor, Produktgruppe die Produktattribute Größe, Preis und Materialkomplexität. Darauf basierend wurden Datenträger, Hierarchie und Granularität abgeleitet.

Sector	Product Groups	Size	Price	Material complexity	Data Carrier	Hierarchy	Granularity
Electronic	Circulators	medium	low	medium	RFID	Component	Variant
Electronic	Electric Motors	medium	medium	medium	RFID	Component	Item
Electronic	Industrial Fans	large	medium	high	RFID	Component	Item
Electronic	Power Transformers	large	medium	high	RFID	Component	Item
Electronic	Water Pumps	medium	low	medium	RFID	Component	Variant
Electronic	Welding Equipment	medium	low	medium	RFID	Component	Variant
Electronic	Household Dishwashers	large	medium	medium	QR	Component	Item
Electronic	Professional dishwashers	large	medium	medium	QR	Component	Item
Electronic	Professional laundry	large	medium	medium	QR	Component	Item
Electronic	Tumble Dryers	large	medium	medium	QR	Component	Item
Electronic	Vacuum Cleaners	medium	low	medium	RFID	Component	Variant
Electronic	Washer Dryers	large	medium	medium	QR	Component	Item
Electronic	Washing Machines	large	medium	medium	QR	Component	Item
Electronic	Domestic Ovens	large	medium	medium	QR	Component	Item
Electronic	Hobs	medium	medium	medium	RFID	Component	Item
Electronic	Range Hoods	medium	low	medium	RFID	Component	Variant
Electronic	Computers	medium	high	medium	RFID	Component	Item
Electronic	EV charging boxes	medium	high	medium	RFID	Component	Item
Electronic	External Power Supplies	small	low	low	RFID	Product	Variant
Electronic	Game Consoles	medium	medium	medium	RFID	Component	Item
Electronic	Imaging equipment	medium	high	medium	RFID	Component	Item
Electronic	Photovoltaic panels	large	high	medium	QR	Component	Item
Electronic	Servers and Data Storage Products	large	high	high	RFID	Component	Item
Electronic	Smartphones and Tablets	small	high	medium	RFID	Product	Item
Electronic	TV and Electronic Displays	medium	high	medium	RFID	Component	Item
Electronic	Air Conditioners and Comfort Fans	medium	medium	medium	RFID	Component	Item
Electronic	Air Heating and Cooling Products	large	medium	medium	QR	Component	Item
Electronic	Local Space Heaters	medium	low	medium	RFID	Component	Variant
Electronic	Solid Fuel Boilers	large	medium	high	RFID	Component	Item
Electronic	Space Heaters	medium	medium	medium	RFID	Component	Item
Electronic	Ventilation Units	medium	low	medium	RFID	Component	Variant
Electronic	Water Heaters	large	medium	medium	QR	Component	Item

Sector	Product Groups	Size	Price	Material complexity	Data Carrier	Hierarchy	Granularity
Electronic	Light Sources	small	low	low	RFID	Product	Variant
Electronic	Commercial Refrigerators	large	medium	medium	QR	Component	Item
Electronic	Fridges and Freezers	large	medium	medium	QR	Component	Item
Electronic	Professional Refrigerated Storage Cabinets	large	medium	medium	QR	Component	Item
Electronic	Standby	-	-	-	-	-	-
Electronic	Tyres	large	low	low	QR	Component	Variant
Textile	Apparel textile accessories (hats, belts, gloves, etc.)	small	low	low	RFID	Product	Variant
Textile	Dresses, skirts and jumpsuits	small	low	low	RFID	Product	Variant
Textile	Jackets and coats	medium	medium	low	RFID	Component	Item
Textile	Leggings, stockings, thighs and socks	small	low	low	RFID	Product	Variant
Textile	Pants and shorts	small	low	low	RFID	Product	Variant
Textile	Shirts and blouses	small	low	low	RFID	Product	Variant
Textile	Sweaters and mid-layers	small	medium	low	RFID	Product	Item
Textile	Swimwear	small	low	low	RFID	Product	Variant
Textile	T-shirts	small	low	low	RFID	Product	Variant
Textile	Underwear	small	low	low	RFID	Product	Variant
Textile	Footwear	small	medium	medium	RFID	Product	Item
Textile	Home and interior textiles	medium	low	low	RFID	Component	Variant
Textile	Technical textiles	medium	medium	medium	RFID	Component	Item

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Analyse der Produktgruppen nach Größe, Materialkomplexität und Produktwert hat zu logischen Zuordnungen von Datenträgern, Hierarchie und Granularität geführt.
Es wird deutlich das überwiegend eine hochauflösende Erfassung sinnvoll ist, auf Basis von RFID, Komponentenebene und jedes Artikels. Textilien lassen sich hierbei schwerer Bewerten als Elektronik-Produkte, da es eine größere Vielfalt innerhalb der Produktgruppen gibt und der Zustand entscheidend für den Wiederverkaufswert ist, sodass sich der (Verkaufs-)Preis nicht als Indikator verwenden lässt.
Es lassen sich Barrieren hinsichtlich des Bewertungsansatzes sowie praktische Barrieren identifizieren:
Limitierung Produkteigenschaften: Die Einordnung der Produktgruppen erfolgte nach ihren Produktattributen Größe, Materialkomplexität und Produktwert. Hierbei können bei den Produkten innerhalb einer Produktgruppe Schwankungen auftreten. So kann eine Waschmaschine sehr günstig oder sehr teuer sein. Hierbei wurde ein ungefährer Mittelwert geschätzt. Statistische Marktanalysen können die Genauigkeit der Produktpreise. Des weiteren können Untergruppen einbezogen werden, wie Waschmaschinen mit Display und Internetanbindung.
Limitierung Bewertungsansatz: Der Bewertungsansatz basiert auf einer qualitativen Bewertung durch Experten. Die Ergebnisse dienen als erste Einordnung und Diskussionsgrundlage. Eine quantitative Analyse auf Basis der möglichen positiven Umweltauswirkungen findet in den Vorbereitungsstudien statt. Dabei sollte eine hochauflösende Erfassung durch Item-Level, RFID und auf Komponentenebene einer einfachen gegenübergestellt und bewertet werden. Dabei muss der Implementierungsaufwand inkl. den Kosten einbezogen werden.
Praktische Barrieren bei der Implementierung: RFID-Tags können in bestimmten Umgebungen (z.B. hohe Temperaturen, Feuchtigkeit) beschädigt werden, während QR-Codes abnutzen oder unlesbar werden können.
Praktische Barrieren im Recycling: Zudem können praktische Aspekte bei der Sortierung einbezogen werden - das Zerlegen hochkomplexer Artikel in Komponenten zur Verfolgung kann ressourcenintensiv und nicht immer praktikabel sein, sodass eine hochauflösende Erfassung nicht nötig ist, zumindest nicht aktuell.

Zusammenfassend ist der Produktpass hinsichtlich des Datenträgers, Hierarchie und Granularität nicht einheitlich für eine Produktgruppe definierbar. Vielmehr sollten Untergruppen oder Regeln ausgestaltet werden, welche sich an Größe, Preis und Materialkomplexität orientieren.

LITERATURVERZEICHNIS

European Commission. (2021). *Ecodesign and Energy Labelling*. Retrieved from https://ec.europa.eu/info/energy-climate-change-environment/standards-tools-and-labels/products-labelling-rules-and-requirements/sustainable-products/ecodesign_en

Johnson, A., Smith, B., & Williams, C. (2022). *Recycling Efficiency through Digital Product Passports*. Journal of Sustainable Product Design, 15(3), 123-136. https://doi.org/10.1016/j.jspd.2022.05.012

Müller, F., & Schneider, H. (2019). *Comparative Analysis of QR Codes and RFID Chips in Waste Management*. Waste Management Journal, 45(2), 78-85. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.03.014

Smith, J., Brown, L., & Green, D. (2020). *Product Granularity and Its Impact on Recycling Processes*. International Journal of Waste Management, 20(4), 98-110. https://doi.org/10.1016/j.ijwm.2020.02.005

Digitale Produktpässe als Instrumente zur Verbesserung des Umgangs mit Automobilteilen am Ende des Lebenszyklus - das Fallbeispiel Turbolader

Martin Popowicz[1], Antonia Pohlmann[1], Josef-Peter Schöggl[1] & Rupert J. Baumgartner[1]
[1)] Christian Doppler Labor für Nachhaltiges Produktmanagement in einer Kreislaufwirtschaft, Institut für Umweltsystemwissenschaften, Universität Graz, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Digitale Produktpässe (DPPs) haben als politische Instrumente zur Erhöhung der Transparenz entlang von Zulieferketten an Aufmerksamkeit gewonnen und könnten, je nach den enthaltenen Informationen, auch den Weg zu einer Kreislaufwirtschaft unterstützen. Das Hauptaugenmerk lag bisher auf Batteriepässen, welche in der EU ab 2027 für Batterien von Elektrofahrzeugen (EVs), leichten Transportmitteln und industriellen Batterien mit einer Leistung von mindestens 2 Kilowattstunden, verpflichtend sind. Im Gegensatz dazu konzentriert sich diese Studie auf den Turbolader als ein einfacheres Automobilteil und legt den Schwerpunkt auf die End-of-Life (EoL) Phase als entscheidendes Element einer Kreislaufwirtschaft. In zwei ExpertInnen-Workshops wurde ermittelt, welche Informationen in DPPs für Turbolader aufgenommen werden könnten, um AkteurInnen zu unterstützen und EoL-Prozesse zu erleichtern. Die Ergebnisse umfassen eine Liste von Datenpunkten (wie z. B. Trennanweisungen), die für verschiedene EoL-AkteurInnen relevant sind, und eine detaillierte Beschreibung, welche Informationen in jedem Schritt des Aufarbeitungs- und Recyclingprozesses von Vorteil wären (z. B. typische Schäden für die Bewertung von ausgedienten Turboladern).

1 EINLEITUNG UND HINTERGRUND

Die verschärften Auswirkungen des Klimawandels und der zunehmende Ressourcenverbrauch erfordern eine Transformation von Wirtschaft und Gesellschaft in Richtung Nachhaltigkeit und Kreislaufwirtschaft. Eine Umgestaltung von Wertschöpfungsketten von Produkten ist dabei unerlässlich, um Abfallmengen zu verringern, Ressourcen zu schonen und insgesamt den ökologischen Fußabdruck von Produkten zu minimieren. Hierfür ist nicht nur die Betrachtung des ganzen Produktlebenszyklus essenziell, sondern auch der Informationsaustausch der AkteurInnen entlang der gesamten Wertschöpfungskette. Insbesondere die Informationsweitergabe an AkteurInnen des End-of-Life eines Produkts ist für das Vorantreiben von Recycling und Abfallvermeidung von großer Bedeutung.
Digitale Technologien haben hierbei ein großes Potential, da sie die Sammlung, Verarbeitung und Weitergabe von großen Datenmengen und somit die Nachverfolgung von Ressourcen und Produktlebenszyklusdaten ermöglichen (Hedberg & Šipka 2020). In diesem Zusammenhang haben digitale Produktpässe (DPPs), die ein digitales Abbild eines Produkts ermöglichen, an Bedeutung gewonnen und werden auch auf politischer Ebene, beispielsweise im Kreislaufwirtschaftspaket der EU, genannt (Europäische Kommission 2020).
Bisher wurde der Fokus vorwiegend auf DPPs für Industrie- und Antriebsbatterien von elektrischen Fahrzeugen gelegt, da sich die EU dafür einsetzt, die mit dem Automobilverkehr verbundenen Emissionen zu reduzieren und den Wechsel zur Elektromobilität zu fördern (The International Council on Clean Transportation 2022). Die Batterie-Verordnung der EU schreibt vor, dass leichte Transportmittel wie Elektrofahrräder oder -scooter, Elektrofahrzeuge und industrielle Batterien über 2 kWh bis Februar 2027 einen digitalen Produktpass vorweisen müssen (Europäische Kommission 2023a).
Obwohl der Anteil alternativ angetriebener Fahrzeuge zugenommen hat, bleiben die meisten neu verkauften PKW in Europa Diesel- oder Benzinfahrzeuge (The International Council on Clean Transportation 2022). Daher ist das nachhaltige und zirkuläre Management von

Verbrennungsmotoren von großer Bedeutung. Dies gilt insbesondere auch für EoL-Prozesse wie das Recycling und wird auch in der Euro-7-Norm reflektiert, die ausdrücklich darauf hinweist, die Haltbarkeit von Verbrennungsmotoren zu fördern (Europäische Kommission 2022). Darüber hinaus fordert der jüngste Vorschlag für eine Verordnung über Kreislaufanforderungen für das Fahrzeugdesign und das Management von Altfahrzeugen (Europäische Kommission 2023b) Hersteller auf, Informationen zur Reparatur und Wiederaufbereitung sowohl Wartungs- als auch Abfallwirtschaftseinrichtungen zur Verfügung zu stellen.
Trotz der Relevanz der Förderung einer kreislauforientierten Wertschöpfungskette des Verbrennungsmotors ist die Forschung hinsichtlich der Konzipierung eines DPPs für den Verbrennungsmotor bisher sehr begrenzt. Pohlmann et al. (2024) haben ein erstes entsprechendes DPP-Konzept vorgestellt sowie herausgearbeitet, welche Informationen am relevantesten für einen DPP für Turbolader entlang des gesamten Lebenszyklus sind. Dabei wurden auch die individuellen Informationsanforderungen für Reparatur- und Recyclingeinrichtungen berücksichtigt. Die vorliegende Studie erweitert diese Ergebnisse durch einen spezifischen EoL-Fokus und einer detaillierteren Darstellung der EoL-Phase. Wie auch bei Pohlmann et al. (2024) wird der Fokus auf den Turbolader gelegt, da hierfür bereits Anwendungsfälle zur Wiederaufbereitung und zum Recycling existieren (z. B. BorgWagner 2024). Das Ziel dieser Studie ist es, detaillierte Einblicke in das EoL-Handling von Turboladern zu ermöglichen und diejenigen Informationen zu identifizieren, die ein DPP des Turboladers bereitstellen müsste, um nachhaltige und kreislauforientierte EoL-Prozesse zu fördern. Hierbei beantwortet diese Studie folgende Forschungsfragen (FF):

FF 1: Welche spezifischen Informationen sind für die unterschiedlichen EoL-AkteurInnen des Turbolader-Lifecycles hilfreich, um ihre Prozesse besser durchführen zu können?

FF 2: Welche spezifischen Informationen sind in den einzelnen Schritten der Wiederaufbereitungs- und Recyclingprozesse des Turboladers erforderlich?

Hierbei kann der DPP für den Turbolader auch als Vergleich zu dem derzeitig häufig diskutierten DPP für die Antriebsbatterie von Elektrofahrzeugen verwendet werden. Da die Wertschöpfungskette der Antriebsbatterie von einer sehr hohen Komplexität gezeichnet ist (Bai et al. 2020), ermöglicht die Verwendung eines einfacheren Teils aus der Automobilindustrie als Vergleichsobjekt Einblicke in die Funktionsweise und Anforderungen eines DPP in der Automobilindustrie. Der verbleibende Teil dieses Beitrags ist wie folgt strukturiert: Zunächst wird die verwendete Methode vorgestellt, anschließend werden die Ergebnisse präsentiert, gefolgt von den Schlussfolgerungen.

2 METHODE

Im Rahmen dieser Studie wurden zwei online Workshops mit ExpertInnen mit Fachwissen zum Thema Turbolader durchgeführt. Die Workshops fanden im Mai 2022 und März 2023 statt und die ExpertInnen wurden basierend auf ihrem Wissen über den Lebenszyklus des Turboladers ausgewählt, wobei ExpertInnen mit Wissen aus dem Bereich Konstruktion und Lebenszyklus-Analyse von Turboladern ebenso vertreten waren, wie ExpertInnen aus dem Bereich EoL. Der erste ExpertInnen-Workshop (N = 8) diente dazu, generelle Informationen zu sammeln, die die AkteurInnen entlang der Wertschöpfungskette des Turboladers als notwendige erachten würden, um nachhaltigkeits- und kreislaufbezogene Entscheidungen zu fällen. Hierbei wurden die Informationsanforderungen für alle Lebenszyklusphasen des Turboladers – Beginning-of-Life, Middle-of-Life und EoL diskutiert. Nach der Durchführung des Workshops wurden die erhaltenen Ergebnisse inhaltlich analysiert und die spezifischen Informationsanforderungen für die AkteurInnen der drei Lebenszyklusphasen herausgearbeitet.
Der zweite Workshop (N = 6) diente der detaillierten Betrachtung von Wiederaufbereitungs- und Recyclingprozessen des Turboladers. Der Workshop zielte darauf ab, detaillierte Informations-

anforderungen und Prozessschritte innerhalb der Anwendungsfälle der Wiederaufbereitung und des Recyclings herauszuarbeiten.

3 ERGEBNISSE

In diesem Kapitel werden zuerst die Informationsanforderungen der unterschiedlichen EoL-AkteurInnen (Kapitel 3.1) vorgestellt, gefolgt von der detaillierten Betrachtung der Informationen für die einzelnen Prozessschritte des Refurbishment- und Recyclingprozesses (Kapitel 3.2).

3.1 Informationen für die EoL-AkteurInnen des Turboladers

Abbildung 1 gibt einen Überblick über die unterschiedlichen Informationen, die den AkteurInnen mit der Hilfe eines DPP zur Verfügung gestellt werden könnten.



Abb. 1: Informationsanforderungen an einen DPP von EoL-AkteurInnen

Für den Demontagebetrieb, in dem Turbolader auseinandergenommen und für die weitere Verarbeitung vorbereitet werden, wurden folgende Informationen als notwendig erachtet: Demontageanleitung, Materialspezifikation, benötigte Werkzeuge, Informationen bzgl. Arbeitssicherheit, Richtlinien zur Wiederverwendung einzelner Teile, Informationen über Materialien bzgl. der Sortierung und Reinigungsinformationen. Die Information über die benötigten Werkzeuge als auch die Demontageanleitung können dabei helfen, den Zerlegungsprozess effizienter zu gestalten. Des Weiteren wurden eine genaue Auflistung der Materialien und die Benennung dieser, hier als Materialspezifikation bezeichnet, als wichtig erachtet, um den Aufbereitungsprozess möglichst effizient und effektiv gestalten zu können. Mit Bezug auf Materialien erwähnten die TeilnehmerInnen des Workshops, dass es hilfreich wäre, aus einem DPP Informationen darüber zu erhalten, wie sortenrein ein Werkstoff getrennt werden muss. Dies wird in Abbildung 1 als Informationen über Materialien bzgl. der Sortierung dargestellt. Außerdem wurde erwähnt, dass Informationen bzgl. der Reinigung der angelieferten Komponenten, bevor diese weiter dem Verwertungsprozess zugeführt werden, hilfreich wären, um sicherzustellen, dass es zu keiner Kontamination, die die Weiterverarbeitung negativ beeinflusst, kommen kann. Abschließend wurden Informationen mit Bezug auf Arbeitssicherheit für die Demontage-Arbeiten (z. B. Informationen über die Giftigkeit bestimmter Rückstände) und Informationen und Richtlinien bezogen auf eine potenzielle Wiederverwendung von einzelnen Teilen genannt. Für den Zerkleinerungsbetrieb wurden die folgenden Informationen als hilfreich für den Recyclingprozess identifiziert: Materialspezifikation, Materialtrennungsanweisungen, Sortiertechnik und Materialeigenschaften. Auch hier werden grundlegende Informationen über die Materialien, die dem Zerkleinerer vom Demontageunternehmen übergeben werden, benötigt, aber auch genauere Angaben zu den anwendbaren

Sortiertechniken und genaue Material-Trennungsanweisungen. Ebenfalls wurden detailliertere Informationen über die Materialien von den TeilnehmerInnen des Workshops als essenziell für Betriebe im Bereich Zerkleinerung erachtet, diese Informationen werde in Abbildung 1 als Materialeigenschaften bezeichnet und umfassen Informationen wie z. B. Schmelzpunkte.
Für Recyclinganlagen wurden die folgenden Informationen identifiziert: Materialspezifikationen und -eigenschaften, Reinheit der Materialien und die Mischbarkeit. Auch für Recyclinganlagen wurden die bereits zuvor beschriebenen Informationen, Materialspezifikationen und -eigenschaften als wichtig identifiziert, zusätzlich allerdings auch Informationen bezüglich der Reinheit der Materialien und der Mischbarkeit der recycelten Materialien mit Primärmaterialien um bestimmte Eigenschaften zu erreichen. Die Reinheit der Materialien bezieht sich auf die Input-Materialien, die vom Zerkleinerungs-Betrieb übergeben werden, und dass diese Information gemeinsam mit den Informationen bezüglich der Mischbarkeit dabei unterstützen können, die Qualität der recycelten Materialien zu steigern. Abschließend wurden Materialspezifikation und Rest-Heizwert als relevante Informationen für abfallwirtschaftliche Einrichtungen (z. B. Betreiber von Deponien und Müllverbrennungsanlagen) identifiziert. Hier wurden bezüglich Materialspezifikationen die Dichte und chemische Zusammensetzung der Stoffe, die in die Endverwertung (Deponierung oder thermische Verwertung) gehen, und der Heizwert der Stoffe, die vor allem für die thermische Verwertung von Relevanz ist, genannt.

3.2 Informationen für Refurbishment- und Recyclingprozesse

Abbildung 2 zeigt die Zuordnung der unterschiedlichen Informationen, welche im zweiten Workshop identifiziert wurden, zu den Prozessschritten des Recyclingprozesses. Der Informationsbedarf für den Recyclingprozess ist als relativ gering anzusehen.

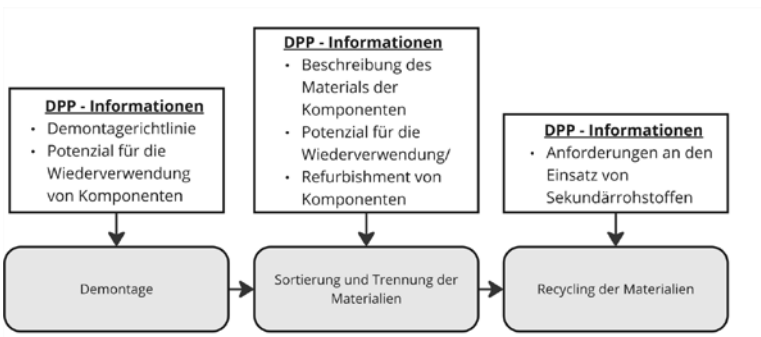


Abb. 2: DPP-Informationen für den Recyclingprozess eines Turboladers

Im ersten Schritt des Recyclingprozesses, der Demontage der gebrauchten Turbolader, wurde eine Demontagerichtlinie und Informationen über potenziell wiederverwendbare Komponenten als wichtig angegeben. Es wurde angemerkt, dass eine grobe Beschreibung für die Demontage des Turboladers ausreichend wäre, da die meisten Komponenten danach nicht weiter aufbereitet werden. Ebenfalls wurde angemerkt, dass Informationen bezüglich wiederverwendbarer Komponenten hilfreich wären, um diese Komponenten bei der Demontage berücksichtigen zu können. Im nächsten Schritt, Sortierung und Trennung, werden zuerst die einzelnen Komponenten nach Material und weiterer Verwendung sortiert. Hierzu wurde angemerkt, dass die Beschreibung der Materialien der unterschiedlichen Komponente hilfreich wäre, um eine möglichst sortenreine Aufteilung nach Materialien zu ermöglichen. Des Weiteren würde in diesem Schritt Informationen über potenziell wiederverwendbare Komponenten oder Komponenten, die „refurbished“, also wiederaufbereitet werden können, dazu beitragen, diese Komponenten noch vor dem Recycling der Materialien und vor der Zerkleinerung auszusortieren. Für die nach der Sortierung erfolgende Zerkleinerung und Separation/Trennung der Materialien wurde kein weiterer Informationsbedarf

festgestellt. Für den letzten Schritt, den eigentlichen Recyclingprozess, wurden Informationen bzgl. der Anforderungen an die Sekundärmaterialien als Informationsbedarf festgestellt. Hier bezogen sich die TeilnehmerInnen besonders auf Akzeptanzkriterien für Sekundärrohstoffe in der späteren Weiterverarbeitung, wie etwa unterschiedliche Qualitäten von Stahl, und gaben an, dass diese Art Informationen, wenn sie über einen DPP verfügbar wären, bereits berücksichtigt werden könnten.
Abbildung 3 zeigt die Zuordnung der Informationen zu den Prozessschritten des Refurbishment-Prozesses.

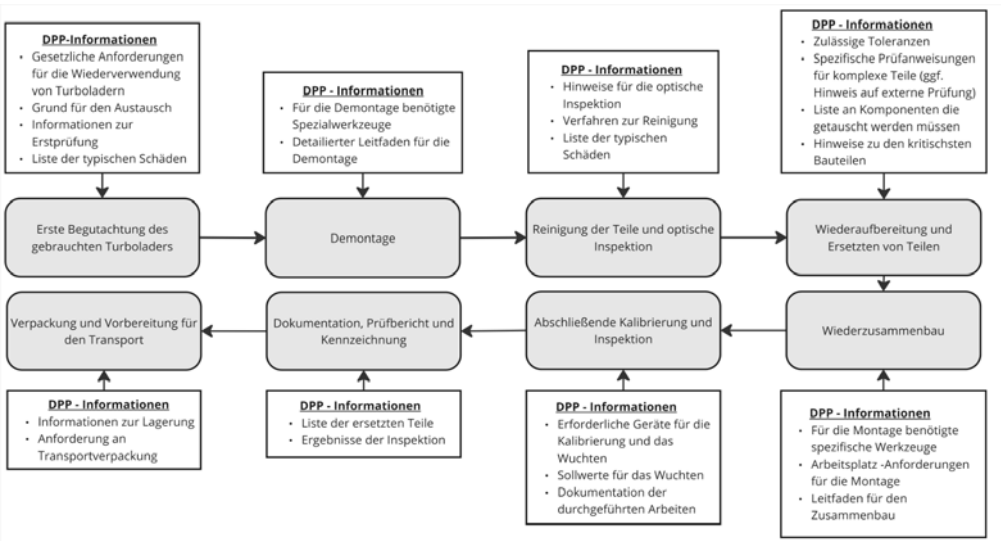


Abb. 3: DPP – Informationen für den Refurbishment-Prozess eines Turboladers

Im ersten Schritt des Refurbishment-Prozesses, der ersten Begutachtung, werden Informationen über die gesetzlichen Voraussetzungen, also ob der Turbolader an sich refurbished werden darf, der Grund für den Austausch des Turboladers, allgemeine Informationen zur Erstprüfung, wie z.B. die Daten des Diagnosesystems und eine Liste der typischen Schäden als hilfreich erachtet. In diesem Schritt wird festgestellt, ob ein Refurbishment möglich ist. Für die Demontage werden dann wiederum die benötigten Werkzeuge als auch eine Demontageanleitung benötigt, welche in diesem Fall allerdings detaillierter sein muss als beim Recycling, um ein erfolgreiches Refurbishment zu ermöglichen. Im dritten Schritt werden Hinweise, wie die optische Inspektion auszuführen ist, eine Liste von typischen Schäden und Informationen darüber, wie die einzelnen Teile gereinigt werden müssen, als notwendig betrachtet. Im vierten Schritt wurden die folgenden Informationen als hilfreich identifiziert: zulässige Toleranzen, spezifische Anweisungen für die Prüfung komplexer Teile, Hinweise, ob spezielle Teile extern (z. B. durch den Hersteller) geprüft werden müssen, eine Liste von Komponenten, die unabhängig von ihrem Zustand getauscht werden müssen, und eine Liste mit Komponenten die in Bezug auf Beschädigungen als kritisch zu betrachten sind. Für den Wiederzusammenbau werden Informationen über die benötigten Werkzeuge, ein detaillierter Leitfaden für den Zusammenbau und Informationen über die Anforderungen an den Arbeitsplatz (z. B. Sauberkeitsanforderungen) als wichtig erachtet. Für den Schritt abschließende Kalibrierung und Inspektion wurden Informationen über die dafür benötigten Geräte, Sollwerte für das Wuchten und eine Dokumentation der bereits durchgeführten Arbeiten als notwendig erwähnt. Im Schritt Dokumentation, Prüfbericht und Kennzeichnung wurden folgende Informationen als wichtig erachtet: Liste der ersetzten Teile und Ergebnisse der Inspektion. Im letzten Schritt, der Verpackung und Transport-Vorbereitung, wurden Informationen über die richtige Lagerung und Anforderungen an die Transportverpackung als wichtig erachtet.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Dieser Artikel liefert einen Beitrag zur Diskussion über DPPs und beleuchtet dabei ein im Vergleich zum viel diskutierten Batteriepass einfacheres Automobilteil, den Turbolader. DPPs können für den Austausch von Informationen zwischen unterschiedlichen AkteurInnen in der Lieferkette genutzt werden. In diesem Beitrag wird ein spezieller End-of-Life Fokus verfolgt und mithilfe von zwei ExpertInnen-Workshops wurden Informationsanforderungen unterschiedlicher End-of-Life AkteurInnen und von zwei End-of-Life Prozessen identifiziert. Die Ergebnisse zeigen dabei, welche Informationen die in einem DPP für Turbolader enthalten sein könnten die End-of-Life AkteurInnen in ihren Tätigkeiten unterstützen könnten und auch, welche Informationen ein potenzieller DPP für Turbolader in den Prozessschritten eines Recycling- und Refurbishmentprozesses von Turboladern als hilfreich erachtet werden. Zusammenfassend kann aus den Ergebnissen geschlossen werden, dass wenn die identifizierten Informationen in einem DPP für Turbolader enthalten wären, dieser durch die Unterstützung der Akteure und Prozesse einen effektiven Beitrag zur Kreislaufwirtschaft in der Automobilindustrie leisten könnte. Die unterschiedlichen Informationen für den DPP können entlang der Wertschöpfungskette von den unterschiedlichen AkteurInnen zur Verfügung gestellt werden, um eine effizientere EoL-Behandlung von Turboladern zu ermöglichen. Hierzu müsste der Informationsfluss vom Beginning-of-Life, vor allem vom Produktdesign, hin zu den AkteurInnen des End-of-Life verbessert werden. Obwohl dieser Informationsfluss aus der Perspektive einer verbesserten EoL-Behandlung von Turboladern wünschenswert wäre, stehen diesem Informationsaustausch vor allem Überlegungen bezüglich der Geheimhaltung von Wettbewerbsvorteilen mit Bezug auf das Design und die Materialauswahl der Komponenten im Weg. Dahingehend wird weitere Forschung benötigt um zu bestimmen, wie dieser Informationsaustausch gefördert werden kann.

LITERATURVERZEICHNIS

Bai, Y., Muralidharan, N., Sun, Y.K., Passerini, S., Stanley Whittingham, M. & Belharouak, I. (2020). Energy and environmental aspects in recycling lithium-ion batteries: Concept of Battery Identity Global Passport. *Materials Today, 41*, 304–315. https://doi.org/10.1016/j.mattod.2020.09.001.

BorgWarner (2024). *As Good as New - Remanufactured to meet the highest expectations.* https://www.borgwarner.com/aftermarket/boosting-technologies/reman-program [Accessed on 2024/06/15].

Europäische Kommission (2020). Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Ein neuer Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft für ein saubereres und wettbewerbsfähigeres Europa. COM(2020) 98 final. Brüssel.

Europäische Kommission (2022). Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über die Typgenehmigung von Kraftfahrzeugen und Motoren sowie von Systemen, Bauteilen und selbstständigen technischen Einheiten für diese Fahrzeuge hinsichtlich ihrer Emissionen und der Dauerhaltbarkeit von Batterien (Euro 7) und zur Aufhebung der Verordnungen (EG) Nr. 715/2007 und (EG) Nr. 595/2009. COM(2022) 586 final. Brüssel.

Europäische Kommission (2023a). Verordnung 2023/1542 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Juli 2023 über Batterien und Altbatterien, zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG und der Verordnung (EU) 2019/1020 und zur Aufhebung der Richtlinie 2006/66/EG. Brüssel.

Europäische Kommission (2023b). Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über Anforderungen an die kreislauforientierte Konstruktion von Fahrzeugen und über die Entsorgung von Altfahrzeugen, zur Änderung der Verordnungen (EU) 2018/858 und (EU) 2019/1020 und zur Aufhebung der Richtlinien 2000/53/EG und 2005/64/EG. COM(2023) 451 final. Brüssel.

Hedberg A., Šipka S. (2020). *The Circular Economy. Going Digital*. European Policy Center.

Pohlmann, A., Popowicz, M., Schöggl, J.-P., Bachler, J., Keler, J. & Baumgartner, R. J. (2024). Conceptualization of a digital product passport to enable circular and sustainable automotive value chains – the combustion engine use case. *Procedia CIRP, 122*, 169–174. https://doi.org/10.1016/j.procir.2024.01.025

The International Council on Clean Transportation (2022). *European Vehicle Market Statisics*. Pocketbook 2022/23. Berlin.

Potenziale für die Kreislaufwirtschaft: Digitale Produktpässe für optimiertes Metallrecycling

Felix Strohmeier[1] & Alexia Tischberger-Aldrian[2]
[1)] Salzburg Research Forschungsgesellschaft mbH, Intelligent Connectivity, Salzburg, Österreich
[2)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Dieser Beitrag beschreibt Möglichkeiten der Integration digitaler Technologien in die Kreislaufwirtschaft im Kontext des Metallrecyclings. Er hebt die Vorteile eines Digitalen Produktpasses (DPP) hervor, der durch die Bereitstellung detaillierter Produktinformationen die Ressourceneffizienz im Produktlebenszyklus erhöhen kann. "Smart Waste", mit Informationen angereicherter Abfall, optimiert die Recyclingprozesse durch den Einsatz digitaler Technologien wie IoT und KI. Schlüsseltechnologien für digitale Zwillinge in der Industrie 4.0, wie die Verwaltungsschale (Asset Administration Shell „AAS“) ermöglichen hohe Datenqualitäten und -verfügbarkeit zur Verbesserung der Recyclingprozesse, z.B. durch verbessertes Vorsortieren und gezieltere Demontage von Komponenten. Der Artikel betont die Bedeutung der Digitalisierung für die Kreislaufwirtschaft und plädiert für standardisierte Informationsmodelle und interoperable Systeme, um die Potenziale der Digitalisierung voll auszuschöpfen und Materialkreisläufe effizienter zu machen.

1 EINLEITUNG

Derzeit sind folgende metallischen Rohstoffe auf der EU-Liste der kritischen Rohstoffe (Critical Raw Materials Act): Bismut, Bor, Cobalt, Kupfer, Gallium, Germanium, Lithium, Magnesium, Mangan, Nickel, Platingruppenmetalle, Seltenerdmetalle für Magnete (Nd, Pr, Pb, Dy, Gd, Sm und Ce), Siliciummetall, Titanmetall, Wolfram (Europäische Komission 2023).

Diese wurden aufgrund ihrer wirtschaftlichen Bedeutung und dem Versorgungsrisiko der Wirtschaft als solche klassifiziert. (Veeh 2024) Hinzu kommt, dass im Bereich der Metalle immer noch eine sehr große Importabhängigkeit besteht und die Transformation zu „grünen“ Technologien einen noch höheren Mehrbedarf an Metallen bzw. mineralischen Rohstoffen vorsieht (Szech-Koundouros 2024). Es ist damit zu rechnen, dass die Nachfrage an bestimmten Metallen sogar noch steigen wird (u.a. Lithium um das 21-fache bis 2050, Cobalt um das 15-fache bis 2050, Gallium um das 17-fache bis 2050). Dabei ist die EU bereits jetzt bei vielen essentiellen Rohstoffen nahezu ausschließlich auf Import angewiesen, Beispiele hierfür sind Nickel (50 % aus Indonesien), Platin (70 % aus Südafrika), Magnesium (97 % aus China), schwere Seltene Erden (100 % aus China). Zudem erfolgt die Weiterverarbeitung eines großen Teils des globalen Bedarfs in China (40 % des globalen Kupferbedarfs, 60 % des Lithiums, 60 % des Cobalts, fast 100 % des Graphits usw.) (Quantz 2024).

Viele End-of-Life (EoL) Produkte aus dem Haushaltsbereich und Altfahrzeuge enthalten wesentliche kritische Metalle (u.a. Kupfer), die in einem optimalen Wertschöpfungskreislauf theoretisch nahezu verlustfrei in die Produktion von Neuwaren rückgeführt werden können. Die Metalle in Abfallprodukten liegen jedoch nicht sortenrein vor, sondern bestehen aus Legierungen und Verbundstoffen mit hohen nicht-metallischen Anteilen (Kunststoffe, Textilien, mineralische Stoffe, Glas, etc.) sowie Metallverbunden (z.B. verschiedene Legierungen in unterschiedlichen Teilen der zusammengeschweißten Karosserie).

Prozessschritte einer optimal abgestimmten Metallkreislaufwirtschaft wären nach der entsprechenden Sammlung theoretisch:

a) Die Rückgewinnung dieser EoL-Produkte oder Komponenten aus diesen für den ReUse.
b) Die Zerlegung der EoL-Produkte bzw. der gezielte Ausbau von Komponenten, die aufgrund der enthaltenen Elemente besonders wertvolle Rohstoffe für den Sekundärrohstoffmarkt darstellen oder die aufgrund rechtlicher Vorgaben (z.B. Schadstoffe) zu entfernen sind.
c) Die (separate) mechanische Aufbereitung und Sortierung sämtlicher ausgebauten Komponenten und EoL-Produkte, um diese möglichst gewinnbringend in den Sekundärrohstoff-Markt zurückzuführen.
d) Der gezielte Einsatz und die Mischung von qualitativ definierten Fraktionen für die metallurgische Verwertung zur Herstellung von neuen metallischen Werkstoffen für diverse hochwertigste Produkte.

In jedem der oben genannten Prozessschritte wären Informationen zum EoL-Produkt hinsichtlich seiner Komponenten oder sogar dem Gewicht und der chemischen Zusammensetzung auf Komponentenebene erforderlich und hilfreich. Derzeit gibt es – mit Ausnahme von Schadstoffen, die in Datenbanken digital erfasst sind - keine bis nur einige wenige Möglichkeiten, bei einem EoL-Produkt auf diese Informationen zuzugreifen. Eine Demontage basiert daher vorrangig auf den Erfahrungswerten des jeweiligen Unternehmens. Nach dem derzeitigen Stand der Technik ist vor allem die gezielte Demontage von ausgewählten Komponenten einigen wenigen Produktgruppen (u.a. Computer) vorbehalten und ist – da aufwendig und personalintensiv - oft in der Hand von sozioökonomischen Betrieben. Durch intelligente Gestaltung der Sammlung (Vorsortierung) und Demontage könnte ein wichtiger Beitrag geleistet werden, um kritische Rohstoffe (u.a. Cu) aus Post Consumer Abfällen zielgerichteter zu gewinnen und damit besser verfügbar zu machen.

Laufende Forschungsprojekte wie „iDEAR“ zeigen, dass eine stoffreiche, zerstörungsfreie Zerlegung von elektronischen Produkten die Verwertbarkeit massiv erhöht und automatisierte Demontage-Anlagen dabei von großer Wichtigkeit wären. Die Herausforderungen dabei sind jedoch:

a) Montage-Sequenzen lassen sich nicht einfach umkehren, um Demontage-Sequenzen zu erhalten,
b) es gibt eine sehr große Vielfalt an Elektronik-, IT- und Kommunikationsgeräten und
c) damit besteht ein extrem hoher Entwicklungsaufwand für automatisierte Demontage-Anlagen. (Vorbröcker 2024)

Eine durchgängige Digitalisierung entlang des Produktlebenszyklus kann helfen, um die relevanten Informationselemente bei den jeweiligen Prozessen entlang des Wertschöpfungskreislaufes zur Verfügung zu haben. Basierend auf den gegenwärtigen Konzepten zum digitalen Produktpass werden in diesem Artikel Methoden und Technologien der Digitalisierung vorgestellt, welche zukünftig im Metallrecycling unterstützend eingesetzt werden könnten.

2 PROJEKTHINTERGRUND „KIRAMET“

Das FFG-Leitprojekt KIRAMET (KI-basiertes Recycling von Metallverbund-Abfällen) will mit Hilfe von Künstlicher Intelligenz das Recycling von Post Consumer-Metallverbundabfällen wie Altfahrzeugen, EAG und Haushaltsschrott verbessern. Vor dem Hintergrund des „Europäischen Green Deals“ und des Kreislaufwirtschaftspaketes müssen Ressourcenverbrauch (minus 25 Prozent) und CO_2-Emissionen (minus 55 Prozent) bis 2030 drastisch reduziert und gleichzeitig die Ressourceneffizienz massiv gesteigert werden. Bei Metallen ist der ökologische Fußabdruck durch den Rohstoffeinsatz besonders hoch, gleichzeitig sind sie ideale Kandidaten fürs Recycling. Im Rahmen von KIRAMET wird ein Klassifikationssystem für Komponenten zur Bewertung der realen Recyclingfähigkeit in verwertbarer Form bereitgestellt und dadurch ein Beitrag zur Konzeptionierung zukünftiger digitaler Produktpässe geleistet. In „KIRAMET“ wird dafür eine intelligente Recycling-Plattform prototypisch entwickelt und validiert.

3 ENTWICKLUNGEN AUF EU-EBENE UND DER DPP

Die gesetzliche Grundlage für die Verfügbarkeit eines Digitalen Produktpasses wird seit mehreren Jahren von der Europäischen Kommission auf Basis des „Green Deal“ entwickelt und als „Circular Economy Action Plan“ vorangetrieben (European Commission 2020). Ein konkretes Ergebnis daraus ist die „Ökodesign-Verordnung“ (auch Eco-design for Sustainable Products Regulation „ESPR“). Sie legt Mindestanforderungen an die Umweltverträglichkeit von Produkten fest, die in der EU vermarktet werden. Vorrangige Ziele sind (i) den ökologischen Fußabdruck zu verringern und (ii) die Ressourceneffizienz zu verbessern, z.B. durch die Produkt- und Materialrückführung in eine neuerliche Verwendung (Reuse, Recycle). Außerdem wird auch ein Verbot zur Vernichtung von Neuware (z.B. für Schuhe und Bekleidung) verordnet. Ein wichtiges Instrument zur Verbesserung der Kreislaufwirtschaft ist die Einführung von „Digitalen Produktpässen“ (DPPs), welche die einfache Verfügbarkeit von Informationen für eine optimierte Kreislaufwirtschaft (Materialinformation, Demontageanleitung) sicherstellen sollen. Diese werden in den kommenden Jahren produktgruppen-spezifisch definiert und gesetzlich verankert. In aktuellen europäischen und nationalen Projekten werden dazu Technologien, Architekturkonzepte, Datenmodelle, Methoden, Standards und Prototypen entwickelt, die zu einer umsetzbaren Lösung des DPPs beitragen sollen. Beispiele dafür sind CIRPASS (CIRPASS 2024), „Battery Pass“ (https://thebatterypass.eu/) und CE-PASS (https://www.ce-pass-project.at/). Updates zu relevanten Aktivitäten rund um den Digitalen Produktpass werden regelmäßig von der österreichischen Plattform Industrie 4.0 veröffentlicht (Halmschlager 2023).

Die Vorteile des DPP sind vielfältig, so soll er zukünftig u.a. für die Rückverfolgung der Rohstoffgewinnung/-produktion und der Verfolgung des Lebenslaufs eines Produktes bzw. Materials dienen, aber auch eine zuverlässige Informationsquelle für Bürger:innen, Marktüberwachungs- und Zollbehörden sowie politischen Entscheidungsträgern darstellen sowie CE-Dienstleistungen und Strategien ermöglichen. (Berg 2024)

Welche und wie viele Daten im DPP vorhanden sein werden, wird von der EU – abhängig für die jeweiligen Produktgruppen – definiert werden. Nach derzeitigem Stand ist noch nicht entschieden, welche Daten das konkret sein werden (Halmschlager 2023).

Die EU sieht in ihren Plänen vor, dass für Produkte der Zugriff auf Daten über einen eindeutigen Produkt-Identifier erfolgt. Dieser ist in einen Data Carrier eingebunden und beruht auf einem Look-up-Mechanismus. Der Zugang zu den Daten soll derart gestaltet sein, dass Nutzer mit berechtigtem Interesse selektiven Zugriff auf Informationen erhalten, z.B. weil diese für bestimmte Prozessschritte relevant sind. Die Daten werden dezentral gespeichert, die Einbindung der Daten erfolgt über ein zentrales Register (Berg 2024).

Mögliche Produkt-Identifier können QR-Code, Barcode, RFID, Watermark, NFC, Bluetooth tags etc. sein, wobei diese für die einzelnen Produktgruppen noch definiert werden müssen.

4 KREISLAUFWIRTSCHAFT UND DIGITALISIERUNG

Das Konzept der Kreislaufwirtschaft zielt darauf ab, wirtschaftliche Aktivitäten schrittweise von der Nutzung endlicher Ressourcen zu entkoppeln und Abfall aus dem System zu eliminieren. Unterstützt wird es durch einen Übergang zu erneuerbaren Energiequellen. Es basiert auf dem Prinzip, Abfall und Schadstoffe durch Design zu vermeiden, Produkte und Materialien in Gebrauch zu halten und dadurch natürliche Systeme zu regenerieren. Die durchgängige Digitalisierung entlang des Produktlebenszyklus soll dabei unterstützen, indem Informationen produktzentriert zwischen den „Übergabepunkten“ der einzelnen Lebenszyklusphasen (BoL – Beginning of Life, MoL – Middle of Life, optionales Second Use Life, EoL – End of Life) weitergegeben werden. In diesem Abschnitt werden nun speziell jene Information betrachtet, die am EoL noch für den Recyclingprozess zur Verfügung stehen soll, um diesen zu optimieren.

4.1 Begriffsdefinition „Smart Waste“ und Datenverfügbarkeit

In KIRAMET wird „Smart Waste“ als mit Information angereicherten Abfall definiert (Begriffsabgrenzung: „Smart Waste“ wird auch im Zusammenhang mit intelligenten Abfalltonnen für z.B. Tracking und Füllstandmessung verwendet, welche hier aber keine Rolle spielen. Diese Information entsteht in vorhergehenden Lebenszyklus, z.B. bereits im Produktionsprozess der Produkte (BoL) und können während der Nutzungsphase (MoL) z.B. bei Umbauten oder Einbau von Ersatzteilen erweitert werden. Es wird dabei vorausgesetzt, dass diese Information produktzentriert beim Eintritt in die EoL-Phase als Teil eines DPPs zur Verfügung gestellt werden kann. Alternativen und derzeit gängige Methoden zur Datenbereitstellung werden hier mit deren Nachteilen aufgezeigt:

- Manuelle Sichtung, Vorsortierung und Demontage mit Expertenwissen: Diese Methode setzt viel Fachwissen bei den sortierenden Personen voraus, entsprechende Einschulungen und Hilfestellungen sind notwendig. Auch hier muss nach Produkt-Typen generalisiert werden (z.B. Ausbau von Motoren bei allen Waschmaschinen). Benchmarking bzw. Reverse-Engineering: Die Zerlegung und Analyse von Produkten in deren Bestandteile, gegebenenfalls mit Materialanalysen, wie auch zur Wettbewerbs-Analyse eingesetzt, ist mit hohen Aufwänden und Kosten verbunden. Ein weiterer Nachteil besteht darin, dass die Information nur von Produktmodellen, aber nicht von dem gegebenenfalls veränderten oder ausgeschlachteten, tatsächlich als Abfall entsorgten Produktes vorliegt.
- Mechanische Aufbereitung/Sortierung/Verwertung: Komplexe Aufbereitungs- und Sortieranlagen können theoretisch mit moderner Sensorik (z.B. optische Sensoren, Röntgenfluoreszenzspektroskopie oder Laserinduzierte Plasmaspektroskopie) ausgestattet werden, verschiedene Materialeigenschaften (z.B. Magnetismus, Dichte/Gewicht, chemische Zusammensetzung etc.) könnten für die Herstellung von definierten Fraktionen für die Verwertung genutzt werden. Eine Sortierung an diesem Punkt des Prozesses ist jedoch kosten- und energieintensiv und resultiert auch nicht immer in den gewünschten Fraktionen.

Aus Sicht des Metallrecyclings kann der digitale Produktpass daher viele Vorteile mit sich bringen. Die Potenziale solcher Information werden im nächsten Abschnitt hervorgehoben.

4.2 Relevante Informationen für optimiertes Metallrecycling

Generell sollen die Informationen eine Entscheidungshilfe dafür bieten, den Prozessschritt der Vorsortierung und/oder Demontage durchzuführen oder zu überspringen. Beides kann situationsbedingt wirtschaftlich sinnvoll sein, z.B. wenn dadurch beim Recycling-Prozess keine Vorteile entstehen und keine Fraktionen gebildet werden können, die einen verbesserten nachgelagerten Prozess ermöglichen. Oder umgekehrt, dass dadurch eine attraktive, gewinnbringende Fraktion für ReUse oder stoffliche Verwertung erzielt werden kann. Durch die Verwendung semantischer Standards (z.B. Materialklassifikationsstandards wie CAS, ZVG, EC-Nummern oder Produktklassifikationsstandards wie ECLASS) und standardisierter Datenaustauschformate (z.B. Industrie 4.0 Standards wie die Verwaltungsschale) wird es möglich, sowohl für den Menschen als auch für die Maschinen lesbare und interpretierbare Informationen bereitzustellen. Ein standardisierter API-basierter Zugriff zur leichten Anwendungsintegration in zukünftigen Experten- und Analysetools ist dabei hochrelevant.

Beim Eintreffen des EoL-Produkts in den Recycling-Prozess soll also ein „Digitaler Zwilling“ mit einem eindeutigen Identifikator am Produkt verknüpft abrufbar sein. Informationen, die nicht öffentlich verfügbar gemacht werden können, können mit entsprechenden Authentifizierungsmethoden für „berechtigte Interessierte“ – wie im DPP auch vorgesehen – geschützt werden. Das Kernelement für recycling-relevante Information bildet die Stückliste (engl. „Bill of Material“, BOM) mit der Liste demontierbarer Komponenten, inkl. Demontage-Anleitungen (Schritt-für-Schritt-Anleitung) für eine manuellen oder maschinelle Zerlegung. Für die ökonomische und ökologische Bewertung der Komponenten und der damit verbundenen Demontageschritte muss die

Materialinformation auf Komponenten-Ebene vorliegen. Außerdem wird empfohlen, die verbauten kritischen und gefährlichen Materialien in den ausbaubaren Komponenten mit bereits verfügbaren, stabilen Online-Ressourcen wie die SCIP-Datenbank der europäischen Chemikalienagentur (ECHA) zu verknüpfen (European Chemicals Agency 2020). Die Information über Rezyklat-Anteile können der Marktüberwachung bei der Bewertung der zu erfüllenden Nachhaltigkeitskriterien helfen, wodurch Maßnahmen zur Verbesserung des Material-Kreislaufs getroffen werden können.

Aus diesem Gesamtbild von Eingangsinformationen kann bei ausreichend hoher Datenqualität in weiterer Folge das Detailwissen über den metallurgischen Inhalt in verschiedenen Fraktionen zur idealen Aufbereitung in nachgelagerten Prozessen generiert werden. Die Output-Qualitäten könnten somit mit den entsprechenden Meta-Informationen angereichert werden.

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Gut umgesetzt kann der digitale Produktpass die Kreislaufwirtschaft enorm voranbringen, insbesondere, wenn der Recycling-Branche der maschinenlesbare Zugriff auf Demontageanleitungen, Informationen zum Vorhandensein bestimmter Bauteile bzw. Komponenten und die chemische Zusammensetzung dieser Bauteile/Komponenten oder zumindest Hinweise auf das Vorhandensein bestimmter Elemente in standardisierter Form über eine große Anzahl von Produktgruppen gewährt wird.

Es ist jedoch fraglich, ob Produzenten und Inverkehrbringer bereit sind, derart sensible Daten überhaupt an die Recycling-Branche weiterzugeben.

Es muss jedoch auch klar sein: Ohne Informationen zur (detaillierten) chemischen Zusammensetzung von zumindest ausgewählten Komponenten und der chemischen Zusammensetzung des gesamten Produktes sind DPPs für die Recyclingbranche von wenig Wert.

DANKSAGUNG

Dieser Beitrag wurde im Rahmen des Forschungsprojektes „KIRAMET“ (https://www.unileoben.ac.at/kiramet/), gefördert durch das Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (FFG No.: FO 999899661) gestaltet. Ein weiteres herzliches Dankeschön gilt dem Konsortium für die gute Zusammenarbeit und den interessanten thematischen Austausch.

LITERATURVERZEICHNIS

Berg, H. (2024) *Auf dem Weg zur digitalen Kreislaufwirtschaft: Aktuelle politische Entwicklungen zu einem produktpassgestützten Informationssystem (in der Stahlindustrie).* Vortrag im Rahmen der Berliner Metallkreisläufe-Konferenz, 13.-14.03.2024.

CIRPASS. (2024) Abgerufen am 1. Juni 2024 von CIRPASS-2: https://cirpass2.eu/.

European Chemicals Agency. (2020). *SCIP-Database.* Abgerufen am 1. Juni 2024 von SCIP-Database: https://echa.europa.eu/scip-database.

European Commission. (2020) *A new Circular Economy Action Plan.*

Europäische Kommission (2023) *Anhänge des Vorschlags für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Rahmens zur Gewährleistung einer sicheren und nachhaltigen Versorgung mit kritischen Rohstoffen und zur Änderung der Verordnungen (EU) 168/2013, (EU) 2018/858, (EU) 2018/1724 und (EU) 2019/1020.* Brüssel. 16.03.2023. Annexes 1 bis 6.

Halmschlager, V. (2023) *Der Digitale Produktpass.* online, Österreich: Plattform Industrie 4.0. Abgerufen am 1. Juni 2024 von https://plattformindustrie40.at/blog/2023/11/29/der-digitale-produktpass/.

Quantz, D. (2024) *Chancen des Critical Raw Materials Act für Metallkreisläufe.* Vortrag im Rahmen der Berliner Metallkreisläufe-Konferenz, 13.-14.03.2024.

Szech-Koundouros, S. (2024) *Aktuelle rohstoffpolitische Aktivitäten der Bundesregierung.* Vortrag im Rahmen der Berliner Metallkreisläufe-Konferenz, 13.-14.03.2024.
Veeh, C. (2024) *Europäische Verordnung für kritische Rohstoffe – Rahmen zur Gewährleistung einer sicheren und nachhaltigen Versorgung mit kritischen Rohstoffen.* Vortrag im Rahmen der Berliner Metallkreisläufe-Konferenz, 13.-14.03.2024.
Vorbröcker, M. (2024) *Demontage automatisieren mit Erfahrungswissen.* Vortrag im Rahmen der Berliner Metallkreisläufe-Konferenz, 13.-14.03.2024.

KONTAKT

DI(FH) DI Felix Strohmeier
felix.strohmeier@salzburgresearch.at
+43 662 2288 443 / +43 664 814 2022
Intelligent Connectivity
Salzburg Research Forschungsgesellschaft m.b.H.
https://www.salzburgresearch.at
https://www.unileoben.ac.at/kiramet/home

Mineral Wool Waste – From on-site Analysis to Recycling

Theresa Sattler[1,2], Jonathan Krobatschek[2], Klaus Philipp Sedlazeck[2] & Roland Pomberger[2]

[1]) Rohrdorfer Umwelttechnik GmbH, Zero Waste Lab, Langenzersdorf, Austria

[2]) Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

ABSTRACT: Mineral wool waste has become increasingly challenging to manage within the Austrian waste management system. At present, the only available option for mineral wool waste of unknown origin is landfilling, as there are no existing recycling options. The presence of respirable fibers represents a potential health risk associated with this waste, but also the landfilling of mineral wool waste leads to technical difficulties due to the material's large volume and low bulk density. Considering these challenges, research activities have recently intensified with the objective of identifying possible recycling options, enabling the creation of closed loop solutions. As it is of critical importance that glass wool and stone wool are separated regarding most future recycling routes, the mixed mineral wool waste must be segregated at the point of collection prior to any potential future recycling process. This article presents the results of an on-site investigation of mineral wool waste carried out by manual sorting and analyses using handheld X-ray fluorescence (XRF) as well as mobile laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS). It also provides an overview of the research activities conducted in the area of mineral wool waste recycling over recent years.

1 INTRODUCTION

Mineral wool is mainly made from glass (glass wool) and igneous rocks, including basalt and diabase (stone wool) (IARC 1988 and BBSR 2011). Mineral wool waste is generated during the demolition and dismantling of buildings and as production residues. Nowadays, mineral wool waste from demolition sites cannot be easily separated on-site, leading to its disposal on landfills in big bags filled containing mixed mineral wool waste (Sattler 2024). The deposition has resulted in significant challenges in the field of waste management. The high volume and low bulk density (mostly less than 200 kg m^{-3}) of this material, in conjunction with the potential adverse health effects associated with its handling, give rise to the challenges posed by its handling (Sattler et al. 2020a).

The Austrian government has responded to the problem of mineral wool waste in landfills by implementing a landfill ban for this type of waste, effective from January 1, 2027 (DepVO 2021). Landfill bans represent an advantageous regulatory strategy with respect to the recycling of waste material, as evidenced by the case of wool waste.

Recent research activities showed that there are possible utilization options in backfilling, and recycling options for mineral wool waste in the cement industry and mineral wool industry (Sattler et al. 2020a). The recycling of mineral wool waste as a binder component was researched on in the “RecyMin” project (Sattler et al. 2020b) and the “wool2loop” project (Yliniemi et al. 2021). Investigations of mineral wool as an alternative binder have also been carried out by Doschek-Held et al. (2022) and Steindl et al. (2023).

To ensure the differentiation of mineral wool products, a recognition guideline has been published by the “Fachvereinigung Mineralwolleindustrie” (FMI, 19.07.2021). Glass wool is described as light yellow to yellow, whereas stone wool as greenish to brownish in color. Additionally, glass wool fibers are often slightly longer than stone wool fibers, and the glass wool mats have a layered textural appearance (FMI 2021).

In the absence of a method for differentiating mineral wool waste on-site, it is currently collected without being separated at construction sites. However, due to the fact of the different chemical

compositions of glass wool and stone wool, almost every possible future recycling route requires a separation of the mixed waste. Therefore, this article addressed the issue of on-site mineral wool waste separation to facilitate the future recycling of mineral wool waste in a closed loop scenario. To achieve this goal, X-ray fluorescence (XRF) and laser induced breakdown spectroscopy (LIBS) were tested.
X-ray fluorescence analysis is a method in which electrons are displaced from their atomic orbital positions by X-rays, resulting in the release of energy characteristic of a particular element. The energy is recorded by a detector in the (handheld) XRF analysis device, and the element is assigned accordingly (Bruker 2021). Laser induced breakdown spectroscopy enables the determination of the atomic composition of a sample. The technique is based upon the principles of atomic emission spectroscopy (Bohling et al. 2018). LIBS devices can detect light elements with low excitation and ionization potential, such as boron, alkali and alkaline earth elements (Patterson 2015).

2 MATERIALS AND METHODS

The first objective was to ascertain manually, whether the waste comprised stone wool or glass wool. Therefore adaptations of the guideline by the FMI (2021) were made, based on existing experience with mineral wool waste. These adaptations included the typical waste associated factors, such as impurities and contaminants. Subsequently, the waste types were verified through XRF and LIBS analysis.

2.1 Sampling

The big bags containing mixtures of glass and stone wool waste were isolated and opened with an excavator's grabber. Subsequently, the mineral wool waste was segregated manually into glass wool waste and stone wool waste based on visible characteristics, such as color and texture (Figure 1, left). The personal protective equipment (PPE) consisted of an FFP3 breathing mask, whole-body protection suit, safety shoes, rubber gloves and additional work gloves.



Fig. 1: Mixed mineral wool waste (L); separated mineral wool waste samples (R)

The 14 mineral wool waste samples taken were then prepared by placing them in small plastic containers with a diameter of 2.5 cm (Figure 1, right). To achieve more accurate results through analysis, the samples were compacted into these sample vessels and then were covered with a thin film of plastic.

2.2 Handheld XRF

The XRF analysis was conducted by an authorized person using the S1 TITAN/TRACER 5/CTX Bruker handheld device. An oxide standard was employed at an excitation voltage of 15 kV with a measuring time of 60 seconds. The sample was positioned directly on the handheld XRF device and three measurements were taken for each mineral wool waste sample. The mean value was calculated and finally, the key components (SiO_2, MgO, Al_2O_3, Ca and Fe) were compared, regarding the chemical differentiation of the waste material.

2.3 Mobile LIBS

Given that only glass wool contains boron, the objective was to determine the presence of boron as an indicator via LIBS. To provide a mobile solution, the digital microscope VHX-7000 of the company KEYENCE International, with a LIBS measuring unit, was provided. The measurements were conducted by an employee of the company. This involved holding the LIBS measuring unit onto the samples in the cut open plastic containers.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Sampling and differentiation based on macro- and microscopic characteristics

The sampling process demonstrated that the separation of stone wool and glass wool waste was feasible based on color and texture. In all 14 cases, the appropriate mineral wool waste type (glass wool or stone wool) was identified. The on-site differentiation of glass wool waste with a sugar-based binder, as opposed to the more conventional resin, represented a more challenging task. However, the coloring was found to be slightly darker brown than that of stone wool waste. Additionally, the fiber lengths and the fine layered structure of the sugar-based glass wool waste mats were consistent with those of common glass wool waste (Figure 2).

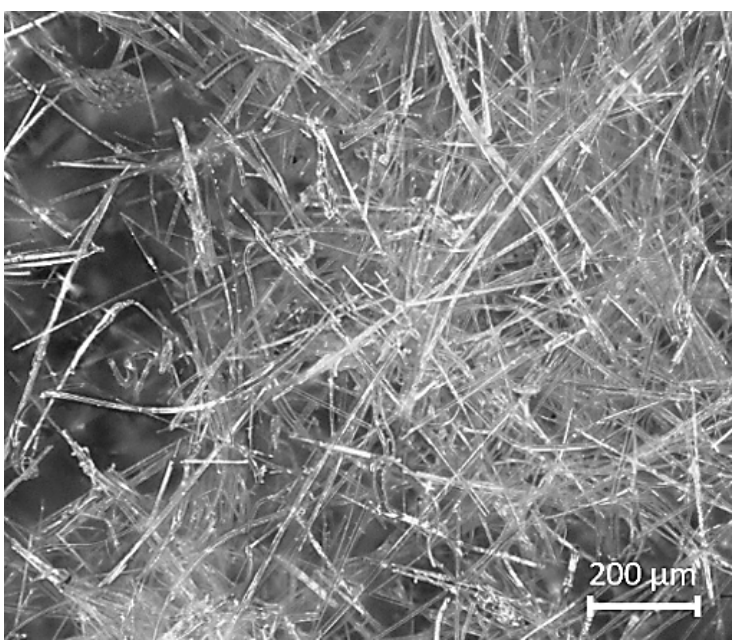


Fig. 2: Glass wool waste under digital microscope (KEYENCE 2023)

3.2 Handheld XRF

The results of the XRF analysis have demonstrated the potential for differentiation between glass wool and stone wool. The handheld XRF device's ease of handling was a significant advantage. As shown in Figure 3, the handheld XRF device enabled the chemical differentiation of glass wool and stone wool waste based on the key components. Especially the Fe content showed high deviations depending on the mineral wool waste type.

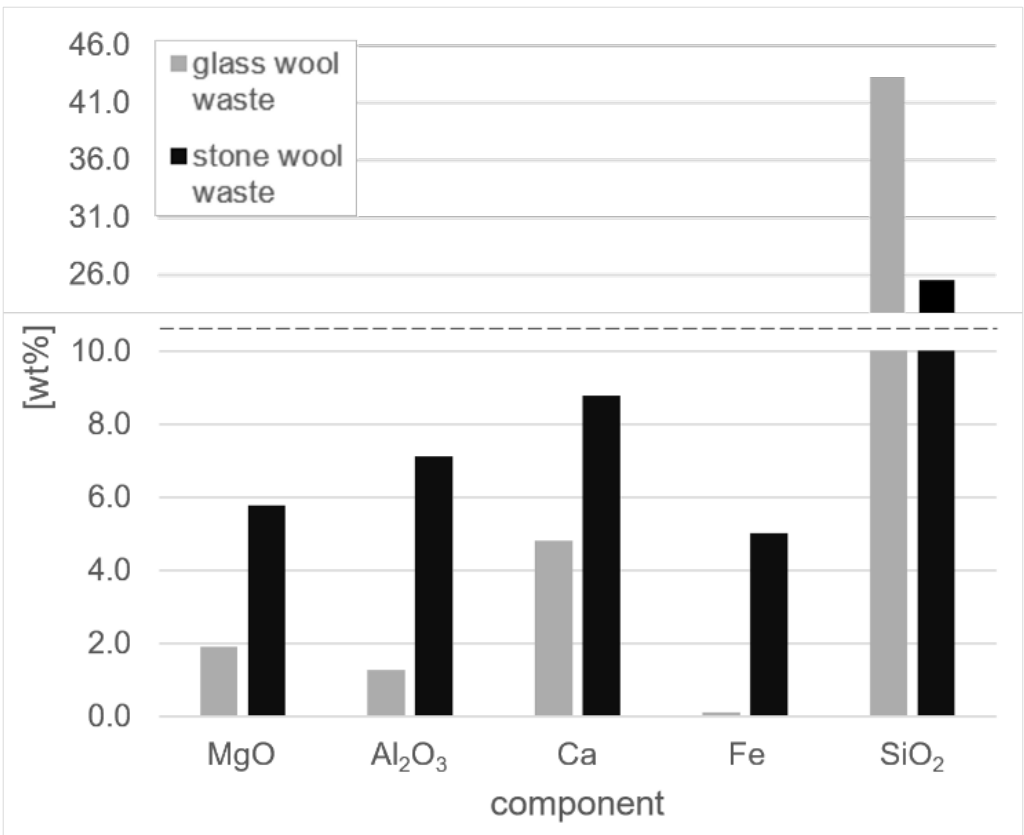


Fig. 3: Comparison of MgO, Al_2O_3, Ca, Fe, SiO_2 contents determined by handheld XRF

3.3 Mobile LIBS

It was not feasible to detect boron with the mobile LIBS measuring unit on-site. This could be attributed to several factors. Primitive sample preparation was one factor, additionally, the thin mineral wool fibers were partially disrupted by the laser beam during the measurement process. In the case of multiple laser pulses striking the fibers, ablation may have occurred, resulting in the inability to detect the measuring point.

4 CONCLUSIONS & OUTLOOK

This study aimed to investigate the potential for on-site analysis of mineral wool waste to differentiate between glass wool and stone wool waste. A specific focus was placed on the potential

to identify separation criteria that could be applied in a practical setting (on-site), such as a construction site.
The manual sorting method based on color and texture was found to be highly effective; however, occupational safety must be considered. To avoid any potential health risks, the method of characterization utilizing handheld XRF was selected. This approach allowed for a measurement without major sample manipulation and additionally of a multitude of sample points in a single pile of mineral wool waste without the necessity of direct contact. The results demonstrated that a distinction of mineral wool waste based on the selected key components (SiO_2, MgO, Al_2O_3, Ca and particularly Fe) via handheld XRF was effectively applied in this context. Whereas prior research in the “RecyMin” project demonstrated that LIBS technology is an effective method for determining the boron content of glass wool using stationary LIBS, the mobile LIBS could not detect this element due to the experimental setup.
In consideration of the extensive research conducted in this area in recent years, the recycling of mineral wool waste presents a number of potential avenues, including the recycling within the cement and mineral wool industries, as well as its use as a binding component. However, the recycling process requires the separation of mixed mineral wool waste, which should in the best case occur at the point of waste generation. The differentiation and allocation of mineral wool waste should facilitate the selection of the optimal recycling route in the future, thus ensuring the most efficient and effective use of resources. The findings of this study provide a foundation for future research into the on-site characterization of mineral wool waste, as the feasibility of manual sorting and a straightforward chemical characterization via XRF were demonstrated.

5 ACKNOWLEDGEMENTS

The authors and their institutions would like to thank the Austrian Research Promotion Agency (FFG) for funding the BitKOIN project as part of the " FTI-Initiative Kreislaufwirtschaft” under grant number FO999897739. Additionally. we would like to acknowledge KEYENCE for their contribution of the digital microscope.

REFERENCES

BBSR (2011). Künstliche Mineralfaserdämmstoffe. BBSR-Berichte KOMPAKT, 1/2011, pp.1-20.
Bohling, C., John, A., Cordts, L. (2018). Sensoren auf Basis der Laserinduzierten Breakdown-Spektroskopie (LIBS) für industrielle Anwendungen. Secopta, Berlin.
Bruker (2021). S1 TITAN, Handheld XRF Analyzer for Elemental Analysis. Berlin, Germany, Bruker Nano GmbH.
Deponieverordnung (DepVO) (2021). Deponieverordnung 2008 – DVO 2008, Änderung der Deponieverordnung 2008, Verordnung der Bundesministerin für Klimaschutz. Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und technologie (BMK).
Doschek-Held, K., Mimra, C., Sattler, T. M., & Steindl F. (2022). Behandlung von Steinwolle zur stofflichen Verwertung als Sekundärzumahlstoff in der Baustoffindustrie. In Recy&DepoTech 2022.
Fachvereinigung Mineralwolleindustrie (FMI) (2021). FMI-Unterscheidungsleitfaden Mineralwolle. FMI Austria, 12.07.2021, Österreich.
IARC (1988). IARC Man-made Mineral Fibres and Radon. IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risks to humans, Volume 43.
KEYENCE (2023). Test report, KEYENCE VHX-7000 Microscope, KEYENCE International.
Patterson, J. (2015). HH-XRF and HH-Libs for alloy analysis. Choosing the Right Tool for the Right Job. Whitepaper.
Sattler, T. M., Pomberger, R., Schimek, J., & Vollprecht, D. (2020a). Mineral Wool Waste in Austria, Associated Health Aspects and Recycling Options. Detritus, 9(March), 174-180. https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13904
Sattler, T. M., Dietrich, V., Schimek, J. & Vollprecht, D. (2020b). Eignung ungefährlicher Mineralwolleabfälle als aufbereiteter hydraulisch wirksamer Zusatzstoff in der Zementindustrie. in Recy&DepoTech (Band 15, S. 605-610).

Sattler, T. M. (2024). Development of Innovative Recycling Processes for Mineral Wool Waste. Dissertation, January 2024. Chair of Waste Processing Technology and Waste Management. Montanuniversity Leoben, Austria.

Steindl, F. R., Doschek-Held, K., Weisser, K., Juhart, J., Grengg, C., Wohlmuth, D., & Mittermayr, F. (2023). Mineral Residues and By-Products Upcycled into Reactive Binder Components for Cementitious Materials. In A. Jędrzejewska, F. Kanavaris, M. Azenha, F. Benboudjema, & D. Schlicke (Eds.), International RILEM Conference on Synergising Expertise towards Sustainability and Robustness of Cement-based Materials and Concrete Structures: SynerCrete'23 (1 ed., Vol. 2, pp. 153-164). (RILEM Bookseries; Vol. 44). Springer Science and Business Media B.V. https://doi.org/10.1007/978-3-031-33187-9_15.

Yliniemi J, Ramaswamy R, Luukkonen T, Laitinen O, de Sousa ÁN, Huuhtanen M, Illikainen M. Characterization of mineral wool waste chemical composition, organic resin content and fiber dimensions: Aspects for valorization. Waste Manag. 2021 Jul 15;131:323-330. doi: 10.1016/j.wasman.2021.06.022. Epub 2021 Jul 1. PMID: 34218065.

CONTACT

Dr. mont. Theresa Magdalena Sattler, MSc
theresa.sattler@rohrdorfer.at
+43 664 2143097
Zero Waste Lab Expert
Rohrdorfer Umwelttechnik GmbH
www.rohrdorfer.at

Einfluss der Mineralfaserabfallqualität auf die Verwertung als Bindemittelkomponente mittels thermochemischer Behandlung in Österreich

Klaus Doschek-Held[1], Anna Krammer[1], Franz Lobner[1], Sarah Steiner[2] & Florian Roman Steindl[2,3]

[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich
[2)] Technische Universität Graz, Institut für Materialprüfung und Baustofftechnologie, Graz, Österreich
[3)] Technische Universität Graz, Institut für Angewandte Geowissenschaften, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Künstliche Mineralfasern (KMF), die üblicherweise in Form von Glas- und Steinwolle als Dämmstoffe in Gebäuden eingesetzt werden, fallen als Mineralfaserabfälle zum Beispiel bei der Errichtung und dem Rückbau von Gebäuden an. Gemäß der aktuellen Deponieverordnung sollen diese Abfälle in Österreich (AT) ab 2027 ausschließlich einer Verwertung zugeführt werden, um nachhaltiges Bauen zu fördern und Umweltbelastungen zu reduzieren.
Der vorliegende Beitrag befasst sich mit der chemischen Zusammensetzung von österreichischen Mineralfaserabfällen und deren thermochemischer Behandlung zur Bereitstellung einer Schlackenfraktion, die vergleichbar mit konventionellem Hüttensand als alternative Bindemittelkomponente in der Zementindustrie eingesetzt werden kann.
Im ersten Schritt wurde dazu mittels einer Literaturrecherche eine Datenbasis zur Charakterisierung von Glas- und Steinwolleabfall aufgebaut. Diese diente in weiterer Folge zur Evaluierung des Einflusses der chemischen und physikalischen Stoffeigenschaften auf die Prozessbedingungen der thermochemischen Behandlung. Die dynamische Viskosität wird dabei, als signifikante Größe herangezogen, da sie eine hohe Korrelation mit der chemischen Zusammensetzung und der Temperatur aufweist. Dadurch ist diese Eigenschaft von maßgeblicher Bedeutung für die Wirtschaftlichkeit sowie die technische Machbarkeit des Verwertungsansatzes.
Anhand der vorliegenden Ergebnisse lässt sich zeigen, dass durch die gezielte Einstellung der chemischen Zusammensetzung, insbesondere des Calciumoxidgehaltes, die Prozessbedingungen sowie die Eignung als Bindemittelkomponente beeinflusst werden können. Somit nimmt der Calciumoxidgehalt als Steuergröße eine wesentliche Bedeutung für die Optimierung, Weiterentwicklung und Auslegung des Gesamtprozesses ein.

1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

In Österreich werden künstliche Mineralfasern (KMF), insbesondere Glas- und Steinwolle, größtenteils im Baugewerbe eingesetzt. Dies ist auf ihre hervorragenden thermischen und akustischen Eigenschaften als Dämmstoff zurückzuführen. Dementsprechend erfolgt das Aufkommen von Mineralfaserabfällen hauptsächlich bei Bauprojekten, Renovierungen und Gebäuderückbau. Abfälle aus künstlichen Mineralfasern, die vor 1998 produziert wurden, werden aufgrund der kritischen Fasereigenschaften, geringen Löslichkeit und Biobeständigkeit als karzinogen eingestuft. KMF, die durch Gütesiegel wie EUCEB (European Certification Board for Mineral Wool Products 2024) oder RAL (Gütegemeinschaft Mineralwolle e.V. 2022) als ungefährlich freigezeichnet sind oder nachweislich nach 1998 von einem Mitglied der österreichischen Fachvereinigung Mineralwolleindustrie hergestellt wurden, gelten als nicht gefährlich. Bei Mineralfaserabfällen unbekannter Herkunft und unklarem Produktionsdatum ist ohne weitere Untersuchungen und Testergebnisse keine eindeutige Klassifizierung möglich. Im Zweifelsfall sollte eine Einstufung als gefährlicher Abfall entsprechend dem Vorsorgeprinzip erfolgen (BMK 2023a).
Gemäß der Recycling-Baustoffverordnung (Bundeskanzleramt, 2016) in Verbindung mit der ÖNORM B 3151 (A.S.I. 2022) besteht die Verpflichtung, künstliche Mineralfasern im Zuge des Gebäuderückbaus zu entfernen (Bundeskanzleramt 2021). Im Jahr 2020 wurden in Österreich etwa 80 % der KMF-Abfälle ohne gefährliche Fasereigenschaften deponiert, rund 16 % wurden verbrannt und etwa 4 % exportiert. KMF-Abfälle mit gefahrenrelevanten Fasereigenschaften

wurden gemeinsam mit Asbestabfällen, die der Abfallschlüsselnummer (SN) 31437 zugeordnet werden, ausschließlich deponiert (BMK 2023a).
Um die angestrebte Transformation von einer linearen Wirtschaft zu einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft im Bausektor entsprechend der österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie (BMK 2023b) zu fördern, ist die Schaffung entsprechender gesetzlicher Rahmenbedingungen in diesem Bereich erforderlich. Dies resultierte zum einen in der Novellierung der Deponieverordnung (Bundeskanzleramt 2021), welche ein Deponierungsverbot von KMF ab 2027 vorsieht. Bis Ende 2024 ist zu prüfen, ob Recycling- oder Verwertungsmöglichkeiten für KMF-Abfälle bestehen. Zum anderen wurden mit dem Inkrafttreten der Abfallverzeichnisverordnung 2020 (Bundeskanzleramt 2020) zum 01.01.2022 geänderte bzw. zusätzliche SN für KMF-Abfälle eingeführt. Dadurch wird eine Differenzierung zwischen „Asbestabfällen, Asbeststäuben“ einerseits und verschiedenen KMF-Abfällen andererseits möglich.
In Anbetracht des Deponierungsverbots widmet sich die Montanuniversität Leoben in Kooperation mit Forschungs- und Industriepartnern im Projekt „BitKOIN – Entwicklung CO_2-reduzierter Bindemittel durch thermochemische Konversion mineralwollabfallhaltiger Reststoffkombinationen“ der Verwertungsmöglichkeit von KMF-Abfällen (Montanuniversität Leoben - Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft 2024). Das Ziel ist es durch eine gezielte thermochemische Behandlung, die generierte Schlackenfraktion in der Zementindustrie als reaktive Bindemittelkomponente einzusetzen, siehe Abb. 1 (Doschek-Held et al. 2024).

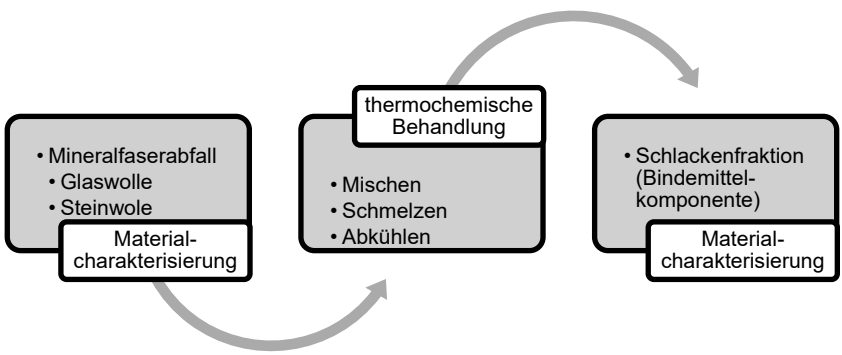


Abb. 1: Ablaufdiagramm der thermochemischen Behandlung von Glas- und Steinwolleabfall im Rahmen des Projektes „BitKOIN“ nach Doschek-Held et al. (2023)

2 MATERIAL UND METHODE

Im Rahmen einer Literaturrecherche wurden im ersten Schritt die chemische Zusammensetzung von Mineralfaserabfallproben in Österreich erhoben. Die entsprechenden Ergebnisse sind in einem Dreistoffdiagramm zusammengefasst. Weiters wurde eine deskriptive Statistikauswertung inklusive Boxdiagrammen der Abfalldaten mittels OriginPro 2023b (OrginLab Corporation 2024) durchgeführt. Auf dieser Grundlage wurden Grenzzusammensetzungen definiert, die den zukünftigen Arbeitsbereich repräsentieren, und für eine weitere Einflussgrößenbestimmung anhand der dynamischen Viskosität verwendet werden. Die mathematische Näherung der dynamischen Viskosität erfolgte dabei nach dem Modell von Urbain (1987).

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der Literaturrecherche und der Datenanalyse dargestellt. Darüber hinaus werden die Ergebnisse der Einflussgrößenbestimmung anhand der dynamischen Viskosität erläutert und diskutiert.

3.1 Materialcharakterisierung – Mineralfaserabfallzusammensetzung

Das folgende Dreistoffdiagramm in Abb. 2 zeigt die erfassten chemischen Zusammensetzungen als Massenanteile (w) der Hauptoxide in Prozent (%). Die Einteilung erfolgte nach Glas- und Steinwolleproben (Neuware und Abfall) sowie chronologisch vor 1998 und nach 1998 in Europa nach Seywerth (2024). Ergänzend wurden die für Österreich erhobenen Mineralfaserabfälle getrennt nach Glas- (GW) und Steinwolleabfall (SW) dargestellt. Weiters wurden die Daten mittels deskriptiver Statistik mit einem Stichprobenumfang von 13 nach Sattler (2024) ausgewertet, siehe Tab. 1.

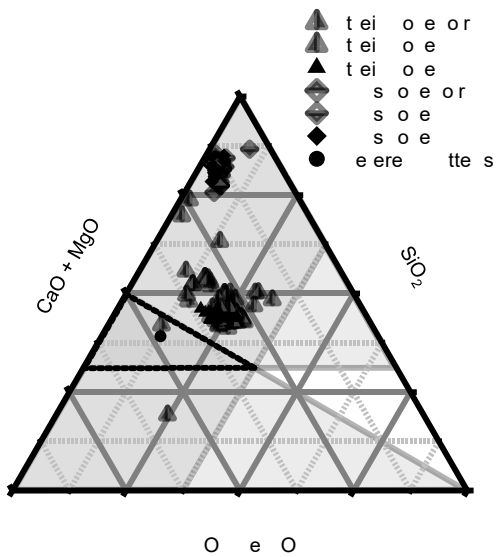


Abb. 2: Dreistoffdiagramm [Al_2O_3+Fe_2O_3] - [SiO_2] - [CaO+MgO] von Glas- und Steinwolleproben (Neuware und Abfälle) vor und nach 1998 in Europa und den Mineralfaserabfällen (Glas- & Steinwolle) in Österreich (AT) mit dem schwarz gestrichelten Zielbereich der Bindemittelkomponente als Sekundärzumahlstoff

Tab. 1: Deskriptive Statistikauswertung (Minimum (Min), Median (Md), Maximum (Max)) der Massenanteile (w) der Hauptoxide in Prozent (%) des Glas- und Steinwolleabfalls in Österreich

w	**GW**			**SW**		
in %	Min	Md	Max	Min	Md	Max
SiO_2	57,2	60,6	66,1	38,2	39	41,8
CaO	7,5	8,1	8,8	16,2	20,5	21,9
Al_2O_3	1,9	2,8	3,0	10,5	12,6	15,2
Fe_2O_3	0,0	0,4	0,8	5,1	7,6	9,4
Na_2O	13,4	13,9	14,4	2,3	2,7	3,0
K_2O	0,9	1,4	1,6	0,4	1,2	2,1
MgO	0,3	3,4	3,7	8,3	9,3	11,1
P_2O_5	0,0	0,0	0,1	-	-	-
TiO_2	0,0	0,1	0,1	0,9	1,3	2,9
B_2O_3	1,0	2,6	3,3	-	-	-

Aus der Erhebung nach Seywerth (2024) für Europa lässt sich für Glaswolle kein signifikanter Unterschied der chemischen Zusammensetzung über die Zeit ableiten. Die zu erwartende Veränderung im Bereich der Steinwolle hinsichtlich des Aluminiumoxidgehaltes (Guldberg et al. 2000), der die Biolöslichkeit beeinflusst, ist jedoch durch eine Rechtsverschiebung im Dreistoffdiagramm erkennbar (Doschek-Held et al. 2024). Die Ergebnisse der deskriptiven

Statistikauswertung der erhobenen Mineralfaserabfallproben in Österreich zeigen die zu erwartende Schwankungsbreite im Vergleich zu den erhobenen Daten nach Seywerth (2024). Im Hinblick auf die Verwendbarkeit als Bindemittelkomponente in Anlehnung an die derzeitigen Anforderungen an konventionelle Hüttensande in Österreich, siehe schwarz gestrichelten Zielbereich im Dreistoffdiagramm, lässt sich ein genereller Bedarf an Calciumoxid ableiten. Dieser ist im Rahmen der thermochemischen Behandlung durch die Zugabe von Calciumträgern als Korrekturstoff, idealerweise in Form von Reststoffen, entsprechend anzupassen. Dies wurde bereits von Steindl et al. (2023). und Doschek-Held et al. (2024) im Labormaßstab nachgewiesen. Zur Charakterisierung der Hauptoxide des Mineralwolleabfalls sind in der folgenden Abb. 3 die Ergebnisse der deskriptiven Statistikauswertung als Boxdiagramm für Glas- und Steinwolleabfall in Österreich dargestellt.

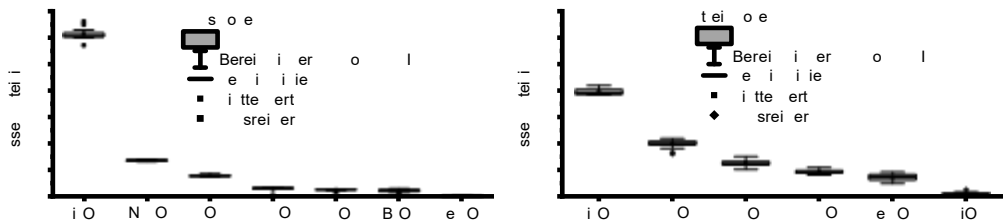


Abb. 3: Boxdiagramme der Hauptoxide als Massenanteil (w) in Prozent (%) für Glaswolleabfall (links) und Steinwolleabfall (rechts) in Österreich (AT) inklusive Interquartilabstand (IQR)

Die Boxdiagramme zeigen, dass der Glaswolleabfall zum überwiegenden Teil aus Siliciumdioxid, Natriumoxid und Calciumoxid besteht, wobei die Schwankungsbreite der Hauptoxide gering ist. Ähnliches gilt für Steinwolle, wobei der Anteil an Siliziumoxid geringer und jener an Calciumoxid höher ist, sowie eine erhöhte Schwankungsbreite der Hauptoxide ersichtlich ist. In Bezug auf die Anforderungen an die Bindemittelkomponentenzusammensetzung, dargestellt als schwarz gestrichelter Zielbereich in Abb. 2, kann der Massenanteil an Calciumoxid als wesentliche Einflussgröße in diesem Stoffsystemen identifiziert werden (Ehrenberg 2006). Dieser kann durch Zugabe von geeigneten Korrekturstoffen in Form von Reststoffen bei der thermischen Behandlung gezielt eingestellt werden.

3.2 Prozesseinflussgröße – dynamische Viskosität

Im Folgenden wird der Einfluss der Mineralfaserabfallqualität auf die thermochemische Behandlung durch die dynamische Viskosität beschrieben. Die dynamische Viskosität weist eine signifikante Korrelation mit der chemischen Zusammensetzung sowie der Temperatur auf. Die Abb. 4 veranschaulicht die Abhängigkeit der dynamischen Viskosität von der Temperatur und der chemischen Zusammensetzung anhand der Minimal- und Maximalwerte für Siliciumdioxid und Calciumoxid der obigen Mineralfaserabfallanalysen. In Ergänzung dazu wurde ein für Österreich typischer Referenzhüttensand sowie der nach Ehrenberg (2006) angenommene Viskositätsbereich zwischen 0,3 Pa s und 0,5 Pa s als Voraussetzung für die Nassgranulation von Hüttensand nach dem Stand der Technik eingezeichnet.

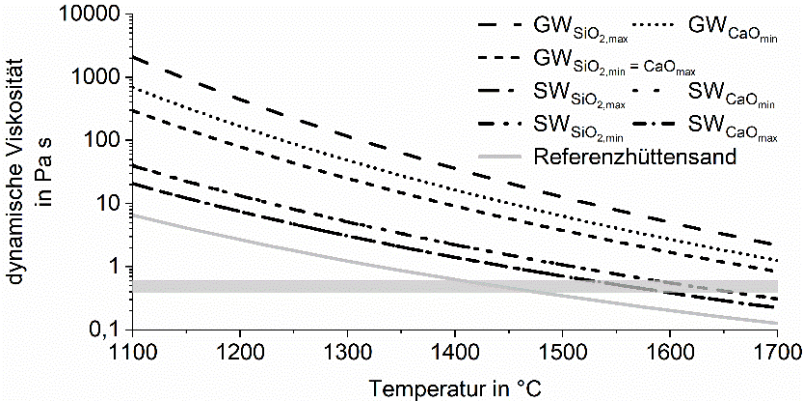


Abb. 4: Verlauf der dynamischen Viskosität in Abhängigkeit von der Temperatur und der chemischen Zusammensetzung von Glaswolleabfall (GW) und Steinwolleabfall (SW) in Österreich nach Urbain (1987) inklusive Referenzhüttensand und Nassgranulationsbereich nach Ehrenberg (2006) in grau

Ausgehend von dieser Darstellung lässt sich ableiten, dass bei einer konstanten chemischen Zusammensetzung und mit steigender Temperatur die dynamische Viskosität sinkt. Im Speziellen wirkt Siliciumdioxid viskositätserhöhend und weist mit dem Calciumoxidanteil einen wesentlichen Einfluss auf das Ver r eit s e r te . I i esem Ko te xt ist e r Be ri e r „B si ität" einzuführen, die gegenständlich als das Verhältnis des Massenanteils des Calciumoxids zum Massenanteil des Siliciumoxids definiert ist. Eine niedrige Basizität führt demnach zu einer hohen dynamischen Viskosität, was die glasige Erstarrung erleichtert. Dies steht jedoch in indirekt proportionalem Verhältnis zum Einfluss auf das latent-hydraulische Verhalten. Folglich wirken sich höhere Calciumoxidanteile positiv aus, jedoch ist dies durch erschwerte glasige Erstarrung limitiert. Diese Umstände zeigen das Spannungsfeld zwischen Produktqualität und Prozessführung im Rahmen des Projektes unter Einflussnahme der Mineralfaserabfallqualität (Ehrenberg 2006).

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Im Rahmen dieses Beitrags wurden die Erkenntnisse über den Einfluss der Mineralfaserabfallqualität, repräsentiert durch die chemische Zusammensetzung, auf die thermochemische Behandlung anhand der dynamischen Viskosität dargelegt und diskutiert. In diesem Kontext ist insbesondere der Einfluss des Calciumoxidgehalts zu nennen, der sich zum einen auf die notwendigen Prozessbedingungen der thermochemischen Behandlung auswirkt und zum anderen die hydraulische Reaktivität der erhaltenen Schlacke als Bindemittelkomponente beeinflusst. Eine Begrenzung des Calciumoxidgehalts nach oben ist umgekehrt durch die erhöhte Fließtemperatur und die Tatsache bedingt, dass es zu einer Verminderung der glasigen Erstarrungsfähigkeit beim Abkühlvorgang kommt. Aus diesen Erkenntnissen lässt sich ableiten, dass der Behandlungsansatz von multiplen Einflussgrößen geprägt ist, Diese Wechselwirkungen müssen im weiteren Projektverlauf im Detail untersucht werden, um eine Grundlage für die Optimierung sowie die Überführung in Großversuche zu schaffen. Es kann allgemein konstatiert werden, dass die Schwankungsbreite der chemischen Zusammensetzung der Mineralfaserabfälle eine Herausforderung an die Robustheit der thermochemischen Behandlung sowie die Wirtschaftlichkeit dieses Verwertungsansatzes darstellt.

LITERATURVERZEICHNIS

A.S.I. (Austrian Standards Institut) (2022). *ÖNORM B3151 - Rückbau von Bauwerken als Standardabbruchmethode.* Von https://www.austrian-standards.at/de/shop/onorm-b-3151-2022-05-15~p2622876 abgerufen

BMK (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie). (2023a). *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2023 - Teil 1.* Von https://www.bmk.gv.at/dam/jcr:07c02028-7839-4ab9-8587-76bc1e42f679/Bundes-Abfallwirtschftsplan-Teil1_Korr_230706.pdf abgerufen

BMK (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft). (2023b). *Kreislaufwirtschaftsstrategie 2022.* Von https://www.bmk.gv.at/dam/jcr:9377ecf9-7de5-49cb-a5cf-7dc3d9849e90/Kreislaufwirtschaftsstrategie_2022_230215.pdf abgerufen

Bundeskanzleramt. (2016). *Recycling-Baustoffverordnung, Fassung vom 07.06.2024.* Von https://www.ris.bka.gv.at/NormDokument.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20009212&Artikel=&Paragraf=&Anlage=5&Uebergangsrecht= abgerufen

Bundeskanzleramt. (2020). *Abfallverzeichnisverordnung 2020, Fassung vom 07.06.2024.* Von https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20011285&FassungVom=2024-06-07 abgerufen

Bundeskanzleramt. (2021). *Deponieverordnung 2008, Fassung vom 07.06.2024.* Von https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20005653 abgerufen

Doschek-Held, K., Krammer, A., Steindl, F. R., Sattler, T., & Juhart, J. (2023). *Mineral Wool Waste as Supplementary Cementitious Material - A Novel Thermochemical Treatment Approach.* Von https://zenodo.org/records/10468154 abgerufen

Doschek-Held, K., Krammer, A., Steindl, R. F., Sattler, T., & Juhart, J. (2024). Recycling of mineral wool waste as supplementary cementitious material through thermochemical treatment. *Waste Management Research*, 8.

Ehrenberg, A. (2006). Hüttensand - Ein leistungsfähiger Baustoff mit Tradition und Zukunft - Teil 2. *Beton Information*, 67-95.

European Certification Board for Mineral Wool Products. (2024). *About EUCEB.* Von https://www.euceb.org/index.php?page=about-euceb abgerufen

Guldberg, M., Meringo, A. d., Kamstrup, O., Furtak, H., & Rossiter, C. (2000). The development of glass and stone wool compositions with increased biosolubility. *Regulatory toxicology and pharmacology : RTP*, 184–189.

Gütegemeinschaft Mineralwolle e.V. (2022). *Das RAL Gütezeichen "Erzeugnisse aus Mineralwolle".* Von https://www.ral-mineralwolle.de/das-ral-guetezeichen.html abgerufen

Montanuniversität Leoben - Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft. (2024). *BitKOIN.* Von https://www.avaw-unileoben.at/de/forschung/projekte/bitkoin abgerufen

OrginLab Corporation. (2024). OriginPro, Version 2023b. Northampton, MA, USA.

Sattler, T. M. (2024). *Development of Innovative Recycling Processes for Mineral Wool Waste.* Von https://pureadmin.unileoben.ac.at/ws/portalfiles/portal/26589483/AC17130074.pdf abgerufen

Seywerth, R. (2024). *Einfluss der Zusammensetzung von Mineralfaserabfällen auf die Recyclingfähigkeit als Sekundärzumahlstoff.* Von https://doi.org/10.34901/mul.pub.2024.059 abgerufen

Steindl, F. R., Doschek-Held, K., Weisser, K., Juhart, J., Grengg, C., Wohlmuth, D., & Mittermayr, F. (2023). *Mineral Residues and By-Products Upcycled into Reactive Binder Components for Cementitious Materials.* Von https://doi.org/10.1007/978-3-031-33187-9_15 abgerufen

Urbain, G. (1987). Viscosity estimation of slags. *steel research*, S. 111-116.

DANKSAGUNG

Der vorliegende Beitr r e im Z e e s ors sp rojektes „BitKOIN“ erstellt. Dieses Projekt wird von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) gefördert und im m e e s Pro r mms „ FTI-Kreislaufwirtschaft“ r e rt.

Thermisch behandelte Stahlschlacken und künstliche Mineralfasern als neuartige reaktive Bindemittel für die Baustoffindustrie

Sarah Steiner[1], Florian Steindl[1,2], Clemens Bendler[1], Katharina Weisser[2], Klaus Doschek-Held[3], Anna Krammer[3], Klaus Philipp Sedlazeck, Florian Mittermayr[1,5] & Joachim Juhart[1]

[1)] Technische Universität Graz, Institut für Materialprüfung und Baustofftechnologie, Graz, Österreich
[2)] Technische Universität Graz, Institut für Angewandte Geowissenschaften, Graz, Österreich
[3)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich
[4)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik u. Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[5)] Universität Innsbruck, Arbeitsbereich für Materialtechnologie, Innsbruck, Österreich

KURZFASSUNG: Bei der Zementproduktion entstehen etwa 7% der weltweiten Treibhausgasemissionen. Deshalb wird in der Bindemittelindustrie oft Zement durch Zumahlstoffe (supplementary cementitious materials, SCMs) ersetzt, wie beispielsweise Hüttensand, der durch schnelles Abkühlen von Hochofenschlacke entsteht. Allerdings wird durch klimaschutzbedingte Veränderungen in der Industrie die Verfügbarkeit herkömmlicher SCMs für die Bauindustrie geringer. Die Nutzung anderer, in großen Mengen anfallender mineralischer Reststoffe und Nebenprodukte als SCMs könnte erhebliche wirtschaftliche, ökologische und abfalltechnische Vorteile bieten, was durch regulative Maßnahmen wie zum Beispiel durch das Deponieverbot für künstliche Mineralwolleabfälle ab 2027 vorangetrieben wird. In dieser Studie wird die Eignung von durch thermochemische Konversion aufbereiteten Stahlschlacken und mineralwolleabfallhaltigen Reststoffkombinationen untersucht. Chemisch-mineralogische Analysen bestätigen die gewünschten Materialeigenschaften (hoher amorpher Anteil und geeignete Gehalte an CaO, MgO, Al_2O_3 und SiO_2) der thermochemisch aufbereiteten Materialien. Die hydraulische Reaktivität, der Einfluss auf die Zementhydratation und der Aktivitätsindex sind vergleichbar mit herkömmlichem Hüttensand. Die Ergebnisse zeigen, dass die aufbereiteten Reststoffe grundsätzlich als Bindemittel geeignet sind, was neben einer stofflichen Verwertung auch Kosten- und CO_2-Einsparungen in einer Kreislaufwirtschaft für Bindemittel ermöglichen kann.

1 EINLEITUNG

Die weltweite Zementproduktion beträgt derzeit etwa 4,1 Milliarden Tonnen pro Jahr (Stand 2022, (USGS, 2023)), was einem durchschnittlichen CO_2-Ausstoß von ~ 2,6 Gt (Andrew, 2024) entspricht. Die Zementindustrie ist, mit etwa 25 % der gesamten globalen Treibhausgasemissionen des Industriesektors (Chen et al., 2022), zweitgrößter Emittent. Höhere Emissionen werden mit 29 % (Stand 2019, (Zhang et al., 2023)), nur noch der Eisen- und Stahlindustrie zugeschrieben. Durch eine Substitution des CO_2-intensiven Portlandzementklinkers durch andere Bindemittelkomponenten können die Umwelteinwirkungen von Zement und Beton deutlich verringert werden. Hüttensand, ein latent-hydraulisches Nebenprodukt der Roheisengewinnung, ist eine der meistverwendeten dieser Bindemittelkomponenten und kann bis zu 95% des Zementklinkers ersetzen (ÖNORM EN 197-1). Durch das Bestreben der Stahlindustrie, einen klimafreundlicheren Produktionsweg weg von der klassischen Hochofenroute hin zu Direktreduktions- und Elektrostahlverfahren zu etablieren (IEA, 2020), wird es künftig jedoch zu stark reduzierten Verfügbarkeiten von Hochofenschlacke kommen (Scrivener et al., 2018). Gleichzeitig steigt seitens der Zementindustrie die Nachfrage nach geeigneten, CO_2-ärmeren Zementzumahlstoffen, weshalb der dringende Bedarf nach alternativen Bindemittelkomponenten besteht. Im Sinne einer reststofffreien Kreislaufwirtschaft sollte insbesondere nach einem Weg gesucht werden, bislang nicht nutzbare Reststoffe einer stofflichen Verwertung zuzuführen. Für viele der bei der Stahlerzeugung anfallenden Hüttenreststoffen fehlen geeignete Verwertungsmöglichkeiten, weshalb sie häufig deponiert werden müssen. Eine andere Materialgruppe, die ebenfalls zum überwiegenden

Teil deponiert werden muss, sind aus dem Gebäuderückbau stammende Abfälle aus künstlichen Mineralfasern (KMF). Allerdings sieht die Novellierung der Deponieverordnung ein Deponierungsverbot von KMF ab 2027 vor (Bundeskanzleramt, 2021). Die Bereitstellung einer Wiederverwertungsmöglichkeit von KMF würde daher einen wichtigen Beitrag für die Kreislaufwirtschaft bedeuten.
Untersuchungen von Doschek-Held et al. (2024) und Krammer et al. (2024) haben gezeigt, dass mittels einer entsprechend angepassten thermochemischen Konversion aus Reststoffen (z.B.: KMF, Hüttenreststoffe) Schlacken mit hüttensand-ähnlichen Eigenschaften generiert werden können. Für den vorliegende Beitrag wurden thermochemisch behandelte Mischungen aus verschiedenen Reststoffströmen hinsichtlich deren Eignung als reaktiver Zementzusatzstoff untersucht, mit dem Ziel die Bereitstellung von reststoffbasierten, alternativen Bindemittelkomponenten weiter voranzutreiben.

2 MATERIAL UND METHODIK

Tab. 1 zeigt die untersuchten Reststoffe (Schlacken und Mineralwollen) sowie die Zusammensetzung der daraus hergestellten Materialien (M1 bis M4). Die thermochemische Konversion der Inputströme fand am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik an der Montanuniversität Leoben statt. Hierfür wurden verschiedene Reststoffe gemeinsam mit geeigneten Korrekturmaterialien zur Einstellung einer hüttensand-ähnlichen chemischen Zusammensetzung, je nach Bedarf unter Zugabe von Kohlenstoffpulver als Reduktionsmittel, eingeschmolzen und anschließend nassgranuliert (Doschek-Held et al., 2024; Krammer et al., 2024).

Tab. 1: Ausgangszusammensetzung (in %) der untersuchten thermochemisch behandelten Mischungen (M1-4). Ausgangsmaterialien: CC (Schlacke aus Sekundärmetallurgie), REE (Roheisenentschwefelungsschlacke), SM (Siemens-Martin-Schlacke), EAF (Elektroofenschlacke), LS (Pfannenschlacke), StW (Steinwolle), GlW (Glaswolle); Korrekturmaterialien zur Einstellung der gewünschten chemischen Zusammensetzung: FA (Papierverbrennungsasche), FG (Feinglas), BPS (Bypassstaub)

	CC	REE	SM	EAF	LS	StW	GlW	FA	FG	BPS
M1 (CC/REE/SM+FA)	49	15	31					4		
M2 (EAF/LS + FG)				53	43				4	
M3-KMF (GlW/StW+FA)						45	15	40		
M4-KMF (StW+BPS)						61				39

Die thermochemische Konditionierung der Mischung M1 (CC/REE/SM+FA) und M2 (EAF/LS+FG) erfolgte bei einer Zieltemperatur von 1300 °C bzw. 1450 °C. Die Mischungen M3-KMF (GlW/StW+FA) und M4-KMF (StW+BPS) wurden bei 1400 °C behandelt. Die nassgranulierten Materialien wurden bei Bedarf magnetgeschieden und anschließend auf eine Blaine-Feinheit von 4060 ± 70 cm²/g gemahlen. Die erzeugten Schlacken wurden mittels Röntgenfluoreszenz (XRF) und Röntgendiffraktometrie (XRD) chemisch-mineralogisch charakterisiert. Die XRD-Messungen wurden mit einem PANalytical X*Pert PRO Diffraktometer mit Co-K_α-Strahlung (40 kV, 40 mA, 4-85°θ) durchgeführt. Zur Bestimmung des amorphen Anteils der Schlacken kam ein externer Standard (NIST SRM 676a, Korundpulver) zum Einsatz (Jansen et al., 2011). Zur Bestimmung der Hydratphasen wurden Leimproben mit einem Massenanteil von 25 % aufbereiteter Schlacke und 75 % Einheitszement (EHZ) mit einem Wasser-zu-Bindemittel Verhältnis (w/b-Wert) von 0,5 hergestellt und zur Nachbehandlung 28 Tage unter Wasser gelagert. Für die Analysen der Leimproben mittels XRD wurde CaF_2 als interner Standard verwendet. Die Einschätzung der hydraulischen Reaktivität erfolgte nach dem R^3-Schnellverfahren (Li et al., 2018) anhand der kumulativ freigesetzten Hydratationswärme nach 7 Tagen. Der Aktivitätsindex wurde gemäß ÖN B 3309-1 an Mörtelprismen mit einem Bindemittel aus 75% Einheitszement (CEM I 42,5 R) und 25% Prüfmaterial bestimmt. Analog wurden die chemisch-mineralogische Zusammensetzung, der Aktivitätsindex und die Hydratationswärme an den Ausgangsmaterialien CC, REE, SM, EAF und LS bestimmt. Sämtliche Untersuchungen wurden zum Vergleich auch mit herkömmlichem Hüttensand (HÜS) durchgeführt.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Chemisch-mineralogische Charakterisierung der Ausgangsstoffe

Abb. 1 zeigt die chemische Oxidzusammensetzung der Ausgangsstoffe und der thermochemisch konditionierten Schlacken aufgetragen im Dreistoffdiagramm [Al_2O_3+Fe_2O_3]-[SiO_2]-[CaO+MgO]. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass durch die gezielte Aufbereitung ein Chemismus der Schlacken eingestellt werden konnte, der den chemischen Anforderungen an Hüttensand entspricht (grau hinterlegter Bereich in Abb. 1), wodurch die Grundlage geschaffen wurde eine möglichst gute hydraulische Reaktivität zu erreichen. Durch die thermochemische Aufbereitung konnte zudem der Gehalt an FeO und MnO in den Ausgangsstoffen, die reich an diesen Oxiden waren, signifikant durch Abscheiden einer Metallfraktion reduziert werden.

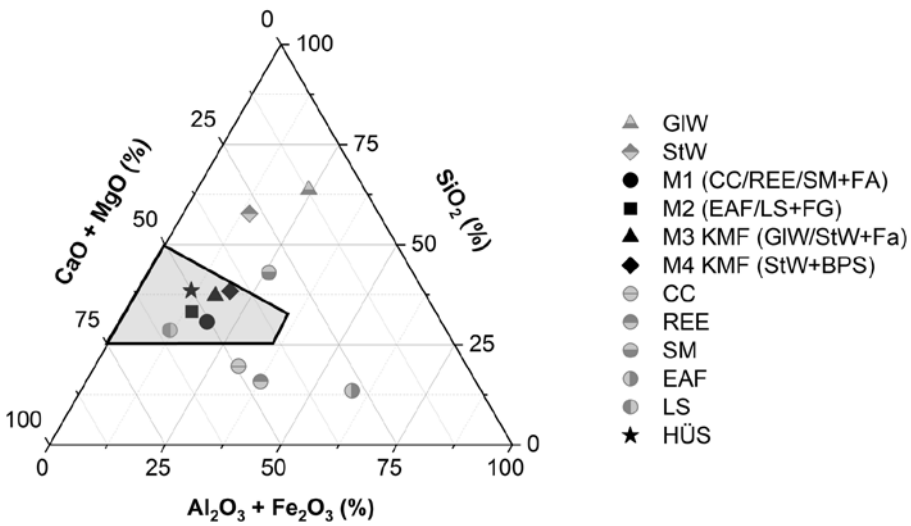


Abb. 1: Chemische Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien und der thermochemisch aufbereiteten Schlacken dargestellt im Dreistoffdiagramm. Der grau markierte Bereich kennzeichnet die gewünschte Zusammensetzung

3.2 Einfluss der thermochemisch behandelten Materialien auf die Bindemittelreaktivität

Die in Abb. 2 dargestellten Röntgendiffraktogramme zeigen, dass bei Hüttensand sowie den Mischungen mit künstlichen Mineralfasern, M3-KMF (GIW/StW+FA) und M4-KMF (StW+BPS), überwiegend Portlandit (Por), Ettringit (Ett) und Hydrotalcit (Ht) nachgewiesen werden konnte, wobei die Verwendung von M3-KMF und M4-KMF im Vergleich zu HÜS und M2 (EAF/SL+FA) zu verstärkter Portlanditbildung führte. Trotz der ähnlichen chemischen Ausgangszusammensetzung der aufbereiteten Stoffe konnten nach 28 Tagen Hydratation insbesondere bei der Mischung M1 (CC/REE/SM+FA) vermehrt karbonatisiertes Hemicarbonat (c-Hc) beobachtet werden. Gleichzeitig deuten die Ergebnisse darauf hin, dass in den Proben mit thermochemisch aufbereiteten Stahlschlacken (M1 (CC/REE/SM+FA) und M2 (EAF/LS+FA)) weniger Ettringit gebildet wurde als in den Proben mit aufbereiteten KMF.

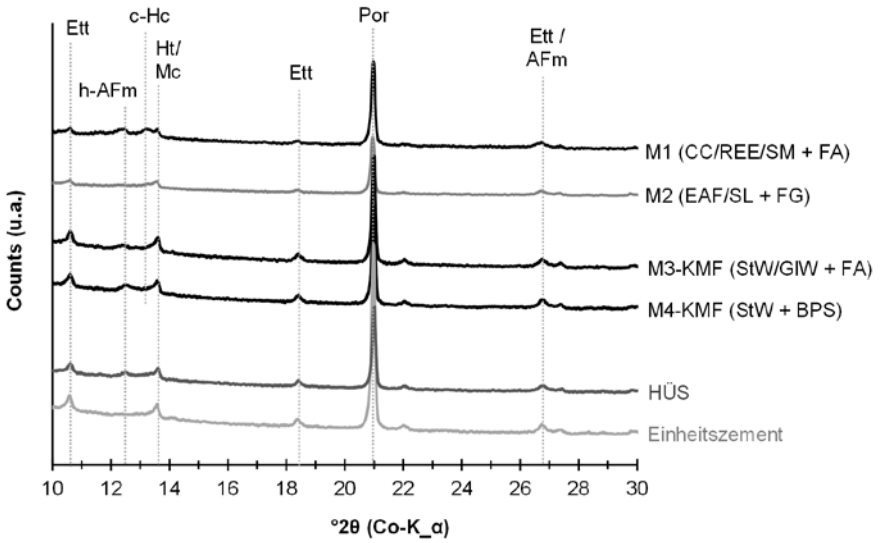


Abb. 2: Röntgendiffraktogramme von Leimproben nach 28 Tagen Hydratationsdauer. Ett: Ettringit, AFm: Aluminat-ferrit-Monosulfat-Phasen, c-Hc: karbonatisiertes Hemicarbonat, Ht: Hydrotalcit, Mc: Monocarbonat

Wie aus Abb. 3 ersichtlich erreichten alle thermochemisch aufbereiteten Schlacken die Mindestanforderung an den Aktivitätsindex nach (ÖNORM B 3309-1) von 90 % nach 28 Tagen Hydratation, wobei die KMF Proben etwas geringere hydraulische Aktivitäten aufwiesen. Der höchste Aktivitätsindex, mit 104 %, wurde bei der Mischung M1 (CC/REE/SM+FA)) bestimmt.

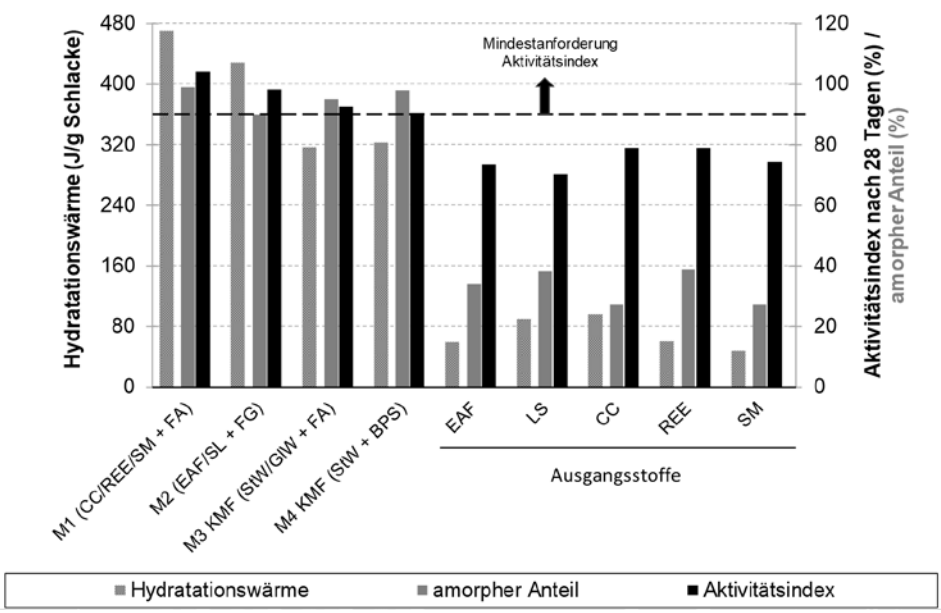


Abb. 3: Vergleich der Hydratationswärme (R3-Test) nach 7 Tagen, des Aktivitätsindex nach 28 Tagen und des amorphen Anteils

Die Aktivitätsindizes der untersuchten Hüttenreststoffe als Ausgangsmaterialien (EAF, LS, CC, REE und SM) lagen hingegen durchwegs unter 80 %, was auf eine unzureichende Reaktion im Zement schließen lässt. Der in Abb. 3 dargestellte Vergleich mit dem Glasgehalt und der im Zuge des R3 Tests bestimmten Wärmeenergie zeigt, dass durch die thermochemische Aufbereitung sehr hohe amorphe Anteile eingestellt werden konnten, was sowohl die Reaktivität, gemessen an der Hydratationswärme, als auch den Aktivitätsindex positiv beeinflusst. Der Einfluss der Hydratationswärme auf die 28 Tage Festigkeit und damit auf den Aktivitätsindex ist in Abb. 4 dargestellt. Die Ergebnisse deuten auf einen klaren Zusammenhang zwischen der freigesetzten Hydratationsenergie und dem Aktivitätsindex hin, was für die Bildung festigkeitsgebender Phasen bei der Hydratation der aufbereiteten Schlacken spricht.

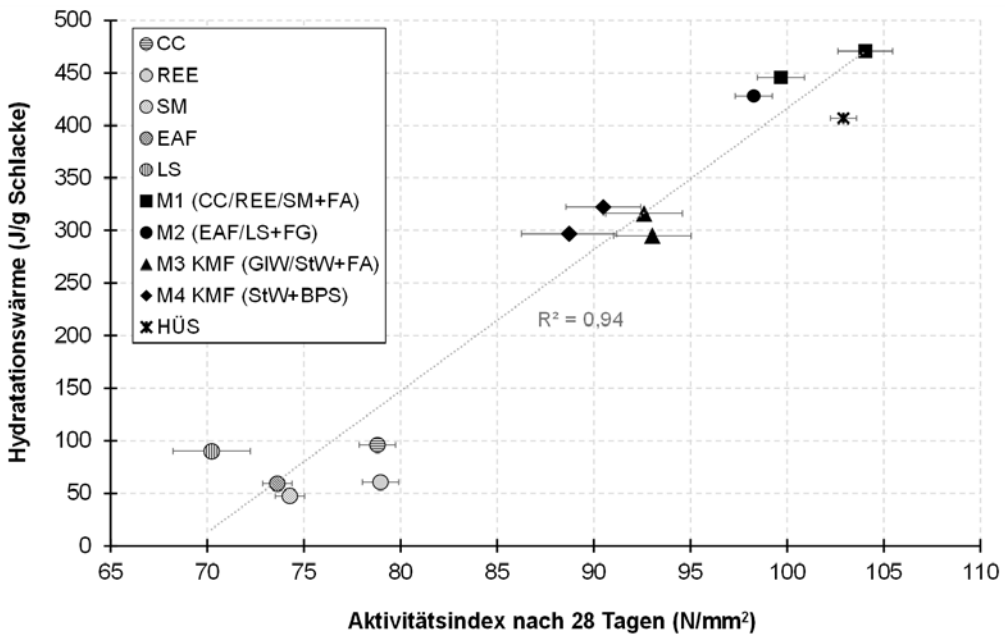


Abb. 4: Vergleich der beim R3-Test freigesetzten Wärmeenergie und des Aktivitätsindex nach 28 Tagen

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Verschiedene Reststofffraktionen aus der Stahlindustrie, sowie künstliche Mineralfasern, wurden daraufhin untersucht, ob sie mittels einer thermochemische Konversion als hydraulisches Bindemittel nutzbar gemacht werden können. Die Untersuchungen ergaben, dass ein hoher Glasanteil und eine optimierte chemische Zusammensetzung (hoher Anteil an CaO, SiO_2, Al_2O_3 und MgO, hohe (CaO+MgO)/SiO_2-Verhältnisse (>1,0) die entscheidendsten Parameter darstellen um eine ausreichend hohe hydraulische Reaktivität und damit eine gute Bindemitteleignung zu erreichen. Entsprechend konnte, gemessen am Aktivitätsindex und der freigesetzten Hydrationswärme, für die Ausgangsstoffe eine nur unzureichende Bindemitteleignung nachgewiesen werden, während durch die thermochemische Aufbereitung unter Zugabe von Korrekturstoffen und anschließender Nassgranulation eine für den Bindemitteleinsatz ausreichend reaktives SCM hergestellt werden konnte. Um die vorgestellten recycelten Reststoffkombinationen als potenzielle Bindemittelkomponenten zu etablieren, werden im Rahmen des Projekts „BitKOIN“ weiterführende Untersuchungen zur Herstellung von thermochemisch aufbereiteten, mineralwollehaltigen Reststoffen im Großversuch durchgeführt. Anschließenden erfolgen umfangreiche baustoffliche Prüfungen zur

Festigkeitsentwicklung und Dauerhaftigkeit im Beton. Die vorgestellten Ergebnisse und geplanten Untersuchungen sollen einen weiteren Schritt in Richtung CO_2-arme und energieeffiziente Baustoffkreislaufwirtschaft darstellen, für deren Ermöglichung jedoch in weiterer Folge auch rechtliche und normative Grundlagen geschaffen werden müssen.

5 DANKSAGUNG

Der vorliegende Beitrag wurde im Zuge der Forschungsprojekte „RMB“ (Pr.-Nr. 1517), gefördert vom Zukunftsfond Steiermark im Rahmen des Programms “Green Tech X”, und „BitKOIN“ (Pr.-Nr.: 897739), gefördert von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) im Rahmen des Programms „FTI-Kreislaufwirtschaft“, erstellt.

LITERATURVERZEICHNIS

Andrew, R. M. 2024. Global CO2 emissions from cement production. https://doi.org/10.5281/ZENODO.11207133

Bundeskanzleramt. Deponieverordnung 2008, Fassung vom 1.07.2024. Verfügbar unter: https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20005653

Chen, C., Xu, R., Tong, D., Qin, X., Cheng, J., Liu, J. et al. (2022). A striking growth of CO2 emissions from the global cement industry driven by new facilities in emerging countries. Environmental Research Letters, 17(4), 44007. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac48b5

Doschek-Held, K., Krammer, A., Steindl, R. F., Sattler, T. & Juhart, J. (2024). Recycling of mineral wool waste as supplementary cementitious material through thermochemical treatment. Waste Management Research.

IEA (2020). Iron and Steel Technology Roadmap (IEA, Hrsg.). Paris. Verfügbar unter: https://www.iea.org/reports/iron-and-steel-technology-roadmap Licence: CC BY 4.0

Jansen, D., Goetz-Neunhoeffer, F., Stabler, C. & Neubauer, J. (2011). A remastered external standard method applied to the quantification of early OPC hydration. Cement and Concrete Research, 41(6), 602–608. https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2011.03.004

Krammer, A. C., Doschek-Held, K., Steindl, F. R., Weisser, K., Gatschlhofer, C., Juhart, J. et al. (2024). Valorisation of metallurgical residues via carbothermal reduction: A circular economy approach in the cement and iron and steel industry. Waste Management & Research : the Journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA, 734242X241240040. https://doi.org/10.1177/0734242X241240040

Li, X., Snellings, R., Antoni, M., Alderete, N. M., Ben Haha, M., Bishnoi, S. et al. (2018). Reactivity tests for supplementary cementitious materials: RILEM TC 267-TRM phase 1. Materials and Structures, 51(6), 1–14. https://doi.org/10.1617/s11527-018-1269-x

ÖNORM B, 3309-1 (2010 12 01). Aufbereitete, hydraulisch wirksame Zusatzstoffe für die Betonherstellung (AHWZ) - Teil 1: Kombinationsprodukte (GC/GC-HS) - Nationale Anwendung der ÖNORM EN 15167-1: Austrian Standards International.

ÖNORM EN, 197-1 (2018 12 01). Zement - Teil 1: Zusammensetzung, Anforderungen und Konformitätskriterien von Normalzement: Austrian Standards International.

Scrivener, K. L., John, V. M. & Gartner, E. M. (2018). Eco-efficient cements: Potential economically viable solutions for a low-CO2 cement-based materials industry. Cement and Concrete Research, 114, 2–26. https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2018.03.015

USGS. (2023). Mineral commodity summaries 2023 (U.S. Geological Survey, Hrsg.). https://doi.org/10.3133/mcs2023

Zhang, J., Shen, H., Chen, Y., Meng, J., Li, J., He, J. et al. (2023). Iron and Steel Industry Emissions: A Global Analysis of Trends and Drivers. Environmental Science & Technology, 57(43), 16477–16488. https://doi.org/10.1021/acs.est.3c05474

Gleaning 2.0 - Vermeidung von Lebensmittelverlusten und -abfällen in der landwirtschaftlichen Primärproduktion durch professionelle Nachernten und soziale Weitergabe

Daniel Orth[1], Kevin Kaltenbrunner[1] & Christian Pladerer[1]
[1)] Österreichisches Ökologie-Institut, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im Projekt Gleaning 2.0 baute das Österreichische Ökologie-Institut gemeinsam mit dem Samariter-Bund-Österreich Landesverband Wien Kooperationen mit landwirtschaftlichen Betrieben auf um produzierte genießbare aber nicht oder nur schwer vermarktbare Lebensmittel nachzuernten. Der Samariterbund Wien, als soziale Einrichtungen, holte und verteilte die Waren von den Landwirt*innen zu Abnehmer*innen. Die Waren wurden unter anderem an Schulen geliefert und verkocht. Eine dauerhafte Kooperation zwischen landwirtschaftlichen Betrieben im Osten Österreichs und dem Samariterbund wurden etabliert. Ziel des Projektes war die Vermeidung von Lebensmittelverlusten und -abfällen in der landwirtschaftlichen Primärproduktion im Großraum Wien, Niederösterreich und Burgenland durch professionelle Nachernten, Verteilen und Verarbeiten von B-Ware mit Schulen. Weiters sollte eine Abschätzung des Potenzials der auf österreichischen Feldern verbliebenem Obst und Gemüse für die soziale Weitergabe getroffen werden.

Die Potenzialehebung von Nacherntegut für die soziale Lebensmittelweitergabe ergab aufgrund einer zu geringen Rücklaufquote kein repräsentatives Ergebnis. Die Angaben zu am Feld verbleibendem, aber genießbarem Obst und Gemüse reichten von 2 bis 40 %. Der einzige Betrieb, dessen Zahlen auf Basis einer wissenschaftlichen Erhebung basieren, gab an, dass 20 % am Feld liegen bleiben würden. Diese Zahlen hängen stark von den angebauten Feldfrüchten und der Anbauweise ab. Auch nach der Pilotphase konnte eine längerfristige Kooperation zwischen einem landwirtschaftlichen Betrieb und dem Arbeiter-Samariter-Bund sichergestellt werden. Dadurch kann auch weiterhin Ware, welche nicht für den regulären Handel bestimmt ist, weitergegeben werden.

1 EINLEITUNG

Die weltweiten Lebensmittelverluste und -abfälle in der Primärproduktion sind wesentlich höher als bisher angenommen, wobei die Verluste in der Ernte- und Nacherntephase mehr als ein Drittel der gesamten Lebensmittelabfälle weltweit ausmachen (Parfitt, Croker, & Brockhaus, 2021). Bei Obst und Gemüse sind die Verluste in diesem Lebenszyklusabschnitt im Vergleich zu anderen Lebensmitteln besonders groß (Ibid.). In Österreich gehen lt. einer Studie der Universität für Bodenkultur jährlich rd. 167.000 Tonnen an (ausgewählten) Obst und Gemüsesorten verloren (Scherhaufer, Hrad, & Obersteiner, 2016).
Österreich gehört zu den führenden europäischen Ländern hinsichtlich der Datenlage zu Lebensmittelabfällen. Diese entstehen entlang der gesamten Wertschöpfungskette – von der Landwirtschaft über Produktion und Handel bis hin zu Gastronomie und Haushalten. Jährlich landen rund eine Million Tonnen genießbarer Lebensmittel im Müll. Allein bei ausgewählten Obst- und Gemüsesorten gehen rund 167.000 Tonnen verloren, wobei die tatsächliche Menge wahrscheinlich noch höher ist, wenn man nicht marktfähige B-Ware einbezieht.

1.1 Lebensmittelverluste in der Landwirtschaft

In der Landwirtschaft verbleiben erhebliche Mengen genießbarer Lebensmittel auf den Feldern oder werden während der Logistik aussortiert. Dies betrifft vor allem Obst und Gemüse, das nicht den ästhetischen oder regulatorischen Standards entspricht. Auch tierische Produkte wie Eier sind betroffen. Die genauen Mengen sind schwer zu schätzen, da die verfügbaren Erhebungen nur eine begrenzte Anzahl von Betrieben berücksichtigen und stark von witterungsbedingten Schwankungen beeinflusst werden.

Die Gründe für das Nichtvermarkten landwirtschaftlicher Produkte sind vielfältig:

- Witterungs- und Bodenverhältnisse sowie Erntetechnik
- Vermarktungsnormen: Diese hindern Landwirte daran, einwandfreies Gemüse zu verkaufen. Ein Millimeter Durchmesser mehr oder weniger kann eine genießbare Feldfrucht aus dem Markt ausschließen.
- Konsument*innenansprüche: Ungewöhnliche Form oder Farbe von Produkten wird häufig fälschlicherweise mit geringerer Qualität assoziiert.
- Logistische Herausforderungen: Besonders bei verderblichen Produkten wie Salat sind die Landwirte gefordert, die Nachfrage entsprechend den Wetterbedingungen zu decken.

Die Anwendung von Normen und Qualitätsstandards führt zu substanziellen Verlusten entlang der Wertschöpfungskette. In Großbritannien und Deutschland erreichen geschätzte 30 % der Gemüseproduktion nicht den Markt. In der Schweiz gehen jährlich rund 303.000 Tonnen Kartoffeln verloren (Fox & Fimeche, 2013). Für Österreich werden bei Obst und Gemüse etwa 25 % am Produktionsstandort, 5 % während des Handlings und der Lagerung, 10 % bei der Distribution und 19 % bei den Konsumenten verloren (Pladerer & Hietler, 2019).

Die Produktion von Lebensmitteln ist sehr ressourcenintensiv. Lebensmittelabfälle bedeuten gleichzeitig die Vergeudung der darin gebundenen Ressourcen wie landwirtschaftliche Nutzfläche, Wasser, Energie und Arbeitskraft. Auch die Entsorgung von Lebensmittelabfällen erfordert zusätzliche Ressourcen und verursacht Umweltbelastungen, insbesondere durch Treibhausgase wie CO_2 und Methan (CH_4), das etwa 25-mal so treibhauswirksam ist wie CO_2.

Lebensmittelabfälle haben auch erhebliche ökonomische Auswirkungen entlang der gesamten Wertschöpfungskette. Ein durchschnittlicher österreichischer Haushalt wirft Lebensmittel im Wert von 300 Euro pro Jahr weg. In der Außer-Haus-Verpflegung liegt das Einsparungspotential bei etwa 9600 Euro pro Jahr. Weltweit hungern immer noch 795 Millionen Menschen, und Lebensmittelverschwendung in Industrieländern trägt zur Erhöhung der globalen Nahrungsmittelnachfrage und -preise bei, was besonders einkommensschwache Bevölkerungsgruppen in ärmeren Ländern betrifft.

2 DIE NACHERNTE ALS LÖSUNG

Das Projekt „Gleaning 2.0“ zielte darauf ab, überschüssige, regulär nicht verkaufsfähige Ware zu retten und an bedürftige Personen weiterzugeben. Ein logistisches Konzept für die Abholung und Weitergabe nachgeernteter Lebensmittel wurde zusammen mit dem Arbeiter-Samariter-Bund entwickelt.

Innerhalb der Pilotphase des Projektes wurden mehrere Nachernte-Aktionen durchgeführt. Mit der Unterstützung und dem Einverständnis der Leitung eines landwirtschaftlichen Betriebs im Marchfeld konnten Mitarbeiter*innen des Österreichischen Ökologie-Instituts in Zusammenarbeit mit ehrenamtlichen und hauptamtlichen Mitgliedern des Arbeiter-Samariter-Bundes über 4,2 Tonnen an Butternuss-, Hokkaidokürbissen und Karotten nachernten und rund 3,5 Tonnen bereits geerntete, aber nicht vermarktbare Erdäpfel abnehmen. Die gesammelten Lebensmittel wurden dann in den sozialen Einrichtungen des Arbeiter Samariter Bunds (vor allem Sozialmärkte)

weitergegeben. Einige der geernteten Kürbisse wurden zusammen mit einer Schulklasse im Rahmen eines Workshops zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen verkocht, um nochmals einen Multiplikator für die Wissensweitergabe zu schaffen.

2.1 Kooperationen mit landwirtschaftlichen Betrieben

Die Durchführung der Befragungen bzw. die Landwirt*innen zu überreden, den Fragebogen auszufüllen, hat das Projektteam vor eine beachtliche Herausforderung gestellt. Einige der befragten Bauern reagierten recht defensiv und befürchteten, für die am Feld übrig gebliebenen Lebensmittel verantwortlich gemacht zu werden. Durch aufklärende Telefonate wurde versucht, eine Vertrauensbasis zu schaffen und für eine weitere Teilnahme am Projekt zu begeistern. Einige der kontaktierten Landwirt*innen wurde bereits in der Vergangenheit öfters von Organisationen oder Privatpersonen angesprochen, ob eine Nachernte bei ihnen möglich sei oder ob sie sich gratis Ausschussware abholen könnten. Trotz des zusätzlichen Aufwands, der dabei für die Landwirt*innen entsteht, sind die meisten davon überzeugt, dass die Lebensmittelweitergabe sinnvoll ist und einen positiven Beitrag für unsere Gesellschaft leistet.

Die schiere Anzahl der Anfrage und die Unzuverlässigkeit der Personen wurde als negatives Beispiel und Herausforderung genannt. Einige Landwirt*innen würde gerne für den Handel nicht verkaufsfähige Ware weitergeben, jedoch müsste sich der Aufwand dafür in Grenzen halten. Eine übergeordnete Instanz, welche die Logistik und Koordination der Abholung und Verteilung der Lebensmittel organisieren würde (etwa nach italienischem Beispiel), könnte diese Herausforderung lösen. Es werden Mitarbeiter*innen für die Koordination, Kommunikation sowie Organisation benötigt. Zusätzlich benötigt man eine oder mehrere Transportmöglichkeiten für die Lebensmittel, welche wiederum von geschultem Personal bedient werden muss. Für die Abholung und gerechte Verteilung der gesammelten bzw. geretteten Lebensmittel wird ein großes Maß an zeitlichen Ressourcen benötigt.

Das Projekt hat es ebenfalls möglich gemacht, den legalen Handlungsbereich abzustecken und Handlungsbedarf in Gesetzgebung und Verwaltung zu identifizieren. Etwa die Formulierung der GLOBALG.A.P. Standards für Primärproduzent*innen sollte klar Stellung zu Nacherntеprozessen beziehen, um Unsicherheiten und Zweifel bei Landwirt*innen auszuräumen. Weiters könnten Regulierungen und finanzielle Anreize für Primärproduzent*innen ein wertvolles Werkzeug sein, um die Barrieren aufzuweichen und die Lebensmittelweitergabe im Primärsektor langfristig zu verankern.

3 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Gezielte Nachernteaktionen unter Einbindung von sozialen Einrichtungen bieten sich als Lösung zur Reduzierung von Lebensmittelabfällen an. Projekte wie „Gleaning 2.0“ zeigen, dass die Rettung von Lebensmitteln ökonomisch, sozial und ökologisch sinnvoll ist. Langfristige Kooperationen und die Einbindung der Gesellschaft sind entscheidend, um die Menge der Lebensmittelabfälle zu reduzieren und die Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft zu fördern. Um diese aufzubauen, bedarf es in erster Linie eines hohen Grades an Vertrauen seitens der landwirtschaftlichen Betriebe und einer verlässlichen und effizienten Logistik. Finanzielle Anreize für landwirtschaftliche Betriebe und gegebenenfalls Regulierungen haben ein hohes Potenzial, die Nachernte als Lösung zur Reduktion des Lebensmittelabfallstroms in der österreichischen Landwirtschaft zu fördern und existente Barrieren abzubauen.

LITERATURVERZEICHNIS

Fox, T., & Fimeche, C. (2013). Global food: waste not, want not. *Institution of Mechanical Engineers*.

Parfitt, J., Croker, T., & Brockhaus, A. (2021). Global Food Loss and Waste in Primary Production: A Reassessment of Its Scale and Significance. https://doi.org/10.3390/su132112087. *Sustainability*.

Pladerer, C., & Hietler, P. (2019). Lagebericht zu Lebensmittelabfällen und -verlusten in Österreich. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*.

Scherhaufer, S., Hrad, M., & Obersteiner, G. (2016). Datenlage zu Lebensmittelabfallmengen in Österreich.

KONTAKT

Daniel Orth, MA
orth@ecology.at
Abteilung Kreislaufwirtschaft, Ressourcenschonung, Abfallvermeidung
Österreichisches Ökologie-Institut
www.ecology.at

Erhebung und Vermeidung von Lebensmittelabfällen im Schulcatering

Reinhold Ottner[1], Sandra Luck[1], Elisabeth Schmied[1] & Gudrun Obersteiner[1]
[1)] Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Verschwendung von Lebensmitteln in Schulen stellt eine große Herausforderung dar, da die eingesetzten Ressourcen verloren gehen. Neben den Umweltauswirkungen ist ein weiteres Problem, dass die Schulkinder nicht die für sie vorgesehen Nährwerte konsumieren. Außerdem geht das von den Eltern oder Gemeinden dafür ausgegebene Geld verloren. In Zusammenarbeit mit Caterern, Schulbehörden, Elternvertretungen, Schulleitungen und anderen Beteiligten wurde eine umfassende Datenerhebung durchgeführt, um die Entstehung und Zusammensetzung von Lebensmittelabfällen zu verstehen. Weiters wurden Maßnahmen zur Reduktion von Lebensmittelabfällen entwickelt, in mehreren Schulen umgesetzt und begleitet. Die Erhebungen zeigen, dass im Bereich Schulessen durch verschiedene Maßnahmen der Anfall von Lebensmittelabfällen gesenkt und damit positive Effekte auf die Atmosphäre beim Essen erzielt werden können.

1 EINLEITUNG

Die Verschwendung von Lebensmitteln stellt weltweit eine große Herausforderung dar. Schätzungen zufolge, fallen über alle Schritte der Wertschöpfungskette hinweg betrachtet etwa ein Drittel aller Lebensmittel als Abfall an (FAO 2011). Auch in der Schulverpflegung stellt das Problem der Lebensmittelabfälle eine große Herausforderung dar, da die Ressourcen, die im Zuge des Anbaus, des Transports, der Lagerung und der Zubereitung eingesetzt werden, verloren gehen. In Zusammenarbeit mit Caterern, Schulbehörden, Elternvertretungen, Schulleitungen und anderen Beteiligten wurde eine umfassende Datenerhebung durchgeführt, um die Entstehung und Zusammensetzung von Lebensmittelabfällen aus Schulen zu verstehen.

2 DATEN UND METHODIK

2.1 Erhebung des Status Quo

In der ersten Erhebungsphase wurden in 20 Schulen eintägige Erhebungen durchgeführt. Schwerpunkt waren dabei öffentliche Schulen der Stadt Wien (Volksschulen sowie Mittelschulen) die durch Caterer versorgt werden und das Essen vor Ort in Sattelitenküchen aufwärmen. Zudem war ein privater Bildungscampus mit eigenständiger Küche Teil der Erhebung. In den Schulen wurden einen Tag lang sämtliche anfallenden Lebensmittelabfälle nach Ort des Anfalles (Tellerreste, Ausgabereste, nicht ausgegebene Speisen) und nach Speisekomponenten (Nudeln, Sauce Bolognese, Kuchen, etc.) sortiert und verwogen. Die Komponenten wurden im Zuge der Auswertung neun verschiedenen Lebensmittelgruppen (Fisch/Fleisch, Milchprodukte, Gemüse, Obst, Suppen, Sättigungsbeilage, Salat, Süßspeisen, Sonstiges) zugeordnet (Abbildung 1). Weiters wurden die am Erhebungstag angelieferten Mengen an Lebensmitteln erfasst (berechnet aus den Lieferscheinen bzw. verwogen) und aus den gemeinsamen Daten eine „Verlustquote“ berechnet (Gewicht entsorgtes Essen dividiert durch das Gewicht des angelieferten Essens).
Zusätzlich wurde in den Schulen eine Umfeldanalyse durchgeführt. Dabei wurde unter Anderem der Ablauf der Speisenausgabe, der Bestellvorgang, anwesende und fehlende (aber zum essen angemeldete) Kinder am Erhebungstag sowie Parameter zu Atmosphäre und Lautstärke im Speisesaal erhoben um daraus mögliche Einflussfaktoren auf den Speiseabfallanfall ableiten zu können.



Abb. 1: Sammlung und Verwiegung von Speiseresten

2.2 Entwicklung und Erprobung von Maßnahmen

In einer zweiten Projektphase wurden Lebensmittelabfallvermeidungsmaßnahmen erarbeitet und in acht Schulen umgesetzt. Über einen Zeitraum von drei Wochen (eine Woche Basiserhebung und zwei Wochen Maßnahmenumsetzung) wurden die Lebensmittelabfälle in diesen Schulen getrennt gesammelt und täglich verwogen. Die „nicht ausgegeben Speisen“ und in einer Schule die „Ausgabereste der Suppe“ wurden separat erhoben. Nach den drei Wochen wurden in den Schulen Befragungen über die Wahrnehmung der Maßnahmen mit Kindern, Lehrern und Küchenpersonal durchgeführt. Parallel dazu wurden im selben Zeitraum Erhebungen in Referenzschulen durchgeführt, um zufällige Änderungen in den Abfallmengen aufgrund der Umstände wie Witterung, Schulablauf etc. ausschließen zu können. Die Ergebnisse der Maßnahmen wurden in weiterer Folge im Vergleich zu den Referenzschulen gesetzt.
Als Maßnahmen wurden „Familientische“ (Essen wird am Tisch angeboten, Betreuungspersonal sitzt beim Essen mit am Tisch), „Suppentische“ (nur die Suppe wird am Tisch angeboten, restliches Essen am Buffet), „Verringerung der Portionsgrößen“ (gemeinsam mit Schulpersonal und Caterer werden die Bestellmengen Komponentenweise anhand von Erfahrungswerten reduziert), „Umstellung vom Ausgabesystem“ (von Ausgabe durch das Personal auf Buffet), „Informations Plakate“ (mit Botschaften zur Vermeidung von Tellerresten) und „Lärmreduktion im Speisesaal“ (durch eine fünf minütige Ruhezeit zu Beginn der Essenszeit) durchgeführt.

3 ERGEBNISSE

3.1 Status Quo

Gesamt konnten knapp 1.100 kg Abfälle sortiert werden. Im Mittel ergab sich eine Verlustquote von 42 %. Die Verlustquoten hatten eine Spannweite von 70 % (Volksschule) bis 11 % (privater Bildungscampus über alle Schulstufen mit eigener Küche). Im Schnitt waren 25 % der Verluste Tellerreste, 30 % Ausgabe- und Buffetreste und der größte Anteil mit 45 % nicht ausgegebene Speisen (Abbildung 2).

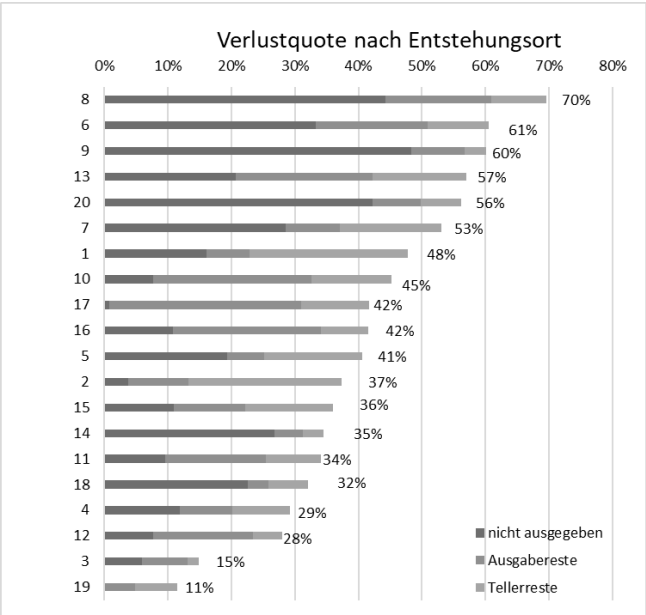


Abb. 2: Verlustquoten nach Bereichen

Im Zuge der Umfeldanalyse konnte festgestellt werden, dass 11 % der zum Essen angemeldeten Kinder nicht beim Essen anwesend (z.B. aufgrund von Krankheiten) waren.

3.2 Maßnahmen

Bis auf eine Anpassung der Speisemengen brachten keine Maßnahmen einen messbaren Effekt bei der Verringerung der Lebensmittelabfälle. Durch die „Verringerung der Portionsgrößen“ konnten die Abfälle um 5 – 10 % reduziert werden (Abbildung 3).

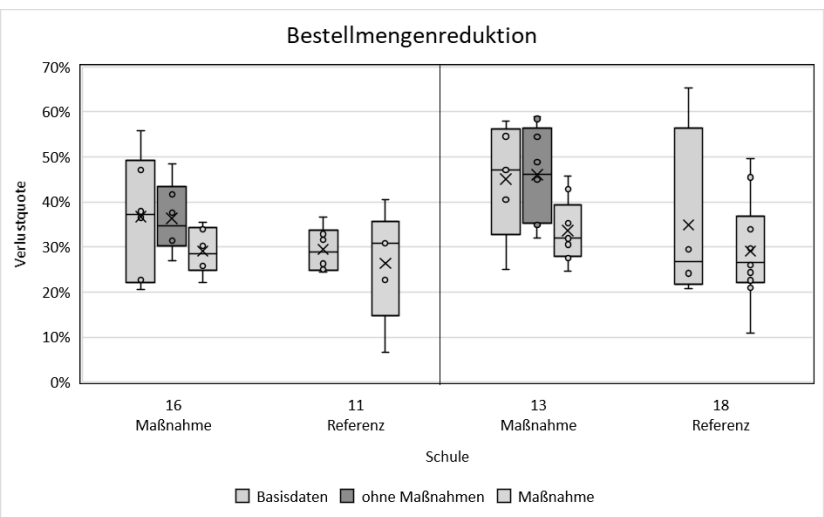


Abb. 3: Verlustquoten vor und nach Bestellmengenreduktion

Durch die begleitenden Befragungen konnten jedoch auch positive Effekte auf die Atmosphäre beim Essen und das Essverhalten der nachgewiesen werden. Folgende Maßnahmen wurden von mehr als 50 % der Kinder als positiv bewertet:

- Kindern gefällt die Maßnahme besser als der Status quo (Familientische, Ruhezeit im Speisesaal, Umstellung vom Ausgabesystem),
- Kinder haben gefühlt mehr Zeit zum Essen (Familientische, Ruhezeit im Speisesaal),
- Kinder kosten Speisen die sie sonst nicht gekostet hätten (Familientische),
- Kinder nehmen öfters nach (Familientische).

Insgesamt wurden 105 Tage Basiserhebungen bzw. Erhebungen in Referenzschulen durchgeführt, die sich daraus ergebende Verlustquote beträgt 34 %.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Erhebungen zeigen, dass man im Bereich Schulessen durch verschiedend Maßnahmen den Anfall an Lebensmittelabfällen senken und positive Effekte auf die Atmosphäre beim Essen erzielen kann. Unterschiede in den Verlustquoten zwischen Basiserhebung und Maßnahmenerhebung konnten jedoch nur für die Maßnahmen „Verringerung der Portionsgrößen“ gezeigt werden. Hier gibt es großes Potential in der Verringerung von Lebensmittelabfällen, wenn zielgerichtet erfahrungsgemäß zurückbleibende Komponenten der Gerichte reduziert werden (Suppen, Salate, Croutons, etc.). Bei den Befragungen konnten jedoch auch für andere umgesetzte Maßnahmen positive Effekte auf die Zufriedenheit der Kinder und die Atmosphäre im Speisesaal festgestellt werden. Es hat sich herausgestellt, dass bedingt durch die hohe tägliche Variabilität der Verlustquoten (bis zu 50 % in einer Schule innerhalb von drei Wochen) große Unterschiede mit einer Erhebung der Abfälle über fünf bzw. zehn Tage sichtbar sind. Um Maßnahmen mit geringeren Einflüssen quantifizieren zu können ist es notwendig, die Erhebungen (sowohl im Basiszeitraum als auch im Maßnahmenzeitraum) deutlich zu erweitern. Hier hat sich gezeigt, dass durch zusätzliche Befragungen eine Wissenslücke geschlossen werden kann und qualitative Auswirkungen der gesetzten Maßnahmen beobachtet werden können.

5 DANKSAGUNG

Das Projekt Köstlich! – Lebensmittelabfallvermeidung im Schulcatering wurde gefördert von der Abfallvermeidungsförderung der Verpackungs- und Verwertungssysteme und kofinanziert von der Wiener Umweltschutzabteilung - MA 22

LITERATURVERZEICHNIS

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2011) Global food losses and food waste. Extent, causes and prevention. Rome.

KONTAKT

Reinhold Ottner
reinhold.ottner@boku.ac.at
+43 1 47654-81343
Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft
Universität für Bodenkultur Wien
https://boku.ac.at/wau/abf

LOWINFOOD: Quantifizierung von Emissionsreduktionen durch Lebensmittelabfallvermeidung

Silvia Scherhaufer[1], Nadine Brunnhuber[1] & Gudrun Obersteiner[1]
[1)] Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Durch Maßnahmen zur Reduktion von Lebensmittelabfällen, können Treibhausgasemissionen insbesondere durch die vermiedene Primärproduktion von neuen Lebensmitteln reduziert werden. Ergebnisse zu zwei Maßnahmen zur Lebensmittelabfallvermeidung werden vorgestellt. Durch Weiterverarbeitung und -verkauf von Überschussware können 0,43 kg CO_2-Äquivalente pro kg vermiedene Lebensmittelabfälle eingespart werden. Durch die Verwendung einer App, die ein besseres Management von Lebensmitteln in Haushalten fördert, können 1,76 kg CO_2-Äquivalente pro kg vermiedene Lebensmittelabfälle eingespart werden.

1 EINLEITUNG

Derzeit wird davon ausgegangen, dass etwa ein Drittel der für den menschlichen Konsum produzierten Lebensmittel unverzehrt als Abfall anfallen (FAO 2011). In der EU wurden zuletzt 131 kg Lebensmittelabfälle pro Einwohner*in und Jahr gemeldet (Eurostat 2023). Die Erzeugung dieser Lebensmittel erfordert den Einsatz von Ressourcen wie Brennstoffen, Land, Wasser und Rohstoffen, die mit wirtschaftlichen und ökologischen Auswirkungen verbunden sind. Bedeutende Emissionsquellen sind landwirtschaftliche Prozesse wie die Ausbringung von Düngemitteln und die Viehzucht, aber auch der mit Verarbeitungs-, Transport-, Kühl- und Lageraktivitäten verbundene Energie- und Ressourcenverbrauch spielt eine wesentliche Rolle. Werden Lebensmittel verschwendet bzw. entsorgt, werden somit auch die wertvollen Ressourcen und Energie für deren Produktion verschwendet.
Lebensmittelabfälle können durch bessere Planung, Verhaltensänderung der Verbraucher*innen (z.B. rechtzeitiger Verzehr oder Haltbarmachen) oder Umverteilung (z.B. Verteilung von Überschussware) vermieden werden. Werden Lebensmittel effizienter genutzt, hat dies zur Folge, dass insgesamt weniger Lebensmittel produziert werden müssen, um die gleiche Anzahl an Menschen zu ernähren. Diese verminderte Produktion bedingt Ressourcen- und Emissionseinsparungen.
Im Rahmen des EU-Projekts LOWINFOOD wurde ein Monitoring von insgesamt 15 Demonstrationsprojekten zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen durchgeführt. Dabei wurden die Abfallmengen jeweils vor und nach dem Umsetzen der Maßnahmen ermittelt und so potenzielle Emissionseinsparungen quantifiziert. Die Evaluierung erfolgte in einem inter- und transdisziplinären Ansatz. In diesem Konferenzbeitrag werden zwei der 15 Demonstrationsprojekte vorgestellt, die in Österreich umgesetzt wurden. Deren Umweltauswirkungen werden nachfolgend dargestellt.

2 METHODE

Die Umweltauswirkungen werden mit Hilfe der Lebenszyklusanalyse (Ökobilanz, engl. Life Cycle Assessment) berechnet. Die Ökobilanz ist eine systematische Methode zur Bewertung der potenziellen Umweltauswirkungen von Produkten und Produktsystemen, die durch die Nutzung von Ressourcen und die Freisetzung von Emissionen in allen Phasen der Lieferkette verursacht werden, von der Gewinnung von Rohstoffen bis zur Abfallentsorgung am Ende des Lebenszyklus (cradle-to-grave).
Umweltwirkungskategorien wie Klimawandel, Versauerung, Eutrophierung, Land-, Wasser- und Ressourcennutzung wurden anhand der PEF-Methode („Product Environmental Footprint“-Methode von European Commission (2021)) bzw. nach dem Prinzip zur Bewertung von

Lebensmittelabfallvermeidung des JRC (Caldeira et al. 2019) ermittelt. Dabei wurden zwei Szenarien verglichen:

- „No Action Scenario“: es werden Lebensmittelabfälle produziert
- „Prevention Action Scenario“: es werden Lebensmittelabfälle vermieden.

Im Falle von Maßnahmen zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen sind die folgenden Elemente zu berücksichtigen, basierend auf Caldeira et al. (2019):

- A. Vermiedene Umweltauswirkungen, die mit der Produktion der nicht mehr gekauften Lebensmittel verbunden sind,
- B. Vermiedene Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit den Abfallbehandlungsverfahren, die stattgefunden hätten, wenn die Lebensmittel verschwendet worden wären (und vermiedene Gutschriften für etwaige Sekundärprodukte wie Strom, Wärme oder Kompost), und
- C. Umweltauswirkungen, die durch die Durchführung der Maßnahme verursacht werden.

Die ersten beiden Komponenten führen zu einer Reduktion der Umweltauswirkungen (oder Erhöhung bei vermiedenen Gutschriften), während die letzte Komponente zu einer Verstärkung der Umweltauswirkungen führt; die algebraische Summe der drei Komponenten ergibt daher die Netto-Emissionen. Positive Netto-Emissionen entsprechen einer Belastung und negative Netto-Emissionen einer Entlastung für die Umwelt. Die funktionelle Einheit des Systems ist 1 kg (essbare) Lebensmittel, die nicht verschwendet werden (1 kg vermiedene Lebensmittelabfälle).
Die Umweltwirkungskategorien wurden für die Interpretation der Ergebnisse normalisiert und nach dem im PEF angegebenen Faktoren gewichtet (European Commission 2021).

3 ZIEL UND UNTERSUCHUNGSRAHMEN

3.1 Innovation „Unverschwendet“

Die Innovationsmaßnahme „Unverschwendet“ wurde vom österreichischen Unternehmen Unverschwendet GmbH durchgeführt, welches seit 2016 Überschussware aus dem Lebensmittelsektor erfolgreich weiterverteilt. Das Unternehmen kauft Überschussware aus der Lebensmittelproduktion und -verarbeitung und verarbeitet die Ware bei Bedarf weiter, um sie an geeignete Abnehmer weiter verkaufen zu können (z.B. aus aussortierten essbaren Äpfeln wird Apfelmus). Logistik und Lagerung sind dabei essentielle Kostenfaktoren, die nur ein gut etabliertes und flexibles Netzwerk an Kooperationspartner*innen tragen können. Die zum Teil leicht verderbliche Ware (frisches Obst und Gemüse) muss schnell geeignete Abnehmer*innen finden. Aufgrund des jahrelangen Erfahrungsschatzes des Unternehmens kann eine weitere Verteilung der Ware erfolgreich umgesetzt werden. Großunternehmen als Abnehmer*innen haben sich dabei als effizienter herausgesellt, als viele kleine Abnehmer*innen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass nur jene Ware weiterverteilt und verkauft wird, die auch einen Abnehmer*innen findet und die nicht an soziale Unternehmen (z.B. Wiener Tafel) gespendet wird.

Während des Projektes konnte das Unternehmen sein Netzwerk weiter ausbauen und die Mengen an verteilter Ware erheblich steigern. Ein treibender Faktor war hierbei, dass ein Großunternehmen als Abnehmer*in gewonnen werden konnte. Die Verteilung von Überschussware in großen Mengen (>1000 kg) ermöglicht eine effizientere Logistik, als viele Abnehmer*innen von kleinen Mengen (z.B. Restaurants). Im Jahr 2023 konnten 370.000 kg Obst und Gemüse, die als Überschussware angefallen sind, gerettet und weiterverkauft werden (Scherhaufer et al. 2024). Um die Überschussware dem aktuellen Bedarf gerecht zu werden oder um die Haltbarkeit zu erhöhen, wurde sie großteils verarbeitet.

Für die Kalkulation der Umweltauswirkungen bzw. der Emissionseinsparungen wurden daher die Aufwendungen für den zusätzlichen Transport berücksichtigt (C), die Emissionen aus der

vermiedenen Abfallentsorgung über die Kompostierung und Biogasanlage (B) sowie aus der vermiedenen Lebensmittelproduktion von Obst und Gemüse (A). (siehe Abbildung 1).

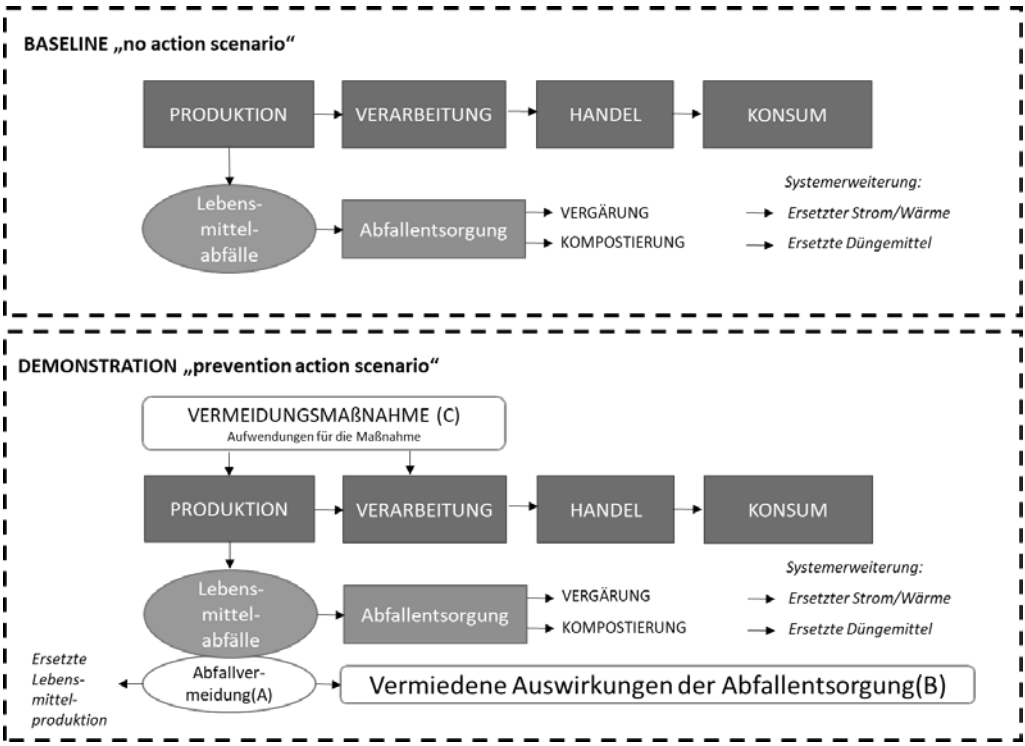


Abb. 1: Veranschaulichung der Berechnung der "Netto-Umwelteinsparungen" durch Maßnahmen zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen, durch den Vergleich eines Szenarios, in dem keine Maßnahmen ergriffen werden „no action scenario“, mit einem Szenario mit Vermeidungsmaßnahmen „prevention action scenario“ unter Angabe der sich unterscheidenden Elemente (A, B, C) auf der Grundlage von Caldeira et al. (2019)

3.2 Innovation „CozZo App“

Die mobile Anwendung namens „CozZo“ kombiniert einen digitalen Einkaufsplaner mit automatisierten Vorratslisten für Lebensmittel und Haushaltswaren. Darüber hinaus bietet sie Funktionen wie Rezeptsammlung- und suche, Speiseplanerstellung sowie Erinnerungen zur Verwendung von Lebensmitteln nahe des Verfalldatums. Über das Einscannen von Kassazettel und/oder Produktstrichcodes können die Vorratslisten automatisch angepasst werden. Die automatische Eingabe muss manuell ergänzt werden, da Informationen zu Mindesthaltbarkeits- oder Verbrauchsdaten, Gebindegröße und eingekaufte Menge nicht automatisch einzulesen sind. Dieser manuelle Aufwand der Nutzer*innen für das Produktmanagement wird mit Vorschlägen und automatischen Aktualisierungsalgorithmen, die auf prädiktiver, selbstlernender Technologie beruhen, reduziert. Die App soll helfen, Produkte in der richtigen Menge einzukaufen und damit Überschüsse bzw. zu viel gekaufte Lebensmittel zu vermeiden, Produkte rechtzeitig (vor Verfall) zu konsumieren damit weniger im Abfall landet und neue Fertigkeiten zur Zubereitung von Lebensmitteln zu lernen und damit Reste zu verwerten.
Um den Einfluss der App-Nutzung auf die Abfallmengen festzustellen, wurde sie von Haushalten in Österreich, Finnland und Griechenland über mehrere Wochen getestet. Dabei wurde vor der App-Testung und gegen Ende jeweils die Abfallmenge der Haushalte über eine Woche erhoben.

In Österreich nahmen insgesamt 19 Haushalte in den Jahren 2022 und 2023 teil. Im Mittel konnte ein Rückgang der Lebensmittelabfallmenge von 61% in den teilnehmenden Haushalten in Österreich festgestellt werden (Mesiranta et al. 2023). Hierbei muss allerdings berücksichtigt werden, dass externe Faktoren wie beispielsweise erhöhter Außer-Haus-Verzehr oder ungeplante Essenseinladungen das Aufkommen an Lebensmittelabfällen und somit die Ergebnisse beeinflussen können.
Für die Kalkulation der Umweltauswirkungen bzw. der Emissionseinsparungen wurden die Aufwendungen für die Nutzung der App auf einem IT-Gerät berücksichtigt (C), die Emissionen aus der vermiedenen Abfallentsorgung vorwiegend über die Abfallverbrennung (B) und aus der vermiedenen Lebensmittelproduktion (A).

4 ERGEBNISSE

Das Treibhausgaspotenzial beträgt bei der Vermeidungsmaßnahme „Unverschwendet“ -1,76 kg CO_2-Äquivalente (CO_2e) pro kg vermiedene Lebensmittelabfälle und -0,43 kg CO_2e pro kg vermiedene Lebensmittelabfälle bei der Vermeidungsmaßnahme „CozZo App“ (siehe Abb. 2). Bei beiden Innovationen resultiert der Großteil der Emissionseinsparungen aus der vermiedenen Lebensmittelprimärproduktion. Bei „CozZo App“ ist dieser Anteil größer, da sich die vermiedenen Lebensmittelabfälle aus einem Mix aus tierischen und pflanzlichen Lebensmittelprodukten zusammensetzt, die insgesamt höhere Emissionsfaktoren aufweisen. Im Gegensatz dazu handelt es sich bei den durch „Unverschwendet“ verarbeiteten und weiterverteilten Lebensmitteln vor allem um Obst und Gemüse, welche vergleichsweise geringere Emissionsfaktoren aufweisen. Die Aufwände der Maßnahme selbst (Software-Nutzung, Transport), spielen in beiden Innovationen eine vernachlässigbare Rolle für die Gesamtemissionen.
Die Emissionen aus der Entsorgung der Lebensmittelabfälle sind im Fall der „CozZo App“ negativ, da ein Großteil der Lebensmittel aus den Test-Haushalten über die Restmülltonne entsorgt wird. Es wird angenommen, dass dieser Teil in Abfallverbrennungsanlagen entsorgt wird. Aufgrund des hohen Wassergehalts von Lebensmittelabfällen werden keine Gutschriften aus der Verbrennung berücksichtigt. Das heißt, die Einsparungen sind größer, wenn die Lebensmittelabfälle vermieden werden und daher nicht über den Restmüll entsorgt werden. Im Fall von „Unverschwendet“ ergeben sich allerdings positive Emissionen aus der Abfallentsorgung. Das ist damit begründet, dass überschüssiges Obst und Gemüse aus der landwirtschaftlichen Produktion großteils über die Kompostierung oder die Biogasanlage entsorgt wird und damit Sekundärprodukte wie Strom, Wärme und Kompost erzeugt werden, die wiederum in CO_2-Einsparungen resultieren. Wenn dieser Entsorgungsweg wegfällt, weil die Lebensmittel nicht weggeworfen, sondern weiter genutzt werden, können auch keine Sekundärprodukte erzeugt werden. Die Emissionseinsparungen durch die vermiedene Lebensmittelproduktion überwiegen jedoch die Emissionen aus der Abfallbehandlung. Somit überwiegt in Hinblick auf die Umweltauswirkungen die Lebensmittelabfallvermeidung die Kompostierung oder Vergärung dieser Abfälle.

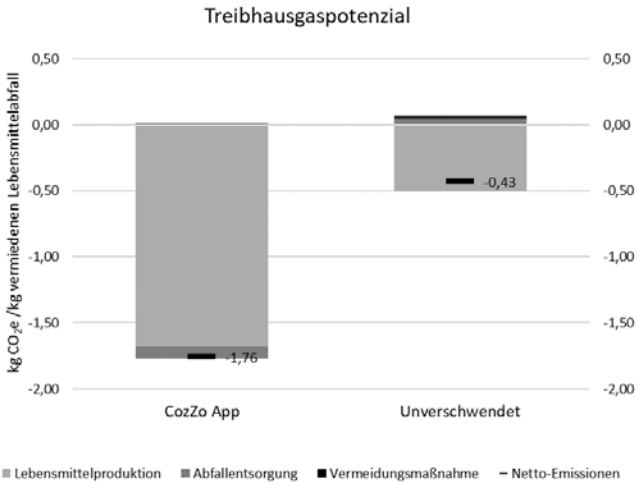


Abb. 2: Treibhausgaspotenzial der Innovationen „CozZo App“ und „Unverschwendet“ in kg CO_2-Äquivalente (CO_2e) pro kg vermiedene Lebensmittelabfälle

Um die Bedeutung für die einzelnen Umweltwirkungskategorien festzustellen, wurden die einzelnen Ergebnisse normalisiert und gewichtet. Abb.3 zeigt, dass die Bedeutung des Treibhauspotenzials (GWP=Global Warming Potential) im Vergleich zu den anderen Kategorien am größten ist, gefolgt vom Wasserverbrauch und Verbrauch von fossilen Ressourcen, wobei es hier Unterschiede bei den betrachteten Innovationen gibt.

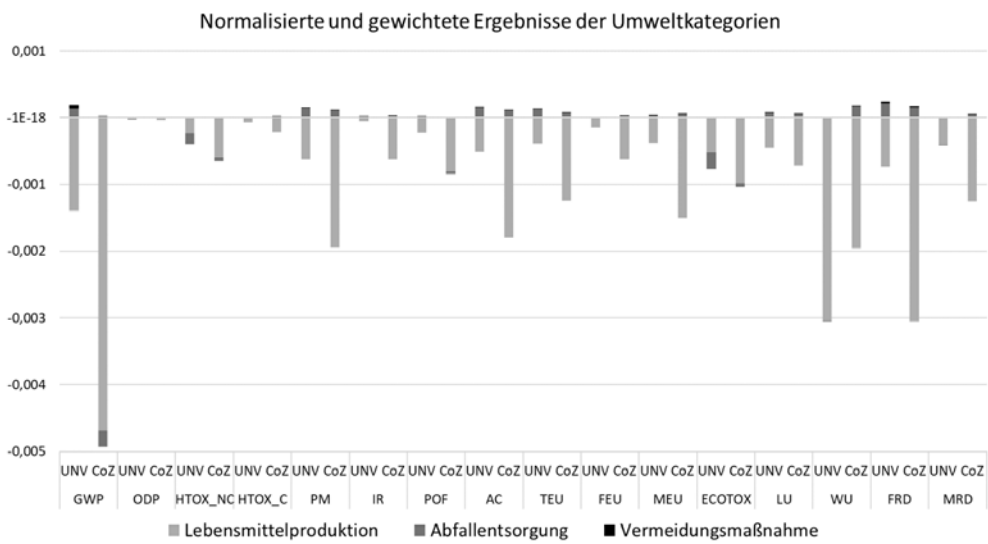


Abb. 3: Normalisierte und gewichtete Ergebnisse der Innovationen „CozZo App“ (CoZ) und „Unverschwendet“ (UNV) für folgende Umweltkategorien: GWP = global warming potential, ODP = ozone depletion potential, HTOX_NC = human toxicity non-cancer effects, HTOX_c = human toxicity cancer effects, PM = particulate matter, IR = ionizing radiation, POF = photochemical ozone formation, AC = acidification, TEU = terrestrial eutrophication, MEU = marine eutrophication, FEU = freshwater eutrophication, ECOTOX = freshwater ecotoxicity, LU = land use, WU = water scarcity, FRD = abiotic depletion potential fossil, MRD = and abiotic depletion potential ultimate

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Maßnahmen zur Reduktion von Lebensmittelabfällen, wie Weiterverarbeitung und -verkauf von Überschussware („Unverschwendet“) sowie besseres Management von Lebensmitteln in Haushalten („CozZo App“) reduziert Treibhausgasemissionen vor allem durch die vermiedene Produktion von neuen Lebensmitteln. Die Aufwände der Maßnahme (Nutzung von IT, zusätzlicher Transport) sind in Relation zu den erreichten Emissionsreduktionen vernachlässigbar.
Bei einer geretteten Gesamtmenge von 360.000 kg Lebensmittel im Jahr 2023 durch „Unverschwendet“, wäre das ein Gesamteinsparpotential von 159 Tonnen CO_2-Äquivalente. Bei der „CozZo App“, bei der in etwa 600 g Lebensmittelabfälle pro Woche vermieden werden können, können etwa 54 kg CO_2-Äquivalente pro Haushalt und Jahr eingespart werden. Das Potenzial zur Reduktion von Lebensmittelabfällen ist groß. Die dadurch erreichten Emissionseinsparungen können einen wesentlichen Beitrag zur Erreichung der Klimaziele leisten.

6 DANKSAGUNG

LOWINFOOD (www.lowinfood.eu) wird durch das Forschungs- und Innovationsprogramm Horizon 2020 der Europäischen Union unter der Fördervereinbarung Nr. 101000439 gefördert. Die in diesem Dokument geäußerten Ansichten und Meinungen liegen in der alleinigen Verantwortung der Autor*innen und spiegeln nicht unbedingt die Ansichten der Europäischen Kommission wider

LITERATURVERZEICHNIS

FAO (2011). Global food losses and food waste. Extent, causes and prevention. Rome.
Caldeira, C., De Laurentiis, V., Sala, S. (2019). Assessment of food waste prevention actions, EUR 29901 EN, JRC Technical Reports. Joint Research Centre, Luxembourg
European Commission (2021). COMMISSION RECOMMENDATION (EU) 2021/2279 of 15 December 2021 on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations.
Eurostat (2023). Food waste estimates for the year 2021. (env_wasfw)
Mesiranta, N., Närvänen, E., Scherhaufer, S., Ladurner, T., Obersteiner, G., Chroni, C., Lasaridi, K., Dimitrov, I. (2023). Report on the demonstration of the CozZo application. Deliverable 5.10 of the Horizon 2020 Project LOWINFOOD.
Scherhaufer, S., Diesenreiter, C., Schmied, E., Brunnhuber, N. (2024). Guidelines for surplus food redistribution. Deliverable 2.5 of the Horizon2020 Project LOWINFOOD.

KONTAKT

Silvia Scherhaufer
silvia.scherhaufer@boku.ac.at
01 47654-81334
Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft
BOKU Universität
https://boku.ac.at/wau/abf

Forschungsprojekt Erdbewegung: Der Weg vom Bodenaushub zum (Lehm-)Baustoff

Tudor Dobra[1] & Ute Muñoz-Czerny[1]
[1)] IBO – Österreichisches Institut für Bauen und Ökologie GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Herstellung und der Transport von Baumaterialien sind oftmals energieintensiv und verursachen hohe CO_2-Emissionen. Regional vorhandener Lehm kann bei entsprechender Aufbereitung und Verarbeitung konventionelle Materialien ersetzen. Die Nutzung von Aushubmaterial als Lehmquelle und die damit verbundene Reduktion von zu deponierendem Abfall stellt in Kombination mit dem hohen Kreislaufführungspotenzial der Lehmbaustoffe am Ende der Nutzungsphase ein besonders interessantes Szenario dar. Allerdings sind aktuell mehrere Hindernisse (bspw. die rechtliche Situation bzgl. Abfallende sowie das Fehlen von einheitlichen Prüfsystemen) vorhanden, welche eine großflächige Umsetzung in der Praxis erschweren bzw. zum Teil sogar komplett verhindern. Das Forschungsprojekt Erdbewegung hat es sich daher zum Ziel gesetzt, durch die Entwicklung und Implementierung verschiedener innovativer Ansätze den breiten Einsatz von Lehm als Baustoff zu erleichtern.

1 EINLEITUNG

Der Bausektor ist sowohl im Green Deal (Europäische Komission, 2019) als auch im Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft (Europäische Komission, 2020) der Europäischen Union als Schlüsselindustrie genannt. Gewinnung, Produktion und Transport von Baumaterialien sind mit erheblichem Energie- und Ressourcenaufwand verbunden und gehören daher auch zu den bedeutendsten Emittenten von CO_2. Auch mit der Entsorgung von Abbruch- und Aushubmaterialien gehen erheblichen Belastungen einher.
Allein in Österreich fielen im Jahr 2022 rund 44 Mio. t Aushubmaterialien an, das entspricht nahezu 60 % des gesamten Abfallaufkommens, wobei sowohl die absolute Menge pro Jahr als auch der Anteil am Gesamtaufkommen aller Abfälle eine ansteigende Tendenz zeigt. Ein erheblicher Anteil des Aushubs wird, wie in Abbildung 1 ersichtlich, deponiert (BMK, 2024). Mit der Deponierung gehen oft lange Transportwege einher, die wiederum zur Erhöhung der CO_2- und Lärmemissionen führen.

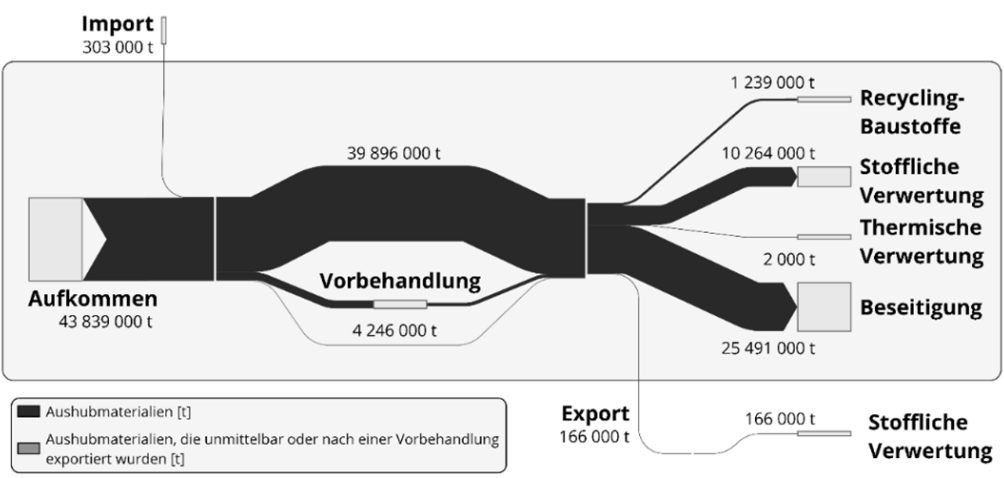


Abb. 1: Aufkommen und Behandlung von Aushubmaterialien in Österreich im Jahr 2022 (BMK, 2024)

Ein interessanter, im mitteleuropäischen Raum aber bisher nur vereinzelt genutzter Baustoff ist Lehm. Die Einsatzbereiche sind vielfältig und reichen von Verputz und Estrich bis zu wandbildenden Anwendungen. Das Material ist vielerorts regional verfügbar, bedarf keines hohen Energieeinsatzes im Rahmen der Herstellung und eignet sich für die Kombinationen mit nachwachsenden Dämmstoffen. Die einfache Instandhaltung während der Nutzungsphase des Gebäudes sowie das hohe Wiederverwendungs- und Verwertungspotenzial im Zuge des Rückbaus sind weitere positive Aspekte. Die Nutzung von Aushubmaterial als Lehmquelle stellt dabei ein besonders interessantes Szenario dar, da hierbei im Optimalfall das Material unmittelbar vor Ort gewonnen, aufbereitet und an gleicher Stelle als Baustoff eingesetzt werden kann.

2 FORSCHUNGSPROJEKT ERDBEWEGUNG

Das übergeordnete Ziel des Projekts ist die Ausweitung der Lehmanwendung im Baubereich, welche durch innovative Ansätze in verschiedenen Bereichen erreicht werden soll. Ein wesentlicher Hinderungsgrund für den Einsatz von Lehm ist die unsichere rechtliche Lage bei dessen (bautechnischer) Anwendung. Neben einer Recherche zu international vorhandenen regulatorischen Rahmenbedingungen und deren Anwendbarkeit in Österreich soll – u.a. durch die Erarbeitung entsprechender normativer Grundlagen – die Schaffung einer besseren Rechtssicherheit beim Einsatz von Lehmbaustoffen erwirkt werden. Die Konzeption einer Drehscheibe für als Baustoff nutzbares Aushubmaterial soll eine gezielte Nutzung als Lehmquelle ermöglichen und die relevanten Stakeholder entlang der Wertschöpfungskette miteinander vernetzen. Durch eine Ergänzung bzw. Anpassung der Methodik zur Beurteilung der Umweltauswirkungen sollen diese für regional, in Kleinstmengen produzierte und distribuierte Bauprodukte besser dargestellt werden können. Die Entwicklung eines Bausystems aus Holz, nachwachsenden Dämmstoffen und Lehm in Fertigteilbauweise für den mehrgeschossigen Wohnbau ist ebenfalls vorgesehen und kann diese ökologische Bauweise vereinfachen und somit Bauvorhaben beschleunigen. Schließlich sollen durch den Ausbau vorhandener Aus- & Weiterbildungsmaßnahmen im akademischen Bereich sowie der Schaffung einer anerkannten Ausbildung für Handwerker ein möglichst breites Angebot an Schulungsinitiativen im Lehmbau etabliert werden.

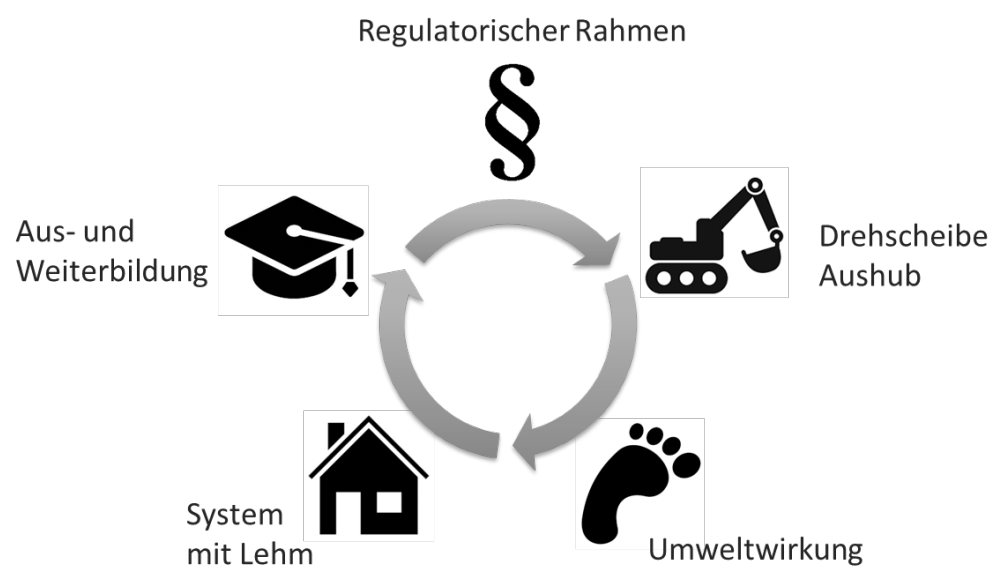


Abb. 2: Arbeitspakete des Forschungsprojektes Erdbewegung

3 AUSHUBMATERIAL ALS QUELLE FÜR LEHMBAUSTOFFE

Durch die Verwendung von vor Ort gewonnenem Lehm – sei es aus Straßenbau, Teich- oder Kelleraushub – entfällt sowohl der Abtransport des Aushubs als auch die Anlieferung alternativer Baustoffe für dieselbe Bauaufgabe, für die Lehm eingesetzt werden kann. Aktuell sind jedoch viele ungeklärte Aspekte entlang der gesamten Prozesskette vorhanden, welche in Summe eine große Herausforderung für Architekten und Bauherren darstellen und eine (großflächige) Umsetzung in der Praxis erschweren.

3.1 Rechtliche Aspekte

Aus rechtlicher Sicht ist für die Verwertung des Aushubmaterials in erster Linie die Frage der Abfalleigenschaft bzw. des Abfallendes von Bedeutung. Bereits heute kann Aushubmaterial von Abfallbehandlern zu Lehmbaustoffen verarbeitet werden, allerdings bleibt dabei die Abfalleigenschaft bestehen. Das Abfallende tritt erst bei unmittelbarerer Substitution von aus Primärrohstoffen erzeugten Produkten (=Einbau in das Gebäude) ein (AWG, 2002). Aus praxisbezogener Sicht ist dieser Aspekt problematisch, da Bauherren und die an der Gebäudeerrichtung beteiligten Unternehmen in der Regel über keine Abfallbehandlungslizenz verfügen. Ein früheres Abfallende, welches beispielweise über eine Abfallendeverordnung für Aushub realisiert werden könnte, würde die Verwertung von Aushubmaterial deutlich vereinfachen. Als Voraussetzung hierfür sollten Nachweise hinsichtlich der Erfüllung entsprechender Qualitätskriterien bzw. dem Vorliegen einer konkreten Verwertungsmaßnahme erbracht werden, um negative Auswirkungen auf die Umwelt zu vermeiden. Für die Qualitätskriterien könnten dabei die bereits jetzt bestehenden Grenzwerte laut Kapitel 4.7 des Bundes-Abfallwirtschaftsplans (BMK, 2023) herangezogen werden. Die „Verarbeitung zu Lehmbaustoffen“ müsste als zulässige Verwertungsmaßnahme definiert werden.
Neben der abfallrechtlichen Situation gibt es auch produktbezogene Hindernisse, da für Lehmbaustoffe – zumindest in Österreich – keine normativen Grundlagen vorhanden sind. Aktuell gibt es Bestrebungen, Regelwerke aus Deutschland (DIN-Normen) zu übernehmen, diese gelten allerdings nur für industriell im Werk hergestellte Produkte und nicht für solche, die aus Ortlehm direkt vor Ort erzeugt werden.

3.2 Technische Aspekte

Bodenaushub und der darin enthaltene Lehm weisen regionalbedingte Unterschiede bzgl. der Zusammensetzung auf. Als Grundlage für die weitere Aufbereitung ist daher eine Charakterisierung des Materials von Nöten. Die Etablierung eines einheitlichen Prüfsystems, welches vor Aushub (in-situ) durchgeführt werden kann, sollte dabei angestrebt werden. In Zuge der Prüfung sollte einerseits das Vorhandensein potenzieller Schadstoffe untersucht und andererseits u.a. eine Analyse der Bestandteile (Ton, Schluff, Sand etc.), die Beurteilung der Bindekraft sowie die Bestimmung der Korngrößenverteilung durchgeführt werden.
Für die Herstellung von Lehmbaustoffen aus Bodenaushub bedeutet dies außerdem, dass eine gewisse Flexibilität bei den Prozessen und der dafür eingesetzten Infrastruktur vorhanden sein muss, um der variablen Ausgangsituation beim Inputmaterial sowie den outputseitig benötigten Produkteigenschaften (je nach Einsatzbereich) entsprechen zu können. Während es in Österreich bisher im Großmaßstab keine Aufbereitungsanlagen für Bodenaushub mit dem Fokus Lehmbaustoffe gibt, sind in anderen europäischen Ländern bereits Beispiele vorhanden, die als Referenz für zukünftige Entwicklungen in diesem Bereich herangezogen werden können (BC Materials, o.D.) (Cycle Terre, o.D.).

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Lehm als Baustoff bietet eine Vielzahl von Vorteilen. Die Nutzung von Aushubmaterial, welches sonst deponiert werden würden, als Lehmquelle stellt dabei aus kreislaufwirtschaftlicher Sicht ein besonders interessantes Szenario dar. In der Praxis gibt es hierfür aber noch einige zu klärende Aspekte sowohl aus rechtlicher, technischer und organisatorischer Sicht. Mehrere Forschungsprojekte und Initiativen beschäftigen sich aktuell daher mit genau diesen Fragestellungen (Schadstoff- und Radioaktivitätsuntersuchungen, Eignungsprüfung von Aushub als Ausgangsmaterial für Lehmbaustoffe etc.) und auch auf der regulatorischen Ebene gibt es entsprechende Entwicklungen (Aushubverordnung mit Möglichkeit eines Abfallendes, normative Regelung von Lehmbaustoffen in Österreich etc.).

5 DANKSAGUNG

Diese Arbeit wurde im Zuge des Forschungsprojektes Erdbewegung durchgeführt, welches im Rahmen der 2. Ausschreibung der FTI-Initiative Kreislaufwirtschaft gefördert wird. Die FTI-Initiative Kreislaufwirtschaft ist eine Forschungs-, Technologie- und Innovationsinitiative des Bundesministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität Innovation und Technologie (BMK). Es wird im Auftrag des BMK von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) abgewickelt. FFG-Nummer: 897807.

LITERATURVERZEICHNIS

AWG (2002) Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002).

BC Materials (o.D.) Von https://bcmaterials.org/ abgerufen

BMK (2023) *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2023 - Teil 1.* Wien.

BMK (2024) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich: Statusbericht 2024 für das Referenzjahr 2022.* Wien.

Cycle Terre (o.D.) Von https://www.cycle-terre.eu abgerufen

Europäische Komission (2019) *Der europäische Grüne Deal (COM(2019) 640 final).* Brüssel.

Europäische Komission (2020) *Ein neuer Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft, Für ein saubereres und wettbewerbsfähigeres Europa (COM(2020) 98 final).* Brüssel.

KONTAKT

Tudor Dobra
tudor.dobra@ibo.at
+43 1 3192005 35
Forschung/Materialökologie
IBO – Österreichisches Institut für Bauen und Ökologie GmbH
ww.ibo.at

CO_2-armer Ökomauerstein aus mineralischen Recycling-Brechsanden

Frank Hlawatsch[1, 2], Harald Kurkowski[3], Wolfgang Eden[4], Zakaria Istanbuly[4] & Daniel Ufermann-Wallmeier[1, 5]
[1)] MPA Bremen, Geschäftsbereich des Leibniz-IWT, Bremen, Deutschland
[2)] Forschungsvereinigung Recycling & Wertstoffverwertung im Bauwesen e.V. (RWB), Bremen, Deutschland
[3)] Bimolab gGmbH, Soest, Deutschland
[4)] Forschungsvereinigung Kalk-Sand e.V., Hannover, Deutschland
[5)] Hochschule Bremen, Bremen, Deutschland

KURZFASSUNG: Vor dem Hintergrund des fortschreitenden Klimawandels und zur Erreichung des Klimaziels, dass Deutschland bis 2045 klimaneutral wird, gilt es natürliche Ressourcen zu schonen und CO_2-Emissionen zu reduzieren. Im praxisorientierten Forschungsvorhaben „CO_2-armer Ökomauerstein“ werden beide Zielstellungen zugleich verfolgt, indem stoffeigene hydrothermale Härtungspotenziale mineralischer Brechsande aus der Bauschuttaufbereitung für die Produktion wandbildender Formsteine mit ähnlichen Eigenschaften zum Kalksandstein ausgelotet werden. Im Fokus stehen dabei Betonbrechsande (BBS). Diese enthalten konzeptbedingt die für die hydrothermale Härtung erforderlichen Bestandteile:

- Reaktiver Kalk aus der atmosphärischen Hydratation der Klinkerphasen und aus Umkristallisationen der CSH-Phasen im Zuge der hydrothermalen Härtung
- Reaktive quarzitische Sande des Betons und/oder anderer mineralischer Gesteinskörnungen.

Für die werkseigene Produktionskontrolle wird eine Untersuchungsmethode zur Feststellung der hydrothermalen Reaktivität von BBS aus der Bauschuttaufbereitung vorgestellt.

Im Beitrag werden Untersuchungsergebnisse aus Labor-, Technikums- und Werksversuchen vorgestellt, die Betonbrechsand als ein eigenständig hydrothermal reaktives Ausgangsmaterial für die Herstellung von Werksteinen zeigt, mit dem natürliche Ressourcen geschont und CO_2-Emissionen vermieden werden können.

1 EINLEITUNG

Die technische Nutzung hydrothermaler Reaktionspotenziale von Brechsanden aus der Bauschuttaufbereitung ist in mehrfacher Hinsicht erstrebenswert: Vorhandene mineralische Brechsande können - verbunden mit einer größeren Wertschöpfung - auf höherem Baustoffniveau eingesetzt werden als bisher. Für die Produktion von Primärbaustoffen können natürliche Ressourcen geschont werden und der Einsatz des Bindemittels Branntkalk, der hohe CO_2-Emission verursacht, kann reduziert oder sogar gegebenenfalls komplett substituiert werden.

Im Fokus steht Betonbrechsand. Die für den Hydrothermalprozess erforderliche quarzitische Komponente sind durch die im Beton enthaltenen quarzhaltigen Sand gegeben sowie entstammt aus der groben natürlichen Gesteinskörnung. Die für die herkömmliche KS-Produktion erforderliche Kalk-Komponente ist bereits als Portlandit im Gefüge des BBS enthalten. Weiterer Kalk kann im Zuge der hydrothermalen Härtung entstehen. Entscheidend für das Erreichen des Ziels, CO_2-arme Ökomauersteine herzustellen, ist die Mobilisierung des Kalkes während der Hydrothermalreaktion.

Daher gilt es sicherzustellen, dass der stoffeigene reaktive Kalk für die Herstellung des CO_2-armen Öko-Mauersteins vorhanden ist und weiterer Kalk im Fertigungsprozess hydrothermal aktiviert werden kann. Die bereits bis zum Abbruch aus der Recarbonatisierung entstandenen Carbonate werden nicht in Ansatz gebracht.

2 MINERALISCHE BRECHSANDE AUS DER BAUSCHUTTAUFBEREITUNG

In Deutschland fielen gemäß Monitoring-Bericht im Jahr 2020 insgesamt 60,0 Mio. t Bauschutt an (Bundesverband Baustoffe - Steine und Erden e.V. 2020). Dieser wird zu großen Teilen im Erd- und Straßenbau verwendet. Schätzungsweise 50 % davon enthalten Beton- und Mauerwerksbruch. Davon entfällt etwa die Hälfte im Zuge der Aufbereitung auf Brechsande der Korngröße 0/4 mm. Somit fallen somit etwa 14 Mio. t. Betonbrechsand und über 12 Mio. t Mauerwerks-Brechsand an (Müller 2018). Die Kalksandsteinindustrie kann möglicherweise durch den Einsatz insbesondere von BBS natürliche Ressourcen schonen und den Bedarf des Bindemittels Kalk senken und so einen Beitrag zur Reduzierung von CO_2-Emissionen erbringen.

3 HERSTELLUNG VON KALKSANDSTEIN

In der Kalksandsteintechnologie werden quarzitische Sande mit Branntkalk und Wasser miteinander vermengt und nach dem Ablöschen mit hydraulischen Pressen zu Rohlingen verdichtet, die anschließend im Autoklaven bei bis zu 200 °C hydrothermal unter Sattdampfatmosphäre und sich einstellendem Wasserdampfdruck von etwa 16 bar gehärtet werden. Bei der Hydrothermalhärtung geht Portlandit in Lösung. Gleichzeitig löst sich SiO_2 von den Oberflächen der silikatischen Gesteinskörnungen. Beide Komponenten bilden auf den Kornoberflächen der Gesteinskörnungen kalkreiche Calciumsilikathydrate (z.B. alpha-C_2SH) und umhüllen diese. Im Zuge fortschreitender Härtung erfolgen Umbildungen zu CSH II, I und Tobermorit, weiter folgt die CSH-Phase Xonotlit. Die auf den Kornoberflächen aufwachsenden nadeligen CSH-Phasen verkrallen sich mechanisch ineinander, bauen das Gefüge räumlich auf und bilden somit einen festen Formkörper (Mörtel 1977).

4 AUTOKLAVIERUNG VON BETONBRECHSANDEN

Hydrothermal gehärtete Presslinge aus BBS erzielen sowohl mit Zusätzen, wie Steinkohlenflugasche oder Mikrosilika, als auch ohne ergänzende Kalk- oder Quarz-Beimengungen beachtliche Festigkeiten. Diese beruhen dabei i. W. auf denselben Reaktionsmechanismen wie bei der Herstellung von Kalksandstein, insbesondere derselben Bindemittel-Komponenten, die im BBS bereits enthalten sind sowie im Zuge der Hydrothermalhärtung aktiviert werden.
Schon in den 1980er Jahren erkannten HANSEN und NARUD das hydrothermale Festigkeitspotenzial und wiesen Festigkeitsbildungen feiner Betonbrechsande in Folge hydrothermaler Autoklavierung nach (Hansen & Narud 1983-I, Hansen & Narud 1983-II). Feine Brechsande erzielten hierbei bereits ohne Zusätze Druckfestigkeiten von 5,8 - 11,7 N/mm².

Später untersuchten AL-OTAIBI et al. (Al-Obtaibi et al. 2010) hydrothermal gehärtete Presslinge auf Basis von Mineralstoffgemischen aus gemahlenem Betonbruch, Schlacke, Steinkohlenflugasche und Mikrosilika und ermittelten daran Druckfestigkeiten zwischen 16,5 N/mm² und beachtlichen 48 N/mm².

HLAWATSCH et al bestätigten das erreichbare Druckfestigkeitsniveau von HANSEN, NARUD und AL-ATAIBI und erkannten unterschiedliche hydrothermale Reaktionsaktivitäten im BBS-Korn-Inneren sowie auf deren BBS-Oberflächen (Hlawatsch et al. 2006). Die hydrothermale Festigkeitsbildung wurde auf die Bildung von CSH-Schichten zurückgeführt, die den CSH-Schichtenfolgen nach zugeordnet werden konnten (Mörtel 1977, Mörtel 1980).

Auch keramische Sande (Ziegel, Dachziegel, Klinker) und Kalksandstein aus der Bauschuttaufbereitung bieten ein hydrothermales Reaktionspotential und entwickeln unter Zugaben von Kalk festigkeitsbildende Phasen (Hlawatsch et al. 2006).

5 ÖKOMAUERSTEIN

Im IGF-Forschungsvorhaben „CO2-armer Ökomauerstein“ der Forschungsvereinigung Recycling und Wertstoffverwertung im Bauwesen e.V. (RWB) und der Bimolab gGmbH mit freundlicher Unterstützung der Forschungsvereinigung Kalk-Sand e.V. wurde der von HLAWATSCH et. al. verfolgte Ansatz aufgegriffen, um das hydrothermale Härtungspotenzial mineralischer Brechsande für die industrielle Nutzung vorzubereiten (RWB 2021, Hlawatscher et al. 2006). Im Fokus des Projektes steht die Aktivierung von den in BBS enthaltenen Kalk-Komponenten zur Bildung hydrothermal gebildeter CSH-Phasen für eine dauerhafte Verbindung der Brechsandpartikel miteinander. Im Vorhaben werden neue, autoklav gehärtete Formsteine in Anlehnung an den klassischen Kalksandstein entwickelt. Dabei wurden systematische Untersuchungen an sortenreinen Brechsanden sowie an Brechsanden aus der Bauschuttaufbereitung unter Laborbedingungen, im Technikumsmaßstab und in Produktionsanlagen der Kalksandsteinindustrie durchgeführt. Zur Sicherstellung der hydrothermalen Reaktivität von BBS wird ein zusätzliches Instrument zur Ergänzung üblicher werkseigener Produktionskontrollen (WPK) für Hersteller rezyklierter Brechsande entwickelt.

5.1 Sicherstellung des hydrothermalen Reaktionspotenzials mineralischer Brechsande im Rahmen der Werkseigenen Produktionskontrolle

Mineralische Brechsande aus der Bauschuttaufbereitung weisen unter atmosphärischen Bedingungen ein Selbsthärtungspotenzial auf, das bekanntlich bei langer Lagerungszeit zur Verfestigung von Haufwerken und eingebauten Recycling-Baustoffen führt. Dieser Effekt entsteht i. W. durch die Carbonatisierung des $Ca(OH)_2$ der BBS. Dieses $Ca(OH)_2$ wirkt auch als wesentliches Bindemittel bei der hydrothermalen Härtung von BBS. Daher bildet der Nachweis über die Präsenz von $Ca(OH)_2$ und insbesondere seine Binderwirkung im verdichteten Korngemisch als carbonatisierte oder hydrothermal reagierte Komponente das zusätzliche, zu ergänzende Instrument der WPK. Zwei Ansätze werden dabei verfolgt:

- Ein indirektes Nachweisverfahren, das auf der Carbonatisierung der BBS beruht. Dazu werden Presslinge aus BBS unter definierten Bedingungen ungeschützt vor Carbonatisierung gelagert und anschließend hinsichtlich der Festigkeitseigenschaften untersucht.
- In einem direkten Verfahren werden Presslinge aus BBS in einem unter WPK-Bedingungen einfachen Labor-Autoklaven hydrothermal gehärtet, um i. W. qualitativ den Rückschluss auf vorhandene hydrothermale Festigkeitspotenziale zu führen.
- Der Portlandit-Gehalt wird zusätzlich mittels Differenzial-Thermoanalyse direkt ermittelt.

5.2 Untersuchungen zum hydrothermalen Reaktionspotenzial mineralscher Brechsande

Der Großteil der Labor-Untersuchungen zum hydrothermalen Reaktionspotenzial erfolgte an sortenreinen Brechsanden: BBS und Mauerwerksbrechsande (Kalksandstein und Ziegel). Die Brechsande wurden in einheitliche Korngrößenverteilungen zusammengesetzt. Den meisten Brechsanden wurde reaktiver Kalk in Form von $Ca(OH)_2$ zugegeben. Die Wirkung von BBS wurde z.T. ohne zusätzliche Kalkzugabe untersucht. Die systematisch variierten Brechsandgemische wurden mit der erforderlichen Wassermenge für den Pressvorgang als Pressenfeuchte gemischt und mit einer speziellen Pressenanlage zu Presslingen bei Drücken von bis zu 15 N/mm² kompaktiert sowie hydrothermal unter variierenden Bedingungen gehärtet. Der Autoklav verfügte dabei über eine separate Dampferzeugung.
In Abb. 1 sind beispielhaft erreichte Druckfestigkeiten von hydrothermal gehärteten Presslingen aus feinen, sortenreinen BBS dargestellt, deren Fertigung hinsichtlich der Pressenfeuchte, dem Pressendruck, zusätzlichem Primärkalk und der Autoklavierungs-Dauer variiert wurde.

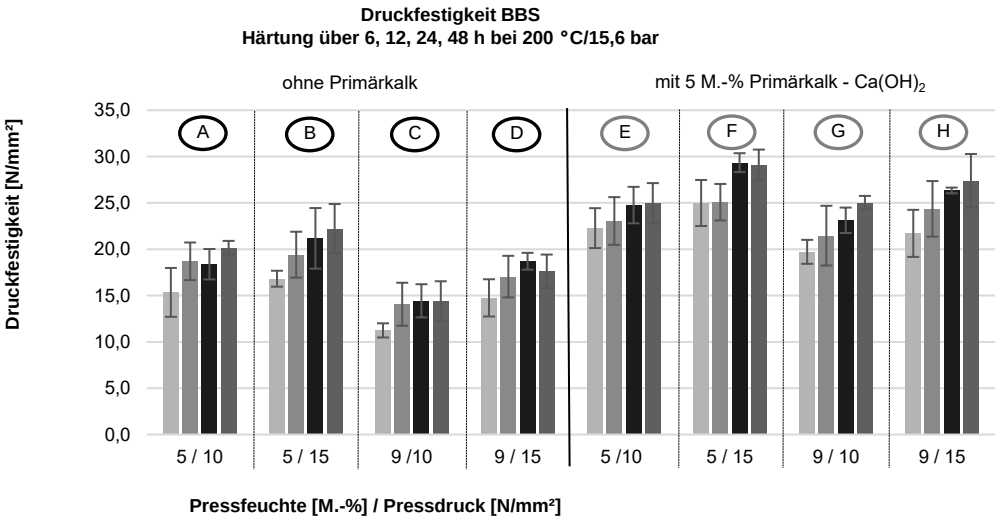


Abb. 1: Darstellung der Druckfestigkeit hydrothermal gehärteter Presslinge aus BBS; Ordinate: Bereiche A bis D ohne zusätzlichen Primärkalk; Bereiche E bis F mit 5 M.-% zusätzlichem Primärkalk; Abszisse: jeweils Angabe von Pressfeuchte [M.-%] und Pressdruck [N/mm²]; Blautöne: je dunkler Farbton der Säule (jeweils von links nach rechts), um so längere Autoklavierungs-Dauer: 6, 12, 24 und 48 Stunden

Die autoklavierten Presslinge aus sortenreinem BBS, aufbereitet aus einem Beton der Güte C30/37 zeigten, dass:

- allein auf Basis des Kalkgehaltes der BBS Druckfestigkeiten von über 20 N/mm² erreicht werden können,
- die Zugabe von Primärkalk in Form von $Ca(OH)_2$ in Höhe von 5 M.-% mindestens eine Steigerung der Druckfestigkeit um 25 % bewirkt,
- eine Pressenfeuchte von 5 M.-% ein sicheres Transportieren der frischen Presslinge erlaubt,
- die Erhöhung des Pressendruckes sich in Grenzen positiv auf die Druckfestigkeit auswirkt,
- die Verlängerung der Härtedauer eine Steigerung der Druckfestigkeit bewirkt, jedoch nicht über 25 % - bezogen auf die Härtedauer von 6 Stunden.

Aufbauend auf diesem Erkenntnisstand wurden Versuche im Technikumsmaßstab durchgeführt sowie anschließend Muster im großtechnischen Maßstab auf zwei Produktionsanlagen der Kalksandsteinindustrie produziert.

5.3 Untersuchungen zur Carbonatisierung der Betonbrechsande

An den sortenreinen BBS wurden eingehende Untersuchungen hinsichtlich des Einflusses der Carbonatisierung ($Ca(OH)_2 + CO_2 \rightarrow CaCO_3 + H_2O$) auf deren hydrothermales Härtungspotenzial durchgeführt. Dazu wurden die BBS ungeschützt bei direktem Luftzutritt gelagert und daraus zu unterschiedlichen Lagerungszeitpunkten Presslinge gehärtet und untersucht.

Die Ergebnisse der Untersuchung belegen, dass selbst die Reduzierung des im BBS enthaltenem $Ca(OH)_2$ auf ein Drittel in fast allen Fällen lediglich eine Reduzierung der Druckfestigkeit um 15 % bewirkt. Es wurde jedoch auch gezeigt, dass eine vollständige Carbonatisierung des BBS zu einem Ausbleiben der hydrothermalen Verfestigung führt. Daraus ist abzuleiten, dass die Lagerung der BBS im Silo oder das Abdecken mit CO_2-diffusionsdichten Planen das hydrothermale Reaktionspotenzial von BBS sichert. Eine zeitlich schnelle Verarbeitung des BBS nach der Produktion ist anzuraten.

5.4 Werksversuche

Unter Verwendung von BBS aus der Bauschuttaufbereitung wurden in zwei unterschiedlichen Produktionseinrichtungen der Kalksandsteinindustrie großtechnisch Mustersteine gefertigt. Im Werk I wurde dabei der BBS zu 100 % zur Fertigung der Muster eingesetzt. Im Werk II wurde ein Teil des dort verwendeten BBS zum Betonmehl aufgemahlen und mit 10 M.-% dem BBS als stoffgleicher, reaktiver Füller zugegeben. Zusätzlicher Kalk wurde nicht eingesetzt.

In beiden Werken ließen sich aus den BBS-Lieferkörnungen problemlos robuste Rohlinge formen (siehe nachfolgende Abb. 2), die den Transport von der Presse bis in den Autoklaven völlig schadlos überstanden.

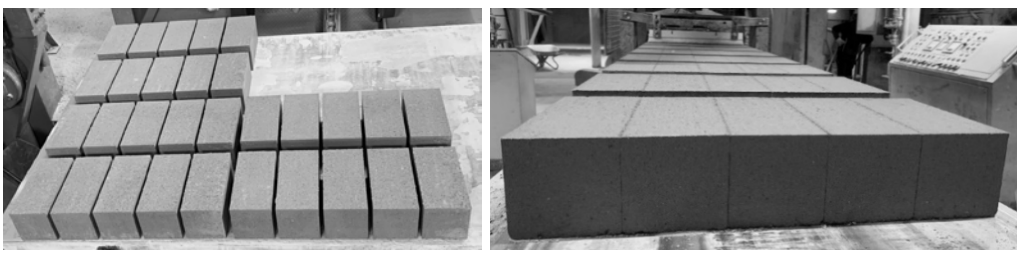


Abb. 2: Rohlinge aus BBS in beiden Werken unmittelbar nach dem Pressen; links: Werk I; Presslinge aus 100% BBS; rechts: Werk II: Presslinge aus 90% BBS und 10% aufgemahlenem Betonbrechsand (Bildquellen: KS-Werk I & II)

Das Härten der Presslinge verlief analog der Autoklavierung handelsüblicher Kalksandsteine. Die Mauersteine im Werk I erreichten eine Druckfestigkeit in Höhe von 16,1 N/mm² bei einer Trockenrohdichte von 1,73 kg/dm³. Durch die Zugabe des Betonmehles zum BBS erreichten die gehärteten Mauersteine im Werk II eine Druckfestigkeit in Höhe von 23,5 N/mm² bei einer Trockenrohdichte von 1,87 kg/dm³. Die erreichten Druckfestigkeiten der hydrothermal behandelten BBS belegen dessen inhärentes hydrothermales Härtungspotenzial auch im Zuge der industriellen Fertigung.

6 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Im praxisorientierten Forschungsvorhaben „CO_2-armer Ökomauerstein“ wurden gezielt hydrothermale Härtungspotenziale von mineralischen Brechsanden aus der Bauschuttaufbereitung für die Produktion von wandbildenden Mauersteinen mit ähnlichen Eigenschaften wie bei Kalksandsteinen ausgelotet.

Im Fokus dieses Ansatzes stehen Betonbrechsande, die standardmäßig bei der Bauschuttaufbereitung in großen Mengen anfallen. In Untersuchungen im Labor, im Technikum und auf reellen Produktionsanlagen der KS-Industrie konnte der Nachweis geführt werden, dass Brechsande aus der Bauschuttaufbereitung ein hydrothermales Härtungspotenzial aufweisen, das auch unter reellen Bedingungen in der betrieblichen Produktionspraxis nutzbar ist. Ohne Weiteres lassen sich aus Betonbrechsanden auch ohne den Einsatz von zusätzlichem Kalk bautechnisch nutzbare Mauersteine erzeugen.

Zur betrieblichen Nutzung wurden ergänzende WPK-Werkzeuge entwickelt. Weiterführende Untersuchung hinsichtlich der Carbonatisierung der Betonbrechsande konnten aufzeigen, dass ein achtsames Vorgehen zur Vermeidung einer ungewollten Vorcarbonatisierung mit frisch gebrochenen Betonbrechsanden eine sichere Produktion von CO_2-armen Ökomauersteinen aus BBS auf den Produktionsanlagen der Kalksandsteinindustrie erlauben.

Die mit diesem Projekt angestrebte Verwertung von Brechsanden aus der Bauschuttaufbereitung führt zu einem höherwertigen Einsatz als dies bisher erreicht wurde. Der Wertstoff Betonbrechsand wird erstmals nicht als inerter Teil der Gesteinskörnung im Konstruktionsbeton eingesetzt, sondern Betonbrechsand ist insbesondere Basis eines Bindemittel-Konzepts für die Herstellung eines autoklav gehärteten Wandbaustoffes. Der CO_2-arme Ökomauerstein kann somit einen wichtigen Beitrag für den Ressourcen- und Klimaschutz und zur Förderung des Vertrauens in Recyclingbaustoffe leisten.

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Wirtschaft
und Energie

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Das IGF-Vorhaben „CO_2-armen Ökomauersteinen durch bindemittelfreie Autoklavierung von RC-Brechsanden“ (21860 N) der Forschungsvereinigung Recycling und Wertstoffverwertung im Bauwesen e.V. (RWB) wurde über die AiF im Rahmen des Programms zur Förderung der industriellen Gemeinschaftsforschung (IGF) vom Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages gefördert.

LITERATURVERZEICHNIS

Al-Obtaibi, S., El-Hawary, M., & Abdul-Jaleel, A. (2010). Recycling crushed concrete fines to produce lime-silica bricks. *Waste and Resource Management 163*, Issue WR3, P. 123-127.

Bundesverband Baustoffe - Steine und Erden e.V. (2020). *Mineralische Bauabfälle, Monitoring 2020.*

Hansen, T., & Narud, H. (1983-I). Recycled Concrete and Fly Ash make Calcium Silicate Bricks. *Cement and Concrete Research*, Vol. 13, pp. 507-510, 1983.

Hansen, T., & Narud, H. (1983-II). Recycled Concrete and Silica Fume make Calcium Silicate Bricks. *Cement and Concrete Research*, Vol. 13, pp. 626-630.

Hlawatsch, F., Berger, M., Schlütter, F., & Kropp, J. (2006). Autoklaves Härtungspotenzial und hydrothermale Reaktionsprozesse von Betonbrechsand. *Internationale Baustofftagung ibausil* (pp. Seiten 2-1325 bis 2-1332). ISBN 3000182632.

Mörtel, H. (1977). *Art und Entstehung der Bindephasen in dampfgehärteten Kalzium-Silikat-Baustoffen. Forschungsvorhaben MO 256/1, Bericht aus dem Institut für Werkstoffwissenschaften der Universität Erlangen-Nürnberg.*

Mörtel, H. (1980). Mineralbestand, Gefüge und physikalische Eigenschaften von Kalksandstein. *57. Jahrestagung der DMG in Darmstadt.* E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhaltung, D-7000 Stuttgart 1.

Müller, A. (2018). *Baustoffrecycling: Entstehung - Aufbereitung - Verwertung.* Springer Vieweg, ISBN 978-3-658-22987-0.

RWB. (2021). *Produktion von CO2-armen Ökomauersteinen duch bindemittelfreie Autoklavierung von RC-Brechsanden; IGF 21860 N.*

GECCO$_2$: Ein neues Christian-Doppler-Labor für umweltfreundliche reststoffbasierte Baumaterialien

Florian R. Steindl[1,2], Bettina Ratz[3], Stefanie Radinger[1], Iris Zögl[1], Amr Hassan[1], Sara Raič[1], Ognjen Rudic[1,2], Klaus Doschek-Held[4], Klaus Philipp Sedlazeck[3], Florian Mittermayr[2,5] & Cyrill Vallazza-Grengg[1]

[1)] TU Graz, Institut für Angewandte Geowissenschaften, Graz, Österreich
[2)] TU Graz, Institut für Materialprüfung und Baustofftechnologie mit TVFA, Graz, Österreich
[3)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[4)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich
[5)] Universität Innsbruck, Institut für Konstruktion und Materialwissenschaften, Innsbruck, Österreich

KURZFASSUNG: Reststoffbasierte Geopolymer-Baustoffe bieten die Möglichkeit, die CO_2-Emissionen und den Ressourcenverbrauch der Baustoffproduktion sowie die Menge an zu deponierten mineralischen Abfällen in Österreich im Sinne der nachhaltigen Kreislaufwirtschaft zu reduzieren. Zur Bearbeitung dieses Ziels wurde in diesem Beitrag eine breite Auswahl österreichischer Reststoffe und Sekundärrohstoffe (RSSR) chemisch und mineralogisch charakterisiert und darauf aufbauend ihre Nutzbarkeit für die Herstellung alkalisch aktivierter Geopolymere analysiert. Die produzierten Geopolymer-Leimprüfkörper wiesen nach 7 Tagen bei hohen RSSR-Anteilen von bis zu 60 M-% zufriedenstellende Druckfestigkeiten von 21 MPa bis 45 MPa auf. Mit Auslaugungsprüfungen (L:S=10:1) an gebrochenen erhärteten Prüfkörpern konnte gezeigt werden, dass in den meisten Fällen im Vergleich zu den Ausgangsstoffen keine wesentlich höheren Mengen an umweltrelevanten Elementen freigesetzt wurden. Dieser Beitrag demonstriert, wie die Nutzung mineralischer Reststoffe und Sekundärrohstoffe in innovativen Bindemittelsystemen die Möglichkeit bietet, eine nachhaltige und zukunftsweisende Baustoff-Kreislaufwirtschaft zu etablieren.

1 EINLEITUNG

1.1 Übersicht

In Österreich stellen mineralische Abfälle mit etwa 76 % den größten Anteil des gesamten Abfallaufkommens dar, wovon derzeit noch rund 50 % deponiert werden (BMK, 2023). Darüber hinaus hat das Abfallaufkommen in den letzten Jahrzehnten deutlich zugenommen und in den nächsten Jahren ist kein Rückgang zu erwarten. Insbesondere das Aufkommen mineralischer Abfälle ist von 2015 bis 2021 um rund 35 % gestiegen (BMK, 2023; BMNT, 2017). Neben einem Großteil der mineralischen Abfälle ist der Bausektor auch weltweit für etwa 40 % der energie- und prozessbedingten CO_2-Emissionen verantwortlich, wovon etwa 6 % bis 10 % auf die Herstellung von Baumaterialien entfallen (UNEP, 2022; UNEP, 2021).
Um das Aufkommen mineralischer Abfälle und den CO_2-Fußabdruck des Bausektors zu verringern, könnten reststoffbasierte alkalisch aktivierte Materialien (AAM), von denen Geopolymere eine Subgruppe ausmachen, eine mögliche Alternative zu herkömmlichem Portlandzement darstellen. AAM sind anorganische Bindemittel, die durch die Mischung reaktiver pulverförmiger, meist Alumosilikat-reicher, Ausgangsstoffe mit einem alkalischen Aktivator hergestellt werden, wobei das Gemenge pulverförmiger und flüssiger Komponenten als Leim bezeichnet wird und bei der Erhärtung die festigkeitsgebende Mikrostruktur bildet. Im Falle der Geopolymere, besteht diese Mikrostruktur hauptsächlich aus einem amorphen Alumosilikat-Gel, in dem AlO_4^-- und SiO_4-Tetraeder ein dreidimensionales Netzwerk bilden (Provis & van Deventer, 2009). Zur Herstellung von AAM- bzw. Geopolymerbeton und -mörtel werden dem Leim noch Aggregate und

gegebenenfalls Wasser hinzugefügt. Um in Österreich solche AAM im Sinne der Kreislaufwirtschaft zu entwickeln, wurde das Christian Doppler (CD) Labor GECCO$_2$ an der TU Graz ins Leben gerufen.

1.2 Vorstellung CD-Labor: Übersicht und Zielsetzung

Das 2023 gegründete CD-Labor für reststoffbasierte Geopolymer-Baustoffe in der CO_2-neutralen Kreislaufwirtschaft stellt eine innovative interdisziplinäre Forschungsinitiative dar, die als Schnittstelle zwischen Abfallwirtschaft, Material-, Umwelt- und Geowissenschaften sowie Bauingenieurwesen dient. Des Weiteren werden Know-how und Forschung aus den Bereichen Abfallverwertung, Materialwissenschaften und Baustoffherstellung interdisziplinär verbunden. Das übergeordnete Ziel ist die Herstellung von umweltfreundlichen und hochbeständigen Geopolymerbaustoffen auf Basis verschiedener RSSR im Sinne einer Baustoff-Kreislaufwirtschaft. Die entwickelten Baustoffe sollen insbesondere in chemisch aggressiven Bedingungen, wie z.B. in Kanalisationsschächten oder Bioabfallbehandlungsanlagen, zum Einsatz kommen. GECCO$_2$ soll eine durchgehende Wissensbasis von den grundlegenden chemisch-mineralogischen Prozessen bis hin zur praktischen Umsetzung, von einfachen Modellsystemen hin zur realen Einsatzumgebung, und von wissenschaftlichem Verständnis bis zum praktischen Ingenieurwesen aufbauen.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Materialbeschaffung und -analytik

Verschiedenste österreichische mineralische RSSR wurden von den Industriepartnern des CD-Labors bereitgestellt, darunter sortierter Glasabfall aus der Müllverbrennung (GA), Ziegelbruch (ZB), Betonbruch (BB), Mineralwollen (KMF) und Schlacken aus metallurgischen Prozessen (EAF und LD), in Summe über 50 verschiedene Stoffe, von denen für diese Studie eine Auswahl bearbeitet wurde. Für die chemisch-mineralogische und baustoffliche Charakterisierung wurden die Proben bei 40 °C getrocknet, gebrochen und auf eine Partikelgröße von <50 µm gemahlen. Die chemische Zusammensetzung wurde mittels Röntgenfluoreszenz (RFA, Bruker Tiger S8 oder PANalytical Epsilon 4) bestimmt. Hierfür wurde bei 950 °C der Glühverlust (LOI) der zuvor bei 105 °C getrockneten Proben bestimmt und mit Lithiumborat-Flussmittel aus den geglühten Proben Schmelztabletten hergestellt. Die Mineralogie wurde mithilfe von Röntgendiffraktrometrie (RDA, PANanalytical X'Pert PRO, Co-Kα @ 40 kV und 40 mA, 4 bis 85° 2θ) gemessen. Der quantitative Anteil an reaktiven kristallinen Phasen wurde durch Rietveld-Verfeinerung (PANalytical Highscore Plus 3.0.5) bestimmt. Mithilfe der externen Standardmethode, unter Verwendung eines Korundpulvers (NIST SRM 676a) wurde der amorphe Anteil berechnet (Jansen et al., 2011). Um das Auslaugen von umweltrelevanten Elementen zu bestimmen und deren mögliche Immobilisierung in der Matrix des Geopolymer-Leimes, wurden Standardauslaugtests nach ÖNORM EN 12457-4:2003-01-01 (ASI, 2003) an den RSSR und den hergestellten ternären alkalische aktivierten Leimen, jeweils mit Backenbrecher auf <10 mm gebrochen durchgeführt. Der pH-Wert und die Leitfähigkeit der Eluate wurden mittels WTW-Elektroden gemessen. Folgende Elemente wurden in den filtrierten (0,45 µm Cellulosemischester-Filter) mit 65 %iger HNO_3 angesäuerten und/oder 2 %iger HNO_3 verdünnten Eluaten mittels ICP-OES (PerkinElmer (Optima 8300 DV)) und ICP-MS (Agilent 7500) (optischer Emissions- und Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma) gemessen: As, B, Cr, Cu, Ni, Mo, Pb und Zn.

2.2 Baustoffliche Untersuchungen

Um die Nutzbarkeit der zuvor analysierten RSSR als AAM-Komponente zu analysieren, wurden diese mit einem kommerziellen Metakaolin (Metaver, Newchem, Österreich) kombiniert und durch Zugabe eines Kalium-Wasserglases (Wöllner, Österreich) mit einem Silikatmodul (molares

SiO_2/K_2O-Verhältnis) von 1,7 und einem Wassergehalt von 45 M-% alkalisch aktiviert. Dabei wurden zunächst Mischungen mit je einem RSSR und Metakaolin (= binäre Mischung) hergestellt um die Reaktivität der RSSR zu bestimmten. Durch Kombination zweier RSSR mit komplementärer Chemie (z.B. Si/Al-Verhältnis) und Metakaolin (= ternäre Mischung) wurden Mischungen mit geringerem Primärrohstoffgehalt und höherem RSSR-Gehalt hergestellt (siehe Tab. 1 für die Mischungsrezepturen). Hierfür wurden basierend auf der chemischen Analyse der Ausgangsstoffe Mischungen mit einem Si/Al-Verhältnis von etwa 1,9 - 2,5 konzipiert, mit dem Ziel ausreichender Druckfestigkeit bei hohem RSSR-Gehalt. Die frischen AAM-Leime (je ca. 200 ml) wurden durch Vermischen der festen und flüssigen Komponenten mit Überkopf-Standmixern für 3 min bei 1000 Umdrehungen/min hergestellt, wobei die Verarbeitbarkeit des Materials durch Zugabe geringer Mengen von Leitungswasser eingestellt wurde. Pro Mischung wurden in Kunststoffformen je 5 zylindrische Probekörper (ca. 30 mm Ø und 30 mm Höhe) hergestellt, für eine Minute auf einem Rütteltisch verdichtet und für 7 Tage verschlossen bei 20 °C ausgehärtet. Danach wurde die Oberfläche der Prüfkörper geglättet und die Druckfestigkeit in Anlehnung an EN 196-1 mit einem ToniTech-Prüfgerät bestimmt. Für ternäre Mischungen wurde anhand der Bruchstücke nach der Druckfestigkeitsprüfung das Auslaugverhalten, wie oben beschrieben, bestimmt.

Tab. 1: Rezepturen der hergestellten binären (RSSR 1 + Metakaolin) und ternären (RSSR 1 + RSSR 2 + Metakaolin) alkalisch aktivierten Leimproben. Zusätzlich sind der RSSR-Gehalt an den Gesamtfeststoffen, das molare Si/Al-Verhältnis und das Wasser/Feststoff-Massenverhältnis (W/S) angegeben

Mix-Nr.	RSSR-Typ	Metakaolin	RSSR 1	RSSR 2	Wasser	Wasserglas	RSSR-Gehalt	Si/Al	W/S
		M-%							
1	KMF	8	46	-	4	43	59	2,3	0,30
2	ZB	23	31	-	3	43	40	2,3	0,29
3	GA	35	18	-	5	42	23	2,3	0,31
4	BB	31	22	-	3	43	29	2,3	0,29
5	LD	24	31	-	1	44	39	2,3	0,26
6	EAF	8	48	-	-	44	60	1,9	0,25
7	LD+ZB	24	21	10	2	43	39	2,3	0,28
8	KMF+GA	19	25	10	3	43	45	2,5	0,29
9	EAF+BB	18	23	15	1	44	47	2,3	0,26

3 ERGEBNISSE

Die Ergebnisse der chemischen Analyse (siehe Abb. 1a) zeigen, dass die untersuchten ausgewählten RSSR mit Ausnahme der Schlacken, von hohen SiO_2-Gehalten (>35 M-%) dominiert werden. Die Probe GA besteht vorwiegend aus SiO_2 (>60 M-%) und besitzt einen beträchtlichen Na_2O-Gehalt (>10 M-%), wohingegen LD, EAF, BB und KMF signifikante CaO-Gehalte (>15 M-%) aufweisen. Anhand des Gehalts des für die alkalische Aktivierung besonders relevanten Al, können die RSSR in Al-reichere (KMF, EAF und ZB) und sehr Al-arme (GA, LD und BB) Stoffgruppen unterteilt werden. Zusätzlich werden die Schlacken (LD und EAF) von Fe-Gehalten dominiert.

Die in Abb. 1b dargestellten Röntgendiffraktogramme zeigen, dass die RSSR im Hinblick auf die Kristallinität große Unterschiede aufweisen. KMF und GA (nicht abgebildet) weisen keine deutlichen Röntgenreflexe auf, sondern nur einen sehr breiten Buckel, was typisch für röntgenamorphe Materialien ist. Die anderen RSSR besitzen geringere amorphe Anteile und setzen sich aus verschiedenen kristallinen Phasen, wie z.B. Quarz, Albit, Calcit, oder Belit zusammen. Wird der amorphe Anteil und der Anteil an reaktiven kristallinen Phasen als Summe reaktiver Phasen (Sum_{RP}) zusammengefasst, erreichen KMF und GA eine Sum_{RP} von annähernd 100 %, während die restlichen RSSR Sum_{RP} zwischen 16 % bis 72 % aufweisen.

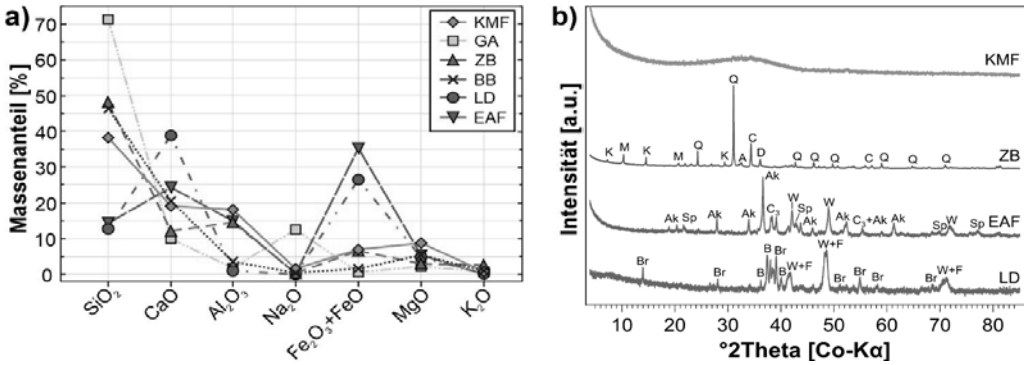


Abb. 1: a) Chemische Zusammensetzung ausgewählter RSSR aus den Materialgruppen: KMF, GA, ZB, BB, LD und EAF und b) ausgewählte mineralogische Ergebnisse der RDA Messung. Mit den Mineralphasen A=Albit, Ak=Akermanit-Gehlenit, B=Belit, Br=Brownmillerit, C=Calcit, C_3=Tricalciumaluminat, D=Dolomit, F=eisenhaltiges Manganoxid, Q=Quarz, Sp=Spinell und W=Wüstit

Die Ergebnisse der Druckfestigkeitsprüfung der hergestellten alkalisch aktivierten Leimproben sind in Abb. 2 dargestellt. Nach 7 Tagen konnten Leim-Druckfestigkeiten von 21 MPa bis 45 MPa erreicht werden. Bei geringen RSSR-Gehalten in den Mischungen (23 M-% bis 39 M-%, z.B. GA, BB, LD) konnten besonders hohe Festigkeiten erreicht werden, die allerdings unter anderem auf den höheren Metakaolin-Gehalt zurückzuführen sind, der nötig ist um die Zielvorgaben für Si/Al-Verhältnis zu erreichen. Der Einsatz relativ Al-reicher RSSR (z.B. KMF, EAF) verringert das Si/Al-Verhältnis im Bindemittel zwar nur gering bei gleichzeitig hohem RSSR-Gehalt (ca. 60 M-%), verursacht allerdings durch entsprechend geringere Metakaolin-Gehalte verringerte Festigkeiten. Durch die Entwicklung ternärer AAM-Rezepturen konnte nicht nur die Festigkeit der Mischungen gegenüber den binären Rezepturen gesteigert werden (z.B. KMF-GA vs. KMF), sondern auch der RSSR-Gehalt erhöht und dadurch der Primärrohstoffeinsatz (Metakaolin) gesenkt werden (z.B. GA vs. KMF-GA).

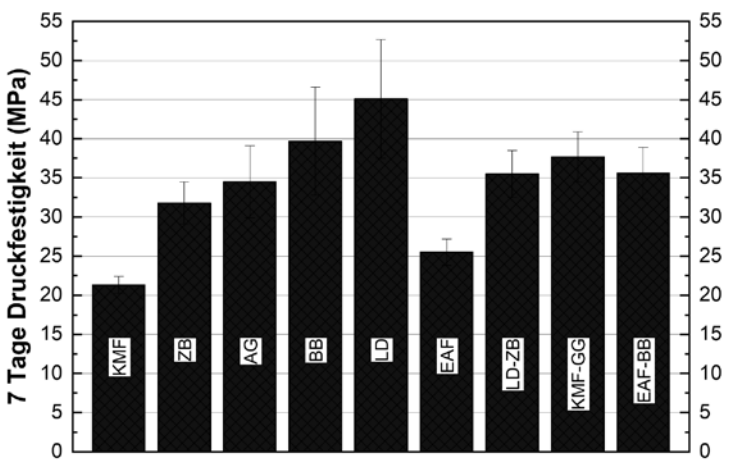


Abb. 2: Druckfestigkeit der untersuchten alkalisch aktivierten Leime nach 7 Tagen Reaktionszeit

Die Ergebnisse von ausgewählten gelaugten umweltrelevanten Elementen aus den Ausgangsmaterialien und alkalisch aktivierten Leimenproben sind in Abb. 3 dargestellt. Um potentielle

schädliche Auswirkungen auf die Umwelt abzuschätzen, wurden die ausgewählten Ergebnisse ersatzweise mit den Grenzwerten (als rote Linien in Abb. 3) für Baurestmassendeponien und im Fall von Mo für Reststoffdeponien gemäß Deponieverordnung (DVO) 2008 (BMLFUW, 2008) gegenübergestellt. Die gezeigten Elemente laugten bis zu 3,5 mg/kg Trockenmasse (TM) aus. Die Ausgangsstoffe, mit Ausnahme von ZB bei As, lagen immer unter dem Grenzwert. Für Mo und Cu liegen sowohl die Ausgangsstoffe als auch die alkalisch aktivierten Leimproben deutlich unter dem Grenzwert von jeweils 10 mg/kg TM. Die alkalisch aktivierten Leimproben zeigten meist deutliche höhere Werte an ausgelaugten Elementen, wobei im Fall von Cr und As in mehreren Fällen auch Grenzwerte überschritten werden. Dies ist vermutlich einerseits auf das junge Alter der Leimproben (28 Tage) sowie anders auf die für die alkalische Aktivierung nötige Vermahlung der Ausgangsmaterialien zurückzuführen, wodurch die reaktive Oberfläche erhöht und deutlich größere Mengen an Elementen ausgelaugt werden können (z. B. Cr oder As aus den Schlacken LD oder EAF) als dies für gebrochenes Ausgangsmaterial der Fall ist. Bei einer Zugabe von Gesteinskörnung sind nochmals deutlich geringere ausgelaugte Mengen für alkalisch aktivierte Mörtel oder Betonproben zu erwarten. Neben den in Abb. 3 dargestellten Elementen wurden auch die Konzentrationen von Pb, B, Ni und Zn untersucht, die allerdings entweder unter der Nachweisgrenze lagen oder die Grenzwerte für die Deponieklassen Baurestmassen und Reststoffdeponien laut DVO 2008 in keinem Fall überschritten.

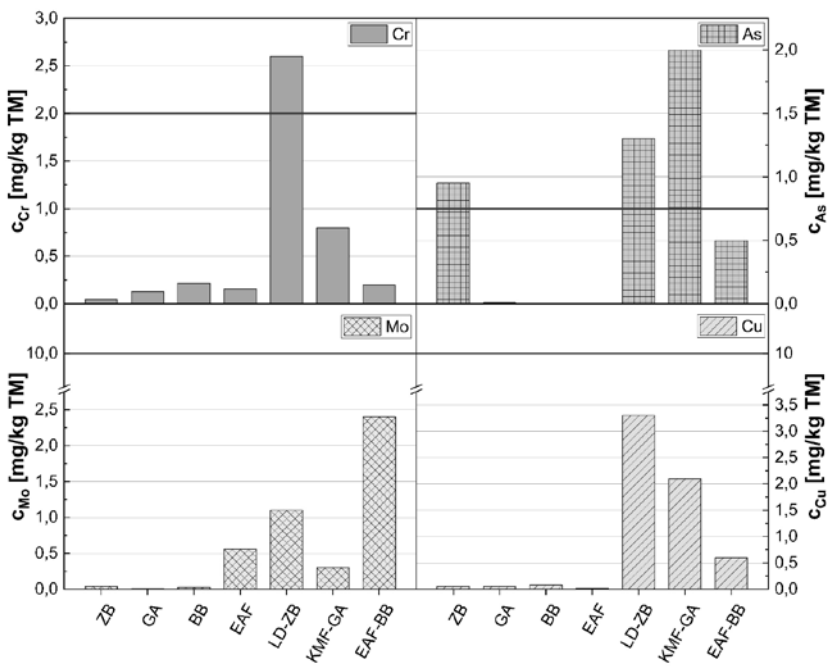


Abb. 3: Nach ÖNORM EN 12457-4 innerhalb von 24 Stunden aus den RSSR (ZB, GA, BB und EAF) und den gebrochenen alkalisch aktivierten Leimproben (LD-ZB, KMF-GA und EAF-BB) ausgelaugte Elementen Cr, As, Mo und Cu. Die roten Linien stellen jeweils die Grenzwerte für Eluate nach DVO 2008 für die Annahme auf Baurestmassendeponien bzw. für Mo für die Annahme auf Reststoffdeponien dar

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Diese Studie liefert eine Übersicht relevanter österreichischer Reststoffe und Sekundärrohstoffe (RSSR), welche in potentiellen Baustoffprodukten eingesetzt werden könnten. Die durchgeführ-

ten chemischen und mineralogischen Analysen an RSSR sowie Untersuchungen zum Auslaugverhalten an alkalisch aktivieren Leimproben, ermöglicht eine erste Einschätzung ihrer Eignung für die Herstellung von mineralischen Baustoffen. Mit den untersuchten Stoffen konnten alkalisch aktivierte Leime mit 7-Tage-Druckfestigkeiten von bis zu 45 MPa bei hohen RSSR-Gehalten hergestellt werden. Durch weitere Adaption der Rezepturen konnten verschiedene Stoffe miteinander kombiniert und so ein Optimum zwischen Druckfestigkeit und RSSR-Einsatz erreicht werden. Diese Studie zeigt, wie die erfolgreiche Wiederverwendung von mineralischen Reststoffen und Sekundärrohstoffen als Bindemittelkomponenten eine wichtige Rolle für CO_2- und Energieeinsparungen in der Baustoffindustrie spielen kann. Allerdings ist für die Etablierung und den großtechnischen Einsatz, insbesondere der innovativen AAM-Technologie, die Überarbeitung bestehender bzw. Einführung neuer normativer und gesetzlicher Rahmenbedingungen nötig, um geeignete Materialien einer Baustoff-Kreislaufwirtschaft zuführen zu können.

DANKSAGUNG

Diese Studie wurde im Rahmen des Christian Doppler Labors für reststoffbasierte Geopolymer-Baustoffe in der CO_2-neutralen Kreislaufwirtschaft ($GECCO_2$) durchgeführt. Wir bedanken uns für die finanzielle Unterstützung durch das Bundesministerium für Arbeit und Wirtschaft und die Christian Doppler Forschungsgesellschaft. Die mitfinanzierenden Industriepartner sind ÖBB Infrastruktur AG, voestalpine Stahl Donawitz GmbH, Kirchdorfer Fertigteilholding GmbH, Marienhütte Stahl- und Walzwerk GmbH, Brantner green solutions GmbH, Initiative Ziegel, Forschungsverein der Stein- und keramischen Industrie, Gemeinschaft Steirischer Abwasserentsorger (GSA), MM-Kanalrohr-Sanierung GmbH und CharLine GmbH. Dank gilt auch dem NAWI Zentrallabor für Wasser, Gesteine und Minerale der TU Graz für die Zurverfügungstellung der ICP-MS Laboruntersuchung.

LITERATURVERZEICHNIS

ASI (Austrian Standards Institut). (2003). ÖNORM EN 12457-4 – Charakterisierung von Abfällen – Auslaugung – Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen – Teil 4:. *Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/ Feststoffverhältnis von 10 l/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 10 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung)*. Wien.

Benhelal, E., Zahedi, G., Shamsaei, E., & Bahadori, A. (2013). Global strategies and potentials to curb CO2 emissions in cement industry. *Journal of Cleaner Production*, 142–161.

BMK (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie). (2023). *Die Bestandaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2023 für das Referenzjahr 2021.* Wien.

BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft). (2008). Deponieverordnung (DVO). BGBl. II Nr. 39/2008 inkl. der letzten Änderung BGBl. II Nr. 144/2021.

BMNT (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus). (2017). *Bundesabfallwirtschaftsplan 2017 - Teil 1*. Wien.

Jansen, D., Stabler, C., Goetz-Neunhoeffer, F., Dittrich, S., & Neubauer, J. (2011). Does Ordinary Portland Cement contain amorphous phase? A quantitative study using an external standard method. *Powder Diffraction*, 31-38.

Provis, J. L., & van Deventer, J. S. (2009). *Geopolymers - Structures, Processing, Properties and Industrial Applications.* Woodhead Publishing.

Scrivener, K. L., & Kirkpatrick, R. J. (2008). Innovation in use and research on cementitious material. *Cement and Concrete Research*, 128–136.

UNEP (United Nations Environment Programme). (2021). *Towards a Zero-emission, efficient and resilient buildings and construction sector - Towards a Zero-emission, efficient and resilient buildings and construction sector.* Nairobi.

UNEP (United Nations Environment Programme). (2022). *Global Status Report for Buildings and Construction - Towards a Zero-emission, efficient and resilient buildings and construction sector.* Nairobi.

ReSTex: Josef Ressel Centre for Recycling Strategies for Textiles

Christian B. Schimper[1], Birgit Herbinger[1], Judith Rudolf-Scholik[1], Agnes Grünfelder[1], David Lilek[1], Felice Quartinello[1], Jean Marie Egan[1], Georg Gübitz[2], Thomas Rosenau[3], Wolfgang Ipsmiller[4], Nika Depope[4] & Andreas Bartl[4]

[1)] University of Applied Sciences Wiener Neustadt, Josef Ressel Centre for Recovery Strategies for Textiles, Biotech Campus Tulln, Austria

[2)] University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Institute of Environmental Biotechnology, Department of Agrobiotechnology, IFA-Tulln, Austria

[3)] University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Institute of Chemistry of Renewable Resources, Tulln, Austria

[4)] TU Wien, Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering, Research Group for Particle Technology, Recycling Technology and Technology Assessment, Vienna, Austria

ABSTRACT: The Josef Ressel Center (JRC) for Recovery Strategies for Textiles (ReSTex) addresses one of the pillars of the European Green Deal in achieving sustainable societies and bio economies: textile recycling. Focused on cellulosic textiles and the separation of cellulosic blends of cotton/polyester, the JRC ReSTex is hosted by the University of Applied Sciences Wiener Neustadt, at the Biotech Campus Tulln, and funded by the Christian Doppler Research Association (CDG). This initiative involves the collaboration between scientific partners from the University of Natural Resources and Life Sciences of Vienna (BOKU) and TU Wien, alongside three industry partners: EREMA Engineering Recycling Maschinen und Anlagen GmbH and Starlinger & Co Gesellschaft m.b.H., which are leading suppliers of machinery to recycle synthetic materials such as Polyethylene terephthalate; and Salesianer Miettex GmbH, which is Austria's leading textile rental services provider. The project aims to develop innovative recycling strategies for textiles, emphasizing both biotechnological and chemical processes to achieve a closed-loop system. These research packages are supported by establishing recommendations for design for recycling, based on LC Analysis and the development of an AI-assisted database of spectral data from cotton/polyester blended fabrics in various proportions. This contribution outlines the planned research activities for this project.

1 BACKGROUND

Globally, chemical fibers make up around 65% of all fibers produced, with an additional 6% being made of man-made cellulosic fibers (Bremen Cotton Report, 2019). Among these chemical fibers, polyethylene terephthalate (PET) fibers make up around 52% of total global fiber consumption, accounting for 84% of all synthetic fibers (Gschwandtner, 2022). Cotton fibers, on the other hand, are about 23% of all fibers produced globally. Together, cotton and PET fibers represent approximately 76% of the total global fiber production.

Worldwide, textile materials are responsible for over 92 million tons of waste produced per year (Niinimäki et al., 2020). Currently, when taking Germany as a European example, 73% of all used textiles serve for thermal energy production or are landfilled (Schlichter, S., Müller, R., 2022). The remaining fraction are clothing textiles that are collected, of which about 62% go to second hand (the majority sold to African countries like Kenia), 25% are down cycled to cleaning towels or nonwovens, and 12% are of low quality and need to be burnt (thermal recovery). Only 1% are recycled to (new) fibers and textiles in a closed loop fiber to fiber recycling process (Ellen MacArthur Foundation, 2017).

The European Union has reacted to this fact by including textiles in the European Green Deal. The Waste Framework Directive (EU) 2018/851 has brought used textiles into focus for the first time ever. Hence, the Circular Economy Action Plan (COM 2020), adopted in March 2020 is one of the main building blocks of the European Green Deal. It highlights textiles as an industrial sector with potential for a circular economy. In the communication COM (2022) the Commission

responded by defining the “Road to 2030” and published the “Strategy for sustainable and circular textiles” on 30.03.2022. Textiles are now defined as part of municipal waste and member states are obliged to set up mandatory separate collection schemes for textile waste, starting with the year 2025. In article 11(6) of the directive, the Commission is being forced to set up targets for re-use and recycling of textile waste by December 2024.
Considering all these targets, by 2030, the textile products placed on the EU market shall be durable, repairable and recyclable. They shall be made mainly of recycled fibers and need to be free of hazardous substances. By then, circular rather than throw-away clothes shall have become state-of-the-art and sufficient capacities for recycling will need to be built up in a competitive, resilient and innovative textile sector, where producers take responsibility for their products along the value chain.
This is why the JRC ReSTex was funded by the CDG and established in October 2023 to tackle the challenges of textile recycling in Austria, driven by a strong partnership between companies along the value chain and research partners. On the long run it shall support the development and optimization of several textile recycling strategies in Austria and allow Austrian companies to establish and maintain a circular textile ecosystem that meets the challenges of the future, and reaches a leading position in the European and global market.
The industrial partners of the JRC are mainly material or technology-driven companies who are interested in establishing a circular process with a defined input and output material. One partner, Salesianer, provides defined post-business textile source material; two others, Starlinger. and EREMA, are mainly interested in the development of technology since they are producers of recycling machinery for synthetic materials. The JRC will coordinate and administer the efforts to generate data needed to establish new process designs for recycling of a raw material stream which consists of cotton and PET. As pointed out earlier, these two materials are the source for most of all produced textiles. Therefore, this example will serve as a role model for the successful conversion of several similar input streams.
Research partners from different Universities support the JRC to provide the highest possible output. Each of them has expertise in their specific field, relevant to the topic: The Biotech Campus Tulln of the University of Applied Sciences Wiener Neustadt (FHWN) hosts the JRC and will mainly address the enzymatic separation of cotton/polyester blended textile material, as well as spectroscopy and circular design. The University of Natural Resources, Vienna (BOKU) is participating with two institutes: the Institute of Environmental Biotechnology Department of Agrobiotechnology, IFA-Tulln will support in enzyme technology, and the Institute of Chemistry of Renewable Resources will provide their extensive cellulose analysis techniques and approach selective swelling mechanisms of cellulose. The Research Group for Particle Technology, Recycling Technology and Technology Assessment from the Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering at the TU Wien will support with their expertise from previous projects, and handle all aspects of process engineering, as well as upscalability of the developed processes. All of them are active in different areas which complement each other to solve the big picture. Ultimately, the JRC will combine all efforts to generate the best solution to close one defined loop in Austria’s textile chain.

2 RESEARCH OBJECTIVES AND RESEARCH AREAS

The JRC ReSTex project is structured around several key research objectives, each organized into distinct research areas to ensure comprehensive exploration and development of textile recycling strategies.

2.1 Design for Recycling

This area focuses on developing recycling-friendly textile designs to facilitate easier material recovery. The goal is to identify current design features and those that can be optimized for recycling, reducing the complexity and cost of processing textile waste. Key tasks include assessing

cycle-oriented product design and identification of features that hinder recycling, such as mixed-material components, dyes, and non-recyclable additives. These activities receive foundational support from LC Analysis and Life Cycle Cost Analysis.

2.2 Evaluation of Textile Raw Materials and Process Monitoring Using Bioinformatics and AI

These research activities aim to create a comprehensive database of textile materials generated in this research project – which mainly features various contents of cotton and polyester. Their properties are addressed by spectroscopic methods. The tasks include collection and analyzing spectral data of Near-Infrared (NIR), Mid-Infrared (MIR), and Raman spectroscopy to gather detailed compositional data from various textile samples. The generated data serves AI algorithms in creating predictive models to determine recycling outcomes based on material properties, thus enhancing sorting and processing efficiency. Thereby a robust database shall be established, compiling a comprehensive database that supports recycling process optimization and facilitates real-time monitoring.

2.3 Cellulose Hydrolysis

The focus here is on optimizing enzymatic hydrolysis and developing a process for rapid converting cellulosic textiles into fermentable sugars. This involves three main activities: (a) Screening and optimizing enzyme formulations to identify the most effective enzyme combinations for breaking down cellulose fibers into glucose; (b) Investigating pre-treatment methods by exploring mechanical and chemical pre-treatments to enhance enzyme accessibility and improve hydrolysis efficiency; and (c) finally collecting data necessary for scaling up the hydrolysis process. The transition from laboratory-scale experiments to pilot-scale operations, ensuring that the process is viable for industrial applications, is an iterative process with the next research area.

2.4 Basic Process Engineering for Enzymatic Hydrolysis of Textile Wastes

This research area, coordinated by TU Wien, involves the engineering aspects of scaling up the enzymatic hydrolysis process. The core activities consist of developing efficient reactor designs and process flow diagrams for large-scale hydrolysis operations, conducting trials to assess the performance and scalability of the engineered processes under industrial conditions and integrating enzymatic hydrolysis with downstream operations to ensure seamless integration with purification and recycling operations to create a cohesive recycling system.

2.5 Strategies for Selective Dissolution of Cellulosic Textile Blends

Led by the Institute of Chemistry of Renewable Resources at BOKU University, this area explores various tasks related to cellulose chemistry and cellulose analytics. The key tasks include testing various solvent systems to identify the most effective ones for cellulose swelling or dissolution without degrading PET; the adaptation of analytical methodology for molecular weight distribution and oxidative damage; the evaluation of the application of recovered cellulose fibers and the identification of side reactions and byproducts formed; and last but not least, approaches for complete removal or thermal stabilization of polysaccharide residues that interfere with subsequent PET extrusion.

2.6 PET Extrusion Processes

This part focuses on recycling the PET fraction of textile blends through extrusion processes. The quality of recovered PET is evaluated by assessing the physical and chemical properties of PET recovered from textile waste, to ensure it meets industry standards. The extrusion parameters

are optimized by fine-tuning the extrusion process to produce high-quality PET granules suitable for reuse in textile manufacturing. The recyclability is tested by evaluating the performance of obtained rPET to confirm that the recycled material maintains high quality.

3 CONCLUSIONS

The JRC ReSTex initiative represents a comprehensive approach to textile recycling, integrating advanced scientific research with practical industrial applications. By addressing the technical challenges of textile waste processing, this project aims to establish a model for sustainable textile management, contributing to the broader goals of the European Green Deal and circular economy. The collaborative efforts of academic and industry partners ensure that the outcomes of this project will be both scientifically robust and commercially viable, setting the stage for a significant impact on textile recycling practices.

REFERENCES

Bremen Cotton Report (2019) *Forecast world fibre production,* No. 05/06 – February 7th.

Ellen MacArthur Foundation (2017), *A new textiles economy: Redesigning fashion's future*, http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications.

Gschwandtner, C. (2022). *Outlook on Global Fiber Demand and Supply 2030*, Lenzinger Ber., 97, 11-19.

Niinimäki, K., Peters, G., Dahlbo, H., Perry, P., Rissanen, T., & Gwilt, A. (2020). *The environmental price of fast fashion*, Nature Reviews Earth & Environment, 1(4), 189-200.

Schlichter, S., Müller, R. (2022). *Upcycling textile waste webinar*, 21.06.2022, https://en.industryarena.com/vdma-textile-machinery/webinar/videorecording/1373899414

The Commission to the European Parliament (2020), *A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe*, COM/2020/98 final.

The Commission to the European Parliament (2022), *EU Strategy for Sustainable and Circular Textiles*, COM/2022/141 final.

CONTACT

Dr. Christian Schimper
Email: christian.schimper@fhwn.ac.at
Phone: +43 660 8355540
Josef Ressel Centre for Recovery Strategies for Textiles, ReSTex
Biotech Campus Tulln, University of Applied Sciences Wiener Neustadt
Konrad Lorenz Straße 10, 3430 Tulln/Donau, Austria

www.fhwn.ac.at/en/research/josef-ressel-centre-restex
www.cdg.ac.at/en/research-units/labor/recovery-strategies-for-textiles
www.linkedin.com/company/jrc-restex

The research project "JR Centre Recovery Strategies for Textiles" is funded by the Christian Doppler Research Association (CDG) as well as the Austrian Federal Ministry of Labor and Economic Affairs and the National Foundation for Research, Technology and Development.

Textilrecycling: unerlässlich, aber nicht genug!

Andreas Bartl, Wolfgang Ipsmiller & Sebastian Rosenbusch
TU Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und technische Biowissenschaften, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Fast Fashion ist ein äußerst erfolgreiches Geschäftsmodell, das Bekleidung in immer kürzeren Lieferzeiten zu immer niedrigeren Preisen auf den Markt bringt. Auch Menschen mit niedrigen Einkommen können somit topmodische und stets aktuelle Kleidung kaufen. Allerdings findet die Produktion von Fast Fashion ohne Einhaltung jeglicher Sozial- und Umweltstandards statt. Es geht nur darum, so billig und schnell wie möglich zu produzieren, um in letzter Konsequenz die Verkaufszahlen zu maximieren. In der EU wird derzeit das lineare Wirtschaftsmodell in ein Kreislaufmodell umgewandelt, auch im Textilsektor. Im Vordergrund steht dabei zumeist, einen möglichst hohen Anteil zu recyceln. Der Vortrag zeigt auf, dass Recycling allein nicht die Lösung sein kann. Das Wachstum von Produktion und Absatz im Textilbereich ist derart hoch, dass selbst bei Erreichen von sehr hohen (nahezu unerreichbaren) aktuell völlig unrealistischer Recyclingquoten der Bedarf an nativen Rohstoffen nicht sinken kann. Es ist offensichtlich, dass Fast Fashion und die Kreislaufwirtschaft nicht miteinander vereinbar sind.

1 EINLEITUNG

Textilien sind erst durch die Änderung der Abfallrahmenrichtline (ARR) im Jahre 2018 (EC, 2018) in den Fokus der Aufmerksamkeit gerückt. In der ARR wurde unter anderem festgelegt, dass Textilien zu den Siedlungsabfällen zählen und dass ab 2025 eine getrennte Sammlung erfolgen muss. Die Wichtigkeit der Textilien zeigt sich auch daran, dass laufend neue Veröffentlichungen der Kommission zu Textilien erfolgt sind:

- Ein neuer Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft. Für ein saubereres und wettbewerbsfähigeres Europa (EC, 2020) im Jahr 2020.
- EU-Strategie für nachhaltige und kreislauffähige Textilien (EC, 2022) im Jahr 2022.
- Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der ARR (EC, 2023).
- Eine neue Ökodesign-Verordnung (EC, 2024), die sich auch auf Textilien bezieht.

Die EU-Gesetzgebung weist noch Lücken auf. So zählen Textilien gemäß der ARR zu Siedlungsabfall, es ist jedoch nicht eindeutig, ob neben Bekleidung auch Heimtextilien, Teppiche oder Technische Textilien dazugezählt werden. Weiters sind für die getrennte Sammlung keine Quoten vorgegeben, sodass eine einheitliche europäische Vorgehensweise nicht gewährleistet ist.

2 DIE TEXTILE PRODUKTIONSKETTE

Die Produktion von Kleidung und anderen Textilien ist ein komplexer Prozess, der in mehreren Prozessstufen erfolgt, weltweit verteilt ist und oft in Ländern mit niedrigeren sozialen und ökologischen Standards konzentriert ist (Bartl & Ipsmiller, 2022).
Die Eingangsrohstoffe der Textilkette sind hauptsächlich Fasern, die in natürliche und Kunstfasern (auch Chemiefasern genannt bzw. man-made fibers) unterteilt werden. Natürliche Fasern umfassen solchen pflanzlichen Ursprungs (z.B. Baumwolle), tierischen Ursprungs (z.B. Wolle) und mineralischen Ursprungs (z.B. Asbest). Kunstfasern entstehen in technischen Prozessen, wobei Faserstoffe aus natürlichen (bekannt als künstliche Zellulosefasern bzw. man-made cellulosic fibers - MMCF) und synthetischen Polymeren (synthetische Fasern, z.B. PET) oder auch anorganischen Materialien wie Glas verwendet werden (Bartl & Ipsmiller, 2022).
Die weltweite Faserproduktion belief sich 2022 auf $117 \cdot 10^6$ t (Textile Exchange, 2023). Der Anteil der Naturfasern beträgt etwa $33{,}4 \cdot 10^6$ t (d.h. 29 %), wobei Baumwolle mit $25{,}5 \cdot 10^6$ t den

Löwenanteil ausmacht. Andere pflanzliche Naturfasern liegen mit $6{,}0 \cdot 10^6$ t weit dahinter, wobei Jute ($3{,}4 \cdot 10^6$ t) und Kokosfaser ($1{,}3 \cdot 10^6$ t) allein etwa 77 % dieser Kategorie ausmachen. Naturfasern tierischen Ursprungs ($1{,}9 \cdot 10^6$ t) sind heute von sekundärer Bedeutung, wobei Wolle etwa $1{,}1 \cdot 10^6$ t ausmacht. Das Produktionsvolumen der Kunstfasern betrug $83{,}3 \cdot 10^6$ t, was 71 % der gesamten Faserproduktion entspricht. PET-Fasern sind hauptsächlich für diese hohe Produktionsmenge in dieser Kategorie verantwortlich, mit 63,3 Millionen Tonnen, PA ($6{,}7 \cdot 10^6$ t) und andere synthetische Fasern ($6{,}0 \cdot 10^6$ t) sind von geringerer Bedeutung (Textile Exchange, 2023).
Insgesamt basieren etwa zwei Drittel der Faserproduktion auf fossilen Rohstoffen (PET, PA und andere synthetische Fasern: $76{,}0 \cdot 10^6$ t), während nur etwa ein Drittel (Naturfasern und MMCF: $40{,}7 \cdot 10^6$ t) auf erneuerbaren Rohstoffen basiert (Textile Exchange, 2023). Es ist wichtig zu beachten, dass auch Naturfasern, die aus erneuerbaren Ressourcen stammen, (heute zum größten Teil fossile) Energie für Prozesse wie Ernte, Agrarchemikalien usw. benötigen. Abhängig von dem Fasertyp variiert die verwendete Menge an Rohöl (für Energie oder als Grundstoff) zwischen 1,5 und 3,0 t pro 1 t Faser (Bartl & Ipsmiller, 2022).
Diese Fasern durchlaufen danach die weiteren Stufen der textilen Verarbeitungskette, einschließlich des Spinnens zu Garn, des Webens oder Strickens zu einem textilen Flächengebilde, des Färbens und Ausrüsten und schließlich des Zuschneidens und Nähens zum fertigen Produkt.
Jeder dieser Prozessschritte erfordert den Einsatz von Energie und Ressourcen, was zu Emissionen wie Treibhausgasen (hauptsächlich durch den Verbrauch an fossilen Energieträgern) oder Abwasser (insbesondere beim Färben und Ausrüsten) führt. Folglich ist die Textilindustrie für ihren erheblichen ökologischen Fußabdruck bekannt.
Der Gesamtenergieverbrauch variiert enorm und hängt weitgehend von Faktoren wie Garntiter und Grammatur des Textils ab. Aufgrund dieser Faktoren kann der Gesamtenergiebedarf zwischen etwa 100 und 1000 GJ/t schwanken (Bartl & Ipsmiller, 2022). Dies entspricht einem Rohölbedarf von 2,5 bis 10 Tonnen pro Tonne Textilien.

3 DAS GESCHÄFTSMODELL DER FAST FASHION

Der Begriff "Fast Fashion" hat in den letzten Jahren im Bekleidungssektor erheblich an Bedeutung gewonnen. Er bezeichnet ein Geschäftsmodell, bei dem Textilien in kurzen Zyklen schnell auf den Markt gebracht, zu niedrigen Kosten angeboten und mit begrenzter Haltbarkeit verkauft werden. Kleidungsstücke werden entworfen, produziert und schnell in die Geschäfte gebracht, um den neuesten Modetrends zu entsprechen, wobei der Hauptfokus auf der Verkürzung der Markteinführungszeit liegt. Dies führt zu einem nicht nachhaltigen Ressourcenverbrauch und erhöhten Umweltbelastungen, während gleichzeitig die Verkaufszahlen gesteigert werden (Statista, 2022).
Inditex, einer der bedeutendsten Akteure in diesem Sektor, verantwortlich für etwa 27 % des Umsatzes im Bereich Fast Fashion, umfasst bekannte Marken wie Zara, Bershka oder Massimo Dutti. Inditex verzeichnete in den letzten Jahren ein erhebliches Wachstum und steigerte den Umsatz von 5,57 Milliarden EUR im Jahr 2004 auf 35,97 Milliarden EUR im Jahr 2023, was in 19 Jahren einer Versechsfachung entspricht, trotz eines erheblichen Einbruchs im Jahr 2020 aufgrund der Pandemie (Statista, 2024a).
Das traditionelle Fast Fashion Geschäftsmodell entwickelt sich jedoch rasant weiter. Unternehmen wie Shein, ein chinesischer Onlinehändler, stellen täglich 6.000 bis 9.000 neue Artikel auf ihren Websiten und in sozialen Medien vor. Shein konnte seinen Umsatz von 610 Millionen EUR im Jahr 2016 auf rund 32,5 Milliarden EUR im Jahr 2022 steigern. Allein von 2021 (15,7 Milliarden EUR) auf 2022 (30 Milliarden EUR) konnte Shein seinen Umsatz verdoppelten Statista, 2024b) und lag damit nur mehr knapp hinter dem Marktführer Inditex (32,6 Milliarden EUR). Trotz des Erfolgs seines Geschäftsmodells der "Super Fast Fashion“ steht Shein wegen Missachtung ökologischer und ethischer Prinzipien in der Kritik. Modedesigner und Künstler beklagen oft, dass Shein deren Designs kopiert, was zu komplexen Rechtsstreitigkeiten mit unsicheren Ergebnissen führt. Das schnelle Wachstum im (Super-)Fast-Fashion-Sektor zeigt keine Anzeichen einer

Verlangsamung, und der Umsatz wird bis 2027 voraussichtlich beachtliche 185 Milliarden EUR erreichen (Statista, 2023).

4 WACHSTUM IM FASER/TEXTILMARKT

Bekleidung ist ein grundlegendes menschliches Bedürfnis, und es wäre nicht überraschend, wenn der Bekleidungskonsum (bzw. die Produktion von Textilfasern) im Einklang mit der Weltbevölkerung stünde. Das Produktionsvolumen von Fasern wächst jedoch weitaus schneller als die Bevölkerung. Der Pro-Kopf-Verbrauch ist von 6,7 kg im Jahr 1980 auf 14,3 kg im Jahr 2022 gestiegen (Textile Exchange, 2023). Diese starke Zunahme des Pro-Kopf-Verbrauchs, kombiniert mit einem erheblichen Anstieg der Weltbevölkerung, führt zu einem außergewöhnlich starken Wachstum der Faserproduktion, die von $24 \cdot 10^6$ t im Jahr 1970 auf $117 \cdot 10^6$ t im Jahr 2022 gestiegen ist (Textile Exchange, 2023). Das rasante Wachstum des Pro-Kopf-Verbrauchs ist teilweise auf das enorme Wachstum der Textilindustrie zurückzuführen, das durch den Erfolg des Geschäftsmodells der (Super) Fast Fashion noch zusätzlich befeuert wird.
Eine genauere Betrachtung der Produktionszahlen im Fasersektor zeigt, dass sich das Wachstum vor allem auf die Kategorie der synthetischen Chemiefasern konzentriert. Diese Faserkategorie ist erheblich gewachsen, und zwar von $4{,}8 \cdot 10^6$ t im Jahr 1970 auf fast das Siebzehnfache dieser Menge im Jahr 2022 ($80{,}6 \cdot 10^6$ t). Daraus ergibt sich eine durchschnittliche jährliche Wachstumsrate (CAGR) von 5,6 % oder eine Verdopplungszeit von 12,5 Jahren. MMFC verzeichneten ebenfalls ein beträchtliches Wachstum, das von $2{,}0 \cdot 10^6$ t im Jahr 2000 auf $7{,}3 \cdot 10^6$ t anstieg. Letztlich macht die Masse der MMCF nur knapp 9 % der PET-Fasern aus. (Textile Exchange, 2023)
Bis Mitte der 1990er Jahre überstieg die Baumwollproduktion diejenige der synthetischen Chemiefasern. Im Jahr 2022 war die Menge der synthetischen Chemiefasern jedoch mehr als dreimal so hoch wie die der Baumwolle (ca. $25 \cdot 10^6$ t gegenüber $81 \cdot 10^6$ t; Textile Exchange, 2023). Es wird erwartet, dass die Baumwollproduktion in den kommenden Jahren weiter stagnieren wird, da der Hektarertrag bereits seine Grenze erreicht hat und keine zusätzlichen Anbauflächen aus der Nahrungsmittelproduktion zur Verfügung gestellt werden können.
Wenn sich das Wachstum im Chemiefasersektor in den nächsten Jahren auf ähnlichem Niveau fortsetzt, wird sich das Volumen von derzeit $81 \cdot 10^6$ t auf 160 Millionen Tonnen bis 2034 oder 2035 verdoppeln. Dies impliziert eine entsprechende Verdoppelung des Bedarfs an (fossilen) Rohstoffen und Energie sowie der damit verbundenen Emissionen. Bedenkt man den bereits erwähnten Bedarf von bis zu 10 Tonnen Rohöl pro Tonne Textilien, so ist in den kommenden Jahren mit einer dramatischen Entwicklung im Textilsektor zu rechnen.

5 TEXTILRECYCLING HEUTE

Auf den ersten Blick könnte man zu dem Schluss kommen, dass Fast Fashion in Kombination mit der Kreislaufwirtschaft eine fantastische Symbiose schaffen könnte. Das Fast Fashion Geschäftsmodell ermöglicht die Bereitstellung erschwinglicher Kleidung, wodurch modische Kleidung einer breiteren Bevölkerungsschicht und nicht nur Spitzenverdiener zugänglich wird. Gleichzeitig ist das Recycling von Textilien ein wichtiger Bestandteil des EU-Kreislaufwirtschaftspakets und hat das Potenzial, die Abhängigkeit der Textilindustrie von Primärrohstoffen wie Polymeren zu verringern. Darüber hinaus hat das Textilrecycling im Einklang mit dem EU-Kreislaufwirtschaftspaket das Potenzial, neue „grüne Arbeitsplätze“ zu schaffen.
Viele Firmen im Bekleidungshandel arbeiten aktiv daran, die Nachhaltigkeit ihrer Geschäftstätigkeit zu maximieren und haben Aktivitäten gestartet, um die SDG (Sustainable Development Goals) zu erreichen. Inditex beispielsweise hat seine Verpflichtung zur Deckung seines Energieverbrauchs aus erneuerbaren Quellen, zur Verwendung nachhaltig produzierter Baumwolle und zur Nutzung recycelten Polyesters angekündigt. In Wirklichkeit neigen die Marken jedoch dazu, „business as usual“ zu betreiben und stattdessen ihre Greenwashing-Aktivitäten zu intensivieren. Schließlich sind alle Akteure im Fast Fashion Sektor nach wie vor darauf angewiesen, ihre

Verkaufszahlen zu steigern. Umsätze zu reduzieren, langlebige oder reparaturfähige Produkte anzubieten, kann (vordergründig) nicht im Interesse der Textilindustrie liegen.
Auf den ersten Blick scheint es, dass PET-Fasern eine hohe Recyclingrate von etwa 14 % erreicht haben, was $8{,}9 \cdot 10^6$ t entspricht. Es ist jedoch wichtig zu beachten, dass recyceltes PET überwiegend aus PET-Flaschen stammt, ein Faser-zu-Faser-Recycling findet de facto nicht statt (Textile Exchange, 2023).
Baumwolle weist eine Recyclingrate von 1 % auf. Obwohl diese Rate vergleichsweise niedrig ist, beträgt das recycelte Baumwollvolumen aufgrund des hohen Produktionsvolumens ($25{,}5 \cdot 10^6$ t) 260.000 Tonnen recycelter Fasern (Textile Exchange, 2023). Da Baumwolle hauptsächlich für Textilien verwendet wird, kann davon ausgegangen werden, dass bei dieser Faser ein Faser-zu-Faser-Recycling stattfindet.
Summiert man die recycelten Mengen (wobei der Wert für PET wegen der beschriebenen Problematik auf null gesetzt werden sollte), liegt die Gesamtmenge der aus textilen Rohstoffen gewonnenen Fasern weit unter 1 %. Auf der Grundlage dieser Daten kann der Schluss gezogen werden, dass Faser-zu-Faser-Recycling praktisch nicht existiert.

6 RECYCLINGSTRATEGIEN

Wie bereits erläutert, ist die Textilproduktion ein komplexer Prozess, und das Recycling in diesem Sektor beinhaltet das Zurückgehen in der Produktionskette und, bis zu einem gewissen Grad, deren Wiederholung. Folglich gibt es keine einheitliche Recyclingstrategie. Diese wäre ob der Vielfalt unterschiedlicher Materialkombinationen im Sinne einer Maximierung rezyklierter Fasermaterialien auch nicht sinnvoll. Textilien am Ende ihres Nutzungszyklus können an verschiedenen Punkten (d. h. als Fasern, Polymere oder Monomere) wieder in die Prozesskette zurückgeführt werden, was erfordert, dass zumindest ein Teil der Prozesskette erneut durchlaufen wird. Daher sollte der Recyclingprozess darauf abzielen, so wenig weit wie möglich in der textilen Kette zurückzugehen, um die Wiederholung von Prozessschritten zu minimieren. Gleichzeitig sollten in einem ideal dem Kreislaufwirtschaftskonzept entsprechenden Textilrecycling aber möglichst viele Materialien so rückgewonnen werden, dass sie wieder in Textilien eingesetzt werden können. Allein aus diesen beiden Aussagen kann also bereits der Schluss gezogen werden, dass jedenfalls Kompromisse gefunden werden müssen; die Praxis zeigt, dass dies oft noch deutlich komplizierter ist.

Im Folgenden werden kurz mögliche Zyklen erläutert (Bartl & Ipsmiller, 2022).

- Herstellung von Putzlappen:
  Dieser Prozess beinhaltet nur minimale Änderungen (Zuschnitt auf ca. 20 x 20 cm) der physischen Eigenschaften von Textilien. Die hergestellten Putzlappen sind Einwegprodukte, die nach Gebrauch thermisch verwertet werden. Diese Route entspricht nicht dem Konzept der Kreislaufwirtschaft.
- Recycling auf Faserebene
  Dies beinhaltet das Auflösen der Textilstruktur unter Erhaltung der Fasern. Mittels des Einsatzes von Reißmaschinen können aus Textilien wieder vereinzelte Fasern erhalten werden, die für die Garn- oder Vliesstoffherstellung geeignet sind. Eine Verringerung der Faserlänge und damit eine Qualitätsminderung ist oft unvermeidlich. Alternativ können Textilien zu Flock verarbeitet werden, das sind kurze Fasern, die als Zusatzstoffe in Baumaterialien eingesetzt werden können. In beiden Fällen wird die Neuproduktion von Fasern vermieden, wobei im zweiten Fall jedoch eine Rückführung nicht mehr innnerhalb der textilen Verarbeitungskette stattfindet.
- Recycling auf Polymerebene
  Die physikalischen Eigenschaften der Fasern werden verändert (z. B. Schmelzen oder Lösen), während die chemische Struktur erhalten bleibt. Das geschmolzene oder gelöste Polymer wird erneut einem Faserspinnprozess zugeführt. Beispielsweise können Baumwolltextilien als Rohstoff für die Herstellung von Lyocell-Fasern verwendet werden, wodurch Holz

als Rohstoff ersetzt wird. Sekundäre thermoplastische Polymere, wie PET, können ebenfalls in einem Schmelzspinnprozess eingesetzt werden, stammen aber in der Praxis – wie bereits erwähnt – überwiegend aus PET-Flaschen.
Die größte Herausforderung bei diesem Prozess ist die Notwendigkeit von hochreinen Inputströmen. Dies steht im krassen Gegensatz zu der Tatsache, dass Textilien zumeist aus mehreren Polymeren bestehen. Hochwertige Sortier- und/oder zusätzliche Trennschritte (mechanische, chemische, biochemische) sind unerlässlich, aber derzeit noch nicht industriell implementiert. Im Vergleich zu den vorher beschriebenen Routen ist das Energieeinsparpotenzial geringer, da ein erheblicher Teil der Prozesskette neu durchlaufen werden muss.

- Recycling auf Monomerebene
Dies beinhaltet physikalische und chemische Veränderungen der Faser. Beispielsweise können Fasern aus PA6 zu Polycaprolactam abgebaut werden, das dann für eine neue Polymerisation zu PA6 verwendet wird. Diese Route ist – sofern eine ausreichende Entfernung von Begleitstoffen garantiert werden kann – für eine Vielzahl von Inputmaterialien geeignet, erfordert jedoch, dass nahezu die gesamte Prozesskette erneut durchlaufen wird.

7 IST RECYCLING DIE LÖSUNG?

Es ist unbestritten, dass Recycling ein wirksames Mittel zur Reduzierung des Bedarfs an neuen Rohstoffen darstellt. Während erwartet wird, dass Recycling aufgrund des neuen rechtlichen Rahmens in der EU im Textilsektor an Bedeutung gewinnen wird, muss auch das massive Wachstum der Textilfaserproduktion, nicht zuletzt getrieben durch das Fast-Fashion-Geschäftsmodell, berücksichtigt werden.
Es wurde bereits hervorgehoben, dass das Produktionsvolumen der synthetischen Chemiefasern seit 1970 mit einer durchschnittlichen jährlichen Wachstumsrate von 5,6% gewachsen ist und in den kommenden Jahren voraussichtlich weiterwachsen wird. Im Jahr 2022 betrug die Produktion von synthetischen Chemiefasern $80{,}6 \cdot 10^6$ t, wobei lediglich 1% aus recyceltem Material (aus Faser-zu-Faser-Recycling) stammte. Dies bedeutet, dass etwa $80 \cdot 10^6$ t Polymere aus neuen Rohstoffen (oder PET-Flaschen) gewonnen werden. (Textile Exchange, 2023)
Unter der Annahme einer durchschnittlichen jährlichen Wachstumsrate (CAGR) von 5,6 % wird das Produktionsvolumen bis 2034 voraussichtlich etwa $160 \cdot 10^6$ t erreichen. Selbst mit einem äußerst ambitionierten Ziel, eine Faser-zu-Faser-Recyclingquote von 50 % bis dahin zu realisieren, würde der Bedarf an neuen Rohstoffen nahezu gleichbleiben. Ein ähnliches Szenario zeigt sich für 2038, wo ein konstantes Wachstum zu einem Produktionsvolumen von etwa $200 \cdot 10^6$ t führen würde. Selbst bei einer Recyclingquote von 60 % würde der Bedarf an neuen Rohstoffen nicht signifikant reduziert. Dieses Beispiel verdeutlicht, dass jeglicher Fortschritt im Faserrecycling durch das enorme Wachstum der Faserproduktion egalisiert wird, sofern nicht eine radikale Veränderung des textilen Sektors eintritt.

8 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Textilindustrie verursacht einen erheblichen ökologischen Fußabdruck, gekennzeichnet durch hohen Ressourcen- und Wasserverbrauch sowie beträchtliche Emissionen. Die nachhaltige Nutzung von Textilien ist entscheidend, um die Umweltbelastungen über den gesamten Lebenszyklus der Textilproduktion, -nutzung und -entsorgung zu mindern.
Da das Textilrecycling im Vergleich zu Recyclingprozessen in anderen Wirtschaftszweigen eine relativ neue Entwicklung ist, besteht ein dringender Bedarf, industriell anwendbare Prozesse zu entwickeln oder zu verbessern. Die Situation wird durch das Vorhandensein verschiedener Recyclingwege weiter verkompliziert. Es ist zu erwarten, dass es keine optimale Recyclingroute geben wird; vielmehr muss je nach Zustand der gebrauchten Textilien eine maßgeschneiderte Sequenz von Recyclingmethoden implementiert werden.
Selbst wenn strenge aktuelle und zukünftige EU-Vorschriften die Recyclingquote von Textilien erhöhen könnten, sind die inhärenten Einschränkungen dieses Konzepts offensichtlich.

Recycling ist zwar zweifellos ein sinnvolles Konzept, erfordert jedoch den Verbrauch von Energie und Ressourcen. Zudem ist das Erreichen einer hundertprozentigen Recyclingquote nicht möglich. Selbst wenn in 10 bis 14 Jahren 50 bis 60 % der Rohstoffe für die Faserproduktion aus Sekundärmaterialien (aus Textilien) stammten, würde aufgrund des massiven Wachstums der Branche weiterhin ein konstanter Bedarf an neuen Rohstoffen bestehen. Letztendlich kann Recycling nur die Symptome, nicht aber die eigentlichen Ursachen bekämpfen. Die einzige gangbare Lösung besteht darin, das Wachstum des Textilsektors zu begrenzen. Entscheidungsträger sind aufgefordert, wirksame Maßnahmen zu ergreifen, die die Haltbarkeit oder Reparierbarkeit von Textilprodukten erheblich zu verbessern vermögen. Es ist evident, dass das Geschäftsmodel der (Super) Fast Fashion nicht kompatibel mit der Kreislaufwirtschaft ist.

LITERATURVERZEICHNIS

Bartl & Ipsmiller (2022). Sourcing and re-sourcing end-of-use textiles, in: Polluting Textiles: The Problem with Microfibres, pp. 214 – 244, Taylor and Francis, New York/USA; https://doi.org/10.4324/9781003165385.

EC (2018). Directive (EU) 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste.

EC (2020). COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe, COM/2020/98 final.

EC (2022). COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS EU Strategy for Sustainable and Circular Textiles, COM(2022) 141 final.

EC (2023) Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Directive 2008/98/EC on waste COM(2023) 420 final

EC (2024). Legislative Entschließung des Europäischen Parlaments vom 23. April 2024 zu dem Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Rahmens für die Festlegung von Ökodesign-Anforderungen für nachhaltige Produkte und zur Aufhebung der Richtlinie 2009/125/EG

Statista (2022). Fast Fashion - Overview-Report zum Markt schnell produzierter und günstiger Mode. Verfügbar unter: https://de.statista.com/download/MTcxOTU2NzMzNyMjNjQ0MzIjIzEzNjkwNyMjMSMjbnVsbCMjU3R1ZHk=. Abgerufen am: 30.6.2024.

Statista (2023). Fast fashion market value forecast worldwide from 2021 to 2027. Verfügbar unter: https://www.statista.com/statistics/1008241/fast-fashion-market-value-forecast-worldwide/. Abgerufen am 30.6.2024.

Statista (2024a). Inditex. Verfügbar unter: https://de.statista.com/download/MTcyMTI5OTMxNiMjNjQ0MzIjIzE2MTI2IyMxIyNwZGYjI1N0dWR5. Abgerufen am 30.6.2024.

Statista (2024b). Umsatz von Shein weltweit in den Jahren 2016 bis 2023. Verfügbar unter: https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1373080/umfrage/shein-umsatz-weltweit/. Abgerufen am 30.6.2024.

Textile Exchange (2023). Materials Market Report 2023, Verfügbar unter: https://textileexchange.org/knowledge-center/documents/materials-market-report-2023/. Abgerufen am: 30.6.2024.

KONTAKT

Andreas Bartl
andreas.bartl@tuwien.ac.at
+43 1 58801 161102
Mechanische Verfahrenstechnik und Luftreinhaltetechnik/ Recyclingtechnologie
TU Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und technische Biowissenschaften
https://www.tuwien.at/tch/icebe

Kreislaufwirtschaftliche Herausforderungen im Sektor der Alttextilienbewirtschaftung

Markus Meissner, Kevin Kaltenbrunner & Daniel Orth
pulswerk GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Österreich sammelte im Jahr 2021 236.204 Tonnen Alttextilien, wobei nur 28 % getrennt erfasst werden. Die Sammlung erfolgt hauptsächlich über Container. Der Großteil der Textilabfälle wird energetisch verwertet (92 %), nur ein kleiner Teil wird recycelt oder für die Wiederverwendung vorbereitet. Es fehlen Kapazitäten für detaillierte Sortierung und Recycling. Die EU schlägt erweiterte Herstellerverantwortung und bessere Sammel- und Sortiersysteme vor. Eine Prognoserechnung für Österreich ergibt ein Textilabfallaufkommen von 241.000 bis 251.000 Tonnen. Mit der Annahme einer 50%igen getrennten Erfassung aus den gemischten Abfällen ergibt sich ein Potential von 118.000 bis 128.000 Tonnen für eine getrennte Erfassung. Die Mengen werden steigen, die Qualitäten sinken. Die Bewirtschaftung wird neue Rechtsvorschriften und Technologien und alle bereits aktiven Stakeholder benötigen, um die Kreislaufwirtschaft voranzutreiben.

1 EINLEITUNG

Die Rechtslage für die Abfallfraktion Alttextilien verändert sich aktuell wesentlich. Bestimmungen auf EU-Ebene sind im Entstehen, die den Rechtsrahmen weiterentwickeln und eine neue Gestaltung der Sammlung und Behandlung dieses kreislaufwirtschaftlich relevanten Mengenstrom erfordern.

1.1 Zur derzeitigen Bewirtschaftung der Alttextilien

Das BMK weist in der aktuellen Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft für das Bezugsjahr 2021 ein Aufkommen an getrennt gesammelten Alttextilien von 65.520 t, und ein Aufkommen in anderen Abfallströmen von 175.777 t aus. Das Gesamtaufkommen an gesammelten Alttextilien liegt demnach bei 236.204 t, die Quote der getrennten Erfassung bei knapp 28% (BMK 2023b). EU-weit werden rund 2,4 Mio. t getrennt gesammelt. Das entspricht rd. 22% des Aufkommens an Alttextilien aus Haushalten (EU SWD 2023).
In Österreich erfolgt die Sammlung von Alttextilien zum Großteil über ein Bringsystem (Containersammlung). Die ausgemusterten Textilien werden von den Verbraucher:innen zu öffentlich zugänglichen Depotcontainern gebracht. Holsysteme wie Haus- oder Sperrmüllsammlungen haben für Textilien in Österreich geringe Bedeutung. Am Markt sind kommunale, karitative und gewerbliche Textilsammler mit Altkleidercontainern und an Sammelzentren vertreten. Die jeweiligen Sammelmengen liegen generell unter 10.000 t. Die sogenannte Cremeware, also lokal wiederverwendbare Bekleidung, macht ca. 3 % der in Container eingeworfenen Waren aus. Der Abfallanteil liegt zwischen 3 und 10 % (Feldbaumer et al. 2023; Hofer 2022; Tragler und Klaffenböck 2019; Bernhardt et al. 2022). Im Jahr 2021 wurden in Österreich rd. 218.900 t Textilabfälle behandelt. Der überwiegende Anteil von 92 % wurde energetisch verwertet, während 2 % zur Wiederverwendung vorbereitet, 1 % stofflich verwertet und 5 % deponiert wurden. Recycelt wurden hauptsächlich „sortenreine“ Textilabfälle. Die Textilabfälle in gemischten Abfällen wurden fast zur Gänze thermisch verwertet, während die stofflich verwerteten Mengen von dieser Fraktion (mit rd. 1 %) den Einsatz als Reduktionsmittel in der Stahlindustrie abbilden (BMK 2023b).
In Österreich wird an 35 Standorten sortiert. Dabei werden sichtbare Störstoffe händisch entfernt und Cremeware aussortiert (BMK 2023a). In vier Anlagen wird eine tiefere Sortierung durchgeführt. Der Input in diese vier Anlagen, fast ausschließlich SN 58107 „Stoff und Gewebereste, Altkleider“, betrug im Jahr 2020 2.994 t (BMK 2023a). Größere Sortierwerke existieren in

Österreich an zwei Standorten (Carla-tex in Vorarlberg/ Hohenems und Volkshilfe Basar in Oberösterreich/Linz). Hier erfolgt ebenfalls eine manuelle Sortierung vor dem Export (Feldbaumer et al. 2023). Auf Basis der Angaben für 2019 durch das BMK (getrennt erfassten Textilabfälle: 57.000 t, Kapazitäten für deren Aufbereitung knapp 25.000 t) berechnet sich eine inländische Behandlungskapazität von maximal etwa 40 % (Ipsmiller und Bartl 2022) Auch innerhalb der EU werden die Sortierkapazitäten als ungenügend betrachtet (EU SWD 2023).
Ein Recycling von Textilabfällen wird in Österreich nur durch die Verwertung nicht-wiederverwendbarer Kleidung als Putzlappen durchgeführt. Dies erfolgt allerdings nur in wenigen Sortieranlagen und in geringem Ausmaß – je nach Aufkommen an nicht-wiederverwendbarer Kleidung und Nachfrage (BMK 2023b). Hinsichtlich des chemische Recycling gibt es derzeit einen Mangel an skalierbaren Faser2Faser-Recyclinglösungen (Stoifl et al. 2023). Die Alttextilien, die nicht einer Wiederverwendung zugeführt werden, werden zu einem Großteil nicht in Österreich recycelt, sondern exportiert (Feldbaumer et al. 2023). 2021 wurden gesamt 64.000 t exportiert, davon waren rd. 44.000 t Altkleider aus der getrennten Sammlung. Von diesen werden nach der Sortierung rd. 30.000 t zur Wiederverwendung vorbereitet und rd. 10.000 t recycelt. Die restlichen 4.000 t werden hauptsächlich thermisch verwertet. Weitere rd. 20.000 t Textilabfälle werden in gemischten Abfällen exportiert. Davon gehen rd. 18.300 t in eine thermische Verwertung, während der Rest entweder recycelt oder ohne Energierückgewinnung verbrannt wird (BMK 2023b).
Eine im Rahmen des Projektes „Machbarkeitsstudie für die zukünftige Bewirtschaftung von Alttextilien in Österreich“ durchgeführte Interviewreihe unter aktiven Stakeholdern des Sektors unterstreicht und bestätigt die Datenlage:

- Bei Alttextilien für Re-Use ist eine getrennte Sammlung de facto umgesetzt.
- Für nicht wiederverwendbare Alttextilien wie auch Matratzen/Teppiche und Gewerbemenge (Industrietextilien, Wäschereigewerbe) wird kein Angebot gesehen.
- Der Ausbau der Sammlung wird die Mengen steigen lassen, die Qualität der dzt. Mengen aber absenken.
- Es fehlen in Österreich sowohl Kapazitäten der Sortierung (auf sehr detaillierter Ebene und auch KI- und sensorengestützt), als auch für ein Recycling.
- Die vorhandene Kompetenz ist für die Weiterentwicklung im Sinn von kooperativen Lösungen jedenfalls einzubinden.

1.2 Potentialabschätzung und Erarbeitung von Szenarien für die zukünftige Bewirtschaftung

Eine Potentialabschätzung für das Jahr 2025 basiert auf dem Mengengerüst 2018 (Bernhardt et al. 2022), den Angaben im Bundesabfallwirtschaftsplan für das Bezugsjahr 2021 und spezifischer Quellen für einzelne Detailangaben. Anhand verschiedener Wachstumsprognosen (z.B. EU-Textilstrategie, BAWPs, Wirtschaftswachstum etc.) werden die Mengen für 2025 hochgerechnet und anschließend verschiedene Quoten für die getrennte Erfassung angenommen. Die Szenarienrechnung ergibt eine erwartbare Bandbreite für das Textilgesamtabfallaufkommen von 241.000 bis 251.000 t. Die EU-Kommission referenziert im Assessment einen Erfassungsgrad von 50 %. Mit dieser Annahme berechnet sich die Bandbreite der Mengen an erwarteten getrennt erfassten Textilabfällen zu 118.000 t bis 128.000 t.

1.3 Zusätzliches Verwertungspotential den prognostizierten Mengenstrom

Der Statusbericht 2023 nennt 5.470 t als die inländische Behandlungsmenge von reinen Textilabfällen für Re-Use und Recycling (BMK 2023b). Zieht man diese bestehende Verwertungskapazität ab, dann ergibt sich für 2025 ein Potential von 112.500 t bis 122.500 t für die Verwertung.

1.4 Vorschlag zur Änderung der AbfallrahmenRL

Aktuelle nationale Rechtslage ist, dass lt. §28b AWG ab 1.1.2025 „getrennte Sammlungen für Textilabfälle durchzuführen sind“. Am 5.Juli 2023 veröffentlichte die EU-Kommission einen Vorschlag zur Änderung der Abfallrahmenrichtlinie, der sich mit Textilien und Lebensmittelabfällen beschäftigt. Er zielt darauf ab, im Einklang mit der EU-Strategie für nachhaltige und zirkuläre Textilien eine stärker zirkuläre und nachhaltige Bewirtschaftung von Textilabfällen zu erreichen (EU COM 2023). Um dies zu erreichen, müssen die Kapazitäten für die getrennte Sammlung, die Sortierung, die Wiederverwendung und das Recycling in der EU ausgebaut werden. Die Kommission schlägt, auch auf Grundlage des begleitenden Impact Assessments (EU SWD 2023), insbesondere die Einführung verbindlicher und harmonisierter Systeme der erweiterten Herstellerverantwortung (EPR) für Textilien („textiles, textile-related and footwear products“) in allen EU-Mitgliedstaaten vor (Art 22). Der Vorschlag sieht vor, dass sich die Höhe der finanziellen Beiträge der Hersteller nach der Kreislauffähigkeit und der Umweltverträglichkeit der Textilerzeugnisse richtet („Ökomodulation"). Der Vorschlag soll die Forschung und Entwicklung innovativer Technologien fördern, die die Kreislaufwirtschaft im Textilsektor unterstützen. Außerdem sollen soziale Unternehmen unterstützt werden, die sich mit dem Sammeln, Sortieren, der Wiederverwendung und dem Recycling von Textilien befassen, und es werden letztlich Anreize für die Hersteller geschaffen, mehr Kreislaufprodukte zu entwickeln. Konkret sind u.a. folgende Punkte enthalten:

- Die Hersteller sollen für Kosten zur Sammlung, Transporte, Sortierung, Vorbereitung zur Wiederverwendung, Recycling und andere Verwertungen aufkommen. Insbesondere auch für Kosten von Textilabfällen die bei sozialwirtschaftlichen Einrichtungen im Rahmen ihrer Teilnahme entstehen. (Art 22a 4.)
- Die Einrichtung der Systeme muss binnen 30 Monaten nach Inkraftsetzung der Änderung erfolgen. (Art 22a 8.)
- Hersteller beteiligen sich an bewilligten Sammel- und Verwertungssystemen, diese heben Lizenzgebühren ein die entsprechend Öko-Designanforderungen variable Bestandteile enthalten und bauen ein System der getrennten Sammlung in Zusammenarbeit mit sozialwirtschaftlichen Einrichtungen und Kommunen und betrieblichen Sammlern auf (Art 22c)
- Das System ist so zu gestalten, dass Abfälle, die bei sozialwirtschaftlichen Einrichtungen und „other re-use operators“ im Zuge der Bewirtschaftung anfallenden Abfälle ohne Kosten übernommen werden. (Art 22c 5.)
- Sozialwirt. Einrichtungen und andere „Re-Use-Operators“ dürfen nicht an der Teilnahme an den Systemen behindert werden.
- Es muss sichergestellt werden, das sozialwirtschaftlichen Einrichtungen Teil des neuen Sammelsystem werden. Diese sind nicht verpflichtet ihre Sammelmengen an die Systeme zu übergeben. (Art 22c 11.)
- Sortierungen haben unter Berücksichtigung der Hierarchie Re-Use Textilien, dann Fraktionen für die stoffliche Verwertung und letztlich Fraktionen für ein künftiges Faser2Faser Recycling zu erzeugen (Art 22d 5.)
- Bis Jahresende 2025 sind im Zuge von Abfallsortieranalysen der Anteil an Textilien im gemischten Siedlungsabfall zu erheben. (Art 22d)

In den Vorbemerkungen hält die EU COM fest, dass aktuell nur 22 % der post-consumer Textilabfälle getrennt gesammelt werden. Davon werden nur 32 % -Punkte wiederverwendet. 68 % werden in anderen Abfallfraktionen mitgesammelt und thermisch verwertet oder deponiert. Im Jahr 2019 fielen EU-weit rund 12,6 Mio. T (davon 10,9 Mio.t aus Haushalten) an. 5,2 Mio. t waren Kleider und Schuhe.
Hinsichtlich der sofortigen Einführung von Quotenvorgaben für Sammlung; Re-Use und Recycling hält die EU-Kommission eine Sammelquote von 50 % für realistisch, aber erst nachdem dieser Sektor Zeit hatte, die getrennte Erfassung einzuführen. Derzeit wird die Situation als zu variabel beschrieben. (EU COM 2023)

2 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. HERAUSFORDERUNGEN

Die Literatur und die Expertise der Interviewpartner weisen auf folgende wesentliche Punkte für eine Weiterentwicklung im Sinn des Kreislaufwirtschaftspakets, der Textilstrategie und des Vorschlags der EU-Kommission zur Abfallrahmenrichtlinie hin:

- Die getrennt erfasste Menge wird steigen.
- Technologieentwicklung und Ausbau von Sortierkapazitäten
- Es bedarf einer zügigen Definition des Rechtsrahmen, um Entwicklungsprojekte und Investitionsentscheidungen vorantreiben zu können.
- Die Ausgestaltung des künftigen Systems der Sammlung muss unter Absicherung des lokalen Re-Use-Marktes (Abfallhierarchie) erfolgen.
- Weiterentwickeln des bestehenden, erfolgreichen Systems.
- Systeme der erweiterten Herstellerverantwortung müssen den heutigen Vorgaben und Ansprüchen der verschiedenen Strategiedokumente ausgestaltet werden.
- Kooperation ermöglicht eine zielgerichtete Entwicklung
- Kommunikation neuer Vorgaben zur getrennten Sammlung an die Bürger:innen

3 DANKSAGUNG

Das Projekt „Machbarkeitsstudie für die zukünftige Bewirtschaftung von Alttextilien in Österreich“ wurde finanziert von den Ämtern der Landesregierungen Burgenland, Kärnten, Niederösterreich, Oberösterreich, Salzburg, Steiermark, Tirol und Vorarlberg sowie der Stadt Wien, Es wurde durchgeführt in Kooperation mit dem Landesabfallverband Oberösterreich und unterstützt vom Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

LITERATURVERZEICHNIS

Bernhardt, Antonia; Brandstätter, Christian; Karigl, Brigitte; Neubauer, Christian; Stoifl, Barbara; van Eygen, Emile (2022): Aufkommen und Behandlung von Textilabfällen in Österreich. Materialien zum Bundesabfallwirtschaftsplan. Wien (Report, 0788).

BMK (2023a): Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2023_Teil1. Hg. v. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie. Wien.

BMK (2023b): Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich. Statusbericht 2023 für das Referenzjahr 2021. Hg. v. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie. Wien.

EU COM (2023): COM(2023) 420 final - Annex to the directive of the European Parliament and of the council amending Directive 2008/98/EC on waste. Brüssel (Mitteilung der Kommission).

EU SWD (2023): SWD(2023) 421 final - IMPACT ASSESSMENT REPORT Accompanying the document Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2008/98/EC on waste {COM(2023) 420} - {SWD(2023) 420-422} - {SEC(2023) 420}. Brüssel.

Feldbaumer, Marcus; Granzer-Sudra, Karin; Ganglberger, Erika (2023): Anhang 4 zu Sekundärrohstoffe für die österreichische Textilindustrie. Hg. v. BMK. Wien (Berichte aus der Energie- und Umweltforschung).

Hofer, Katharina (2022): Organisatorische Aspekte beim Re-Use von Gebrauchtkleidung und Alttextilien. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur, Wien. Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft.

Ipsmiller, Wolfgang; Bartl, Andreas (2022): Der aktuelle Stand der Technik im Recycling. In: Roland Pomberger (Hg.): Recy & DepoTech 2022. Vorträgekonferenzband 16. Recy & DepoTech-Konferenz, 9.bis 11.11.2022, Leoben. Unter Mitarbeit von Roland Pomberger. Leoben: aVW Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft Eigenverlag, S. 127–132.

Stoifl, Barbara; Röderer, Kathrin; Zanini-Freitag, Daniela (2023): Den Textilkreislauf schließen - Herausforderungen und Chancen für neue Kreisläufe und Märkte im Textilrecycling. Wien (DP-184).

Tragler, Christine; Klaffenböck, Gertrude (2019): Factsheet - Altkleidersammlung in Österreich. Hg. v. Südwind und Clean Clothes Kampagne. Wien.

Herausforderungen bei der automatisierten Sortierung von Post-Consumer-Textilien mittels Standard-NIR-Spektroskopie

Hana Stipanovic, Tanja Bäck, Hanna Kobald, Sophie Zirps & Alexia Tischberger-Aldrian
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallwirtschaft und Abfallverwertungstechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Das wachsende Aufkommen an Textilabfällen wurde von der Europäischen Kommission als Problem einer nachhaltigen Entwicklung erkannt und dem Textilrecycling eine hohe Priorität zugeordnet. Um die Recyclingmengen zu erhöhen, sind erhebliche Fortschritte bei der automatisierten Textilsortierung erforderlich, da die manuelle Sortierung an ihre Grenzen stoßen wird. Derzeit ist die Standard-NIR-Spektroskopie die Technologie laut Stand der Technik für eine bis dato noch unterentwickelte automatisierte Textilsortierung. Ziel des vorliegenden Beitrages ist es, die Herausforderungen zu identifizieren, die es nach dem derzeitigen Stand des Wissens und der Technik für die NIR-Sortiertechnologie für Textilien gibt und die Grenzen der Standard-NIR-Spektroskopie zu beschreiben. Dieses Basisverständnis soll bei künftigen Weiterentwicklungen und Verbesserungen bei automatisierten Textilsortierverfahren unterstützen.

1 EINLEITUNG

Textilabfälle sind ein wachsendes Problem, wobei der Verbrauch in Europa im Jahr 2020 bei 6,6 Millionen Tonnen lag (European Environment Agency 2022). Jährlich werden 5,8 Millionen Tonnen Textilien weggeworfen, etwa 11,3 kg pro Person (European Commission 2022). Um dieses Problem zu bewältigen, hat die Europäische Kommission Textilien als Priorität im Rahmen der Kreislaufwirtschaft eingestuft, und die Mitgliedstaaten müssen – in einem ersten Schritt – bis 2025 getrennte Sammelsysteme für Textilien einführen. Derzeit werden die meisten Textilabfälle entweder verbrannt, deponiert oder in Entwicklungsländer exportiert (Niinimäki et al. 2020). Ein wichtiger Schritt in Richtung Faser-zu-Faser-Recycling ist die effiziente und automatisierte Sortierung von Textilabfällen, denn nur dann ist ein hochwertiges Recycling möglich.

Derzeit wird die Sortierung von Textilabfällen hauptsächlich manuell durchgeführt, was sehr zeitaufwendig und wirtschaftlich nicht effizient ist, eine automatisierte Sortierung (z.B. mit Nahinfrarot-(NIR-)Spektroskopie) ist demnach unumgänglich. Grund dafür ist, dass die einzelnen Textilrecyclingverfahren spezielle und individuelle Inputfraktionen benötigen. Nur durch manuelle Sortierung können die entsprechenden Mengen keinesfalls bereitgestellt werden. Die NIR-Spektroskopie zählt für die automatisierte Textilsortierung zu einer der vielversprechendsten Technologien und wird zum Teil bereits in wenigen - in Europa betriebenen - Sortieranlagen eingesetzt.

Die NIR-Spektroskopie wird bereits seit langem für unterschiedliche Analysen in der Textilproduktion eingesetzt, und in letzter Zeit wird sie auch für die Sortierung von Textilabfällen verwendet (Ozaki et al., 2021). Die NIR-Spektroskopie ist eine geeignete Methode für die Abfallsortierung, da eine Probe schnell und ohne Probenvorbereitung untersucht werden kann, ohne ihre Integrität zu zerstören. Allerdings gibt es immer noch Herausforderungen bei der Verwendung der Standard-NIR-Spektroskopie für die Sortierung von Post-Consumer-Textilien.

Ziel des vorliegenden Beitrages ist, einen guten Überblick über die derzeitigen Herausforderungen bei der Erkennung von Textilien mittels NIR-Technologie durch verfügbare Literatur und eigene Untersuchungen zu schaffen.

2 MATERIAL UND METHODEN

Insgesamt wurden über 500 willkürlich ausgewählte Proben von Post-Consumer-Textilabfällen untersucht. Die Spektren wurden mittels hyperspektraler Kamera (EVK Helios NIR G2 Core) im Wellenlängenbereich von 991-1677 nm und einem tragbaren NIR-Spektrometer microPHAZIR™ (Thermo Fischer Scientific Inc.) im Bereich von 1596-2396 nm aufgenommen. Die erfassten Spektren mussten zunächst eine Signalvorbehandlung (Pre-Processing) durchlaufen. Um die Qualität der Spektraldaten zu verbessern und um die sich überschneidenden Banden zu trennen, wurden zunächst die erste Ableitung und Glättung der Spektren durchgeführt, bevor sie mit chemometrischen Werkzeugen wie PCA (Principal Component Analysis) weiterverarbeitet wurden. Zusätzlich wurde eine umfassende Literaturrecherche durchgeführt. Die im nachfolgenden Kapitel dargestellten Ergebnisse und identifizierten Herausforderungen stellen eine Kombination aus eigenen Untersuchungen und den Ergebnissen der Literaturrecherche dar.

3 ERGEBNISSE UND IDENTIFIZIERTE HERAUSFORDERUNGEN

Die NIR-Spektroskopie ist in erster Linie eine Oberflächenanalysemethode. Die Penetrationstiefe des NIR-Lichts hängt wesentlich von dem untersuchten Material ab. Bei Textilien liegt diese in der Regel bei einigen Millimetern, mehr bei dünnen und leichten Stoffen und weniger bei dicken und dichten Stoffen (Burns and Ciurczak 2001). Bei heterogenen Textilien, sehr dünnen oder sehr dicken Textilien, Textilien mit Beschichtungen, mehrschichtigen Textilien sowie bei einigen funktionellen Oberflächen kann dies zu einer mangelnden Repräsentativität der gesamten Textilprobenzusammensetzung führen, die weiter in dem Beitrag zusätzlich erläutert werden.

Heterogenität in Textilien bezieht sich vor allem auf Textilmischungen. In der Textilherstellung ist es gängige Praxis, die Fasern zweier oder mehrerer Arten zu mischen, um die gewünschten Stoffeigenschaften zu erzielen. Eine quantitative Analyse von Textilabfällen, insbesondere für Polycotton, ist daher unerlässlich, um die nachfolgenden Recyclingprozesse besser abstimmen zu können. In der Literatur finden sich einige Veröffentlichungen, die sich mit der Erkennung und Sortierung von Textilabfällen aus Polycotton befassen und die hohe Genauigkeit der quantitativen Analyse bei der Klassifizierung von Polycotton-Proben belegen. Der aktuelle Grenzbereich für eine genaue Identifizierung mit einer maximalen Ungenauigkeit von 4,5 % liegt bei einem 20-prozentigen Anteil eines Materials in der Mischung. Unterhalb dieses Grenzwerts können die Spektren des anderen Materials einen stärkeren Einfluss ausüben, insbesondere bei Polycotton-Mischungen, bei denen Baumwolle das Material mit dem geringeren Anteil ist. (Becker et al. 2024, Cura et al. 2021, Du et al. 2022, Mäkelä et al. 2020)

Die Quantifizierung erfolgt jedoch danach, wie gut die Anteile von Polyester und Baumwolle in den Spektraldaten (Peaks) erkennbar sind, wobei zu erwähnen ist, dass die Intensitäten der charakteristischen Peaks nicht nur durch den Anteil der Fasern, sondern auch durch Einflussfaktoren wie die Materialdicke geprägt werden. Deswegen können Spektren von Alttextilien unterschiedlicher Materialzusammensetzung in gewissen charakteristischen Bereichen nahe beieinander liegen. Der Einfluss der Materialdicke und anderer potenzieller Faktoren darf ebenfalls nicht ausgeschlossen werden. Dickere Textilproben, die dem NIR-Sensor vorgelegt werden, erschweren die genaue Messung des Anteils der vorhandenen Fasern. Umgekehrt stellen sehr dünne und locker gewebte Textilien eine Herausforderung für die Erkennung dar, da der NIR-Sensor möglicherweise das Spektrum des Hintergrunds durch die Probe misst, was sich ebenfalls auf die Genauigkeit der Quantifizierung auswirkt. Die Quantifizierung kann auch durch Falten und Schatten, aber auch Beschichtungen und Oberflächenbehandlungen beeinflusst werden. Becker et al. (2024) berichten, dass bei stark gefaltete Textilproben einige Peaks stärker ausgeprägt sind als andere, was zu einer inkorrekten Quantifizierung führt. Um eine genaue Quantifizierung von Faseranteilen durch den NIR-Sensor zu gewährleisten, ist es entscheidend, dass die Textilien einzeln und flach platziert werden, um eine Sortierung im industriellen Maßstab zu realisieren. Beschichtungen und Oberflächenbehandlungen können ebenfalls dazu führen, dass das Material

falsch klassifiziert wird, je nachdem, welche Seite dem NIR-Sensor zugewandt ist. Darüber hinaus kann die Dicke des Materials und der Beschichtung dazu führen, dass beschichtete Textilien als Textilmischungen erkannt werden. (Cura et al. 2021, Du et al. 2022, Qiu et al. 2023)

Die Ergebnisse der von Cura et al. (2021) durchgeführten Messungen zeigen, dass ein geringer Anteil eines Materials in der Mischung (unter 10 %) die Erkennung erschwert. Die meisten Textilmischungen mit geringem Anteil werden so hergestellt, dass die Mischungsmaterialien teilweise im Garn versteckt sind, was eine Herausforderung für die geringe Penetrationstiefe der NIR-Spektroskopie darstellen kann. Dies macht es besonders schwierig, wenn man versucht, das Vorhandensein von Elasthan zu erkennen. Elasthan ist in vielen Recyclingprozessen unerwünscht und bei der Sortierung lässt es sich nur schwer quantifizieren.

Die Ergebnisse der eigenen durchgeführten Messreihen zeigen, dass die Erkennung von Elasthan in Baumwollmischungen eine besondere Herausforderung darstellt (Zirps 2024).

Ein weiteres Material, dessen Vorhandensein in baumwollreichen Mischungen schwer zu erkennen sein kann, ist Viskose. Obwohl es sich bei Baumwolle als auch Viskose um Cellulosematerialien handelt, gibt es signifikante Unterschiede, wie z. B. eine andere Kristallstruktur und einen geringeren Polymerisationsgrad. Daher wird Baumwolle als Cellulose I und Viskose als Cellulose II bezeichnet (Kamide 2005). Diese Unterschiede führen dazu, dass Viskose in den Recyclingprozessen von Baumwolle nicht immer erwünscht ist. Wichtig darauf hinzuweisen ist auch, dass die Merzerisierung von Baumwolltextilien die Kristallstruktur der Baumwolle teilweise von Cellulose I zu Cellulose II verändert, was dazu führen kann, dass Baumwolle als Viskose oder deren Mischung erkannt wird. (Cura et al. 2021)

Die Ergebnisse zeigen, dass die Erkennung von Viskose in Baumwollmischungen schwierig wird, wenn der Viskoseanteil unter 20 % liegt. Vergleichbare Ergebnisse wurden von Cura et al. (2021) für Polyester-Viskose-Mischungen und für Polyester-Acryl-Textilmischungen beobachtet, wobei die Studie zeigte, dass ein Mindestanteil von 18 % Polyester erforderlich ist, um einen deutlichen Polyester-Peak zu erzielen. Du et al. (2022) untersuchten zusätzlich Textilmischungen aus Polyester und Wolle, wobei sie feststellten, dass der Polyestergehalt für eine mögliche Detektion höher als 3 % sein soll.

Polyester ist anfällig für Degradation, z.B. durch Wasser, UV-Licht und alkalische Bedingungen, was zu Veränderungen der spektralen Eigenschaften führen kann. (Sammon et al. 2000) Dies könnte die geringere Klassifizierungsgenauigkeit von Polyester in der Studie von Cura et al. (2021) erklären. Darüber hinaus ist Polyester eine der wenigen Textilfasern, für die Faser-zu-Faser-Recyclingverfahren existieren, von denen einige im großindustriellen Maßstab betrieben werden können. Der am häufigsten verwendete Polyester in Textilfasern ist PET (Polyethylenterephthalat), aber auch andere Arten wie PBT (Polybutylenterephthalat) und PTT (Polytrimethylenterephthalat) werden verwendet. In Zukunft könnte die Trennung verschiedener Arten von Polyester von Vorteil sein, um genauere Informationen über das Ausgangsmaterial für das Recycling zu erhalten. Derzeit gibt es keinen erkennbaren Unterschied in den NIR-Spektren der verschiedenen Polyester. (Cura et al. 2021)

Verschiedene Wollsorten stellen ebenfalls eine Herausforderung dar, da sie sehr ähnliche NIR-Spektren aufweisen. Eine besondere Herausforderung ist die Erkennung von Kaschmirwolle und Standardwolle in Textilien, da sich die chemischen Informationen der Spektren nur sehr geringfügig unterscheiden. Um diese Herausforderung zu bewältigen, haben Zhou et al. (2018) die sechs charakteristischen Variablen, die die Proteinstruktur darstellen, in den LDA (Linear Discriminant Analysis) Klassifikator implementiert und damit eine 100 %ige Klassifikation erreicht. Die Umsetzung im großen Maßstab in einer Sortieranlage muss jedoch noch getestet werden. Für die Trennung von Standard- und Merinowolle ist aktuell ebenfalls noch kein Verfahren bekannt. Die Identifizierung von Kaschmirwolle und Standard-Wolltextilmischungen wird daher auch von

Sun et al. (2019) als Herausforderung erkannt, die eine Trennung von Wollmischungen und Nicht-Mischungen von 95,24 % erreichen. Da Kaschmirtextilien feuchtigkeitsempfindlich sind, was sich auf das NIR-Spektrum auswirken kann, wurde in der Studie untersucht, wie die Klassifizierung durch Feuchtigkeit beeinflusst wird. Die Ergebnisse zeigen, dass im Vergleich zu den Vorhersageergebnissen von getrockneten Proben die Genauigkeiten für Kaschmirtextilien von 90,48 auf 69,94 % und für Kaschmir- und Wollmischtextilien von 93,33 auf 56,85 % abnehmen.

Der Einfluss von Feuchtigkeit auf die Spektren verschiedener Textilien wurde von verschiedenen Autoren, aber auch durch unsere eigenen Messungen erkannt. Baumwollreiche Proben zeigten eine Verschiebung des charakteristischen Baumwollpeaks in Richtung des Wasserpeaks, je höher der Feuchtigkeitsgehalt war. Die anderen Peaks verloren ihr charakteristisches Verhalten. Hingegen beeinflusste Feuchtigkeit das spektrale Verhalten von polyesterreichen Proben weniger, da diese schnell trockneten und ihr Feuchtigkeitsgehalt bis zur Sortierung gering ist. Lediglich Mikrofasermaterialien, die ebenfalls aus Polyester bestanden, zeigten eine deutliche Veränderung ihrer Spektren bei Wassereinwirkung.

Die Erkennung des Feuchtigkeitsgehalts in Textilien wurde schon vor mehr als 20 Jahren für die Textilproduktion identifiziert. Dabei wurde gezeigt, dass Restfeuchte von 0,05 bis 50 % in den Textilien mittels NIR-Spektroskopie gemessen werden kann, wobei der Feuchtigkeitsgehalt über 50 % keine guten Ergebnisse lieferte. (Cleve et al. 2000)

Becker et al. (2024) analysierten ebenfalls den Einfluss von Feuchtigkeit auf Polycotton-Proben und kamen ebenso zu dem Schluss, dass die Feuchtigkeit die Spektren verändert. Sie schlugen auch eine Lösung vor, nämlich die Spektren der nassen Materialien in der Klassifikationssoftware anzulernen, um die Möglichkeit von Fehleinschätzungen bei der Identifizierung von Polycotton-Proben zu verringern. Eine weitere Möglichkeit wurde von Qiu et al. (2023) vorgeschlagen, die die Anwendung von EPO (Orhogonalization of External Parameters) untersuchten, um die Störung durch Wasserabsorption in NIR-Spektralsignalen zu verringern und eine höhere Genauigkeit und Sortierfähigkeit von Alttextilien zu erreichen. Weitere Faktoren, die die Erkennung und Sortierung von Textilabfällen mithilfe der NIR-Spektroskopie beeinflussen können, sind die Alterung von Textilien, die Farbe, aber auch das Vorhandensein von Accessoires und die Größe der Textilstücke. Es wurde festgestellt, dass das Altern chemische Veränderungen - insbesondere im Spektrum von Baumwolle - verursacht, welches die Erkennung erschwert. Baumwollproben landen in der Klasse ≥ 90 % (weniger als 90 % Baumwolle vorhanden), und nicht der Klasse 100 %. Weitere Untersuchungen sind erforderlich, um festzustellen, ob das Altern die weitere Verwendung der sortierten Materialien einschränkt und daher als zusätzliche Fraktion aussortiert werden sollte. (Cura et al. 2021)

Je nach Wellenlängenbereich des verwendeten NIR-Geräts können schwarze und dunkle Farben die Messung stören, das gilt jedoch nur für einige wenige. Die meisten schwarz und dunkel gefärbten Textilien weisen jedoch kein schlechteres Spektrum auf als andere Farben, was im Gegensatz zu schwarzen Kunststoffmaterialien steht, die bei der NIR-Identifizierung Probleme verursachen (Huth-Fehre et al., 1995). Eigene Messungen zeigten, dass im NIR-Spektrum einiger grauer Textilien keine Spektralinformationen geliefert wurden. Die Analyse des von einem NIR-Kamera aufgenommenen Graubildes zeigt, dass Proben ohne Spektralinformationen eine geringere Helligkeit aufweisen, was darauf hindeutet, dass die Art der Färbung die spektralen Eigenschaften beeinflussen kann. Bei grauen Proben fehlten charakteristische Peaks entweder ganz oder waren nur schwach sichtbar. Dieses Phänomen könnte auf die spezifischen Färbemethoden (z. B. Ruß) oder die in diesem Farbbereich verwendeten Zusatzstoffe zurückzuführen sein. (Bäck 2023) Eigene Untersuchungen haben gezeigt, dass die Sortierung von Textilien mittels NIR-Spektroskopie durch das Vorhandensein von funktionalen und/oder dekorativen Accessoires erschwert wird. Die Accessoires bestehen oft aus anderen Materialien als die eigentliche Textilprobe, was zu Fehlklassifikationen von ganzen Textilstücken oder Teilstücken führen kann. Zum Beispiel kann ein T-Shirt aus Baumwolle fälschlicherweise als Polycotton erkannt werden, wenn

es mit Polyester bedruckt ist. Zudem können Zubehörteile das Recycling der Textilien beeinträchtigen. Wenn eine Entfernung erforderlich ist, müssen sie von der NIR-Kamera erkannt werden. Etiketten oder Knöpfe, die von außen sichtbar sind, können mittels NIR-Spektroskopie erkannt werden, während die Erkennung von Nähten eine Herausforderung darstellt. (Kobald 2024)

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Trotz der bestehenden Herausforderungen ist die NIR-Spektroskopie eine vielversprechende Technologie für die automatische Sortierung von Textilabfällen. Diese vielversprechende Prognose ist vor allem auf den höheren Forschungsstand im Vergleich zu anderen Sortierverfahren zurückzuführen. Um jedoch die für ein effektives Recycling erforderliche Qualität des Ausgangsmaterials zu erreichen, sind weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeiten notwendig.

Ein entscheidender Aspekt für eine erfolgreiche Textilsortierung ist die Erreichung der erforderlichen Sortierqualitäten. Diese Sortierqualitäten ergeben sich aus den Spezifikationen für die Inputmaterialien der Textilrecyclingverfahren, wobei sich viele noch in der Entwicklung befinden. Folglich sind die Spezifikationen für die Eingangsmaterialien nicht immer klar definiert und können je nach Recyclingverfahren erheblich voneinander abweichen. Nichtsdestotrotz ist die Erwartungshaltung der Textilrecycler hoch und der Begriff „Reinheit“ für Textilrecycler und -sortierer nicht immer übereinstimmend.

Eine effektive Kommunikation und Zusammenarbeit zwischen allen Beteiligten der Textilrecyclingkette ist daher unerlässlich.

LITERATURVERZEICHNIS

Bäck, T. (2023) Sensorgestützte Sortierung von Alttextilien mittels NIR. Diplomarbeit an der Montanuniversität Leoben.

Becker, A., Datko, A., Kroell, N., Küppers, B., Greiff, K., Gries, T. (2024). Near-infrared-based sortability of polyester-containing textile waste. Resources, Conservation and Recycling 206, 107577. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107577

Burns, D., Ciurczak, E. (2001.) Handbook of Near-Infrared Analysis. https://doi.org/10.1201/9781003042204

Cleve, E., Bach, E., Schollmeyer, E. (2000.) Using chemometric methods and NIR spectrophotometry in the textile industry. Analytica Chimica Acta 420, 163–167. https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)00888-6

Cura, K., Rintala, N., Kamppuri, T., Saarimäki, E., Heikkilä, P. (2021.) Textile Recognition and Sorting for Recycling at an Automated Line Using Near Infrared Spectroscopy. Recycling 6, 11. https://doi.org/10.3390/recycling6010011

Du, W., Zheng, J., Li, W., Liu, Z., Wang, H., Han, X. (2022.) Efficient Recognition and Automatic Sorting Technology of Waste Textiles Based on Online Near infrared Spectroscopy and Convolutional Neural Network. Resources, Conservation and Recycling 180, 106157. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106157

European Commission (2022.) Factsheet on Textiles [WWW Document]. European Commission - European Commission. URL https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/fs_22_2017 (accessed 4.4.23).

European Environment Agency (2022.) EU-27 apparent consumption of clothing, footwear and household textiles (excluding fur and leather clothing), 2010-2020, million tonnes and kilograms per person — European Environment Agency [WWW Document]. URL https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/eu27-apparent-consumption-of-clothing/ (accessed 4.4.23).

Huth-Fehre, Th., Feldhoff, R., Kantimm, Th., Quick, L., Winter, F., Cammann, K., Van Den Broek, W., Wienke, D., Melssen, W., Buydens, L. (1995.) NIR - Remote sensing and artificial neural networks for rapid identification of post consumer plastics. Journal of Molecular Structure 348, 143–146. https://doi.org/10.1016/0022-2860(95)08609-Y

Kamide, K. (2005.) 3 - Molecular Properties of Cellulose and Cellulose Derivatives, in: Kamide, K. (Ed.), Cellulose and Cellulose Derivatives. Elsevier, Amsterdam, pp. 189–444. https://doi.org/10.1016/B978-044482254-3/50005-9

Kobald, H. (2024) Bekleidungsaccessoires von Alttextilien in der automatisierten NIR-Sortierung. Diplomarbeit an der Montanuniversität Leoben.

Mäkelä, M., Rissanen, M., Sixta, H. (2020.) Machine vision estimates the polyester content in recyclable waste textiles. Resources, Conservation and Recycling 161, 105007. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105007
Niinimäki, K., Peters, G., Dahlbo, H., Perry, P., Rissanen, T., Gwilt, A. (2020.) The environmental price of fast fashion. Nat Rev Earth Environ 1, 189–200. https://doi.org/10.1038/s43017-020-0039-9
Ozaki, Y., Huck, C., Tsuchikawa, S., Engelsen, S.B. (Eds.) (2021.) Near-Infrared Spectroscopy: Theory, Spectral Analysis, Instrumentation, and Applications. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-15-8648-4
Qiu, X., Liu, Y., Zhang, X., Liu, D., Wang, R., Wang, C., Liu, J., Liu, W., Gong, Y. (2023.) Moisture insensitive analysis of polyester/viscose waste textiles using Near-Infrared spectroscopy and Orthogonalization of external parameters algorithm. Journal of Industrial Textiles 53, 15280837231187671. https://doi.org/10.1177/15280837231187671
Sammon, C., Yarwood, J., Everall, N. (2000.) An FT–IR study of the effect of hydrolytic degradation on the structure of thin PET films. Polymer Degradation and Stability 67, 149–158. https://doi.org/10.1016/S0141-3910(99)00104-4
Sun, X., Yuan, H., Song, C., Li, X., Hu, A., Yu, S., Ren, Z. (2019.) A novel drying-free identification method of cashmere textiles by NIR spectroscopy combined with an adaptive representation learning classification method. Microchemical Journal 149, 104018. https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.104018
Zhou, J., Yu, L., Ding, Q., Wang, R. (2018.) Textile Fiber Identification Using Near-Infrared Spectroscopy and Pattern Recognition. Autex Research Journal 19. https://doi.org/10.1515/aut-2018-0055
Zirps, S. (2024) Bestimmung des Elasthangehaltes mittels IR-basierten Verfahren. Diplomarbeit an der Montanuniversität Leoben.

KONTAKT

Hana Stipanovic, mag.ing.min.
hana.stipanovic@unileoben.ac.at
Wissenschaftliche Mitarbeiterin
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft
www.avaw-unileoben.at

Bewertung alkalischer Reststoffe für die CO_2-Speicherung durch direkte, wässrige Karbonatisierung: MVA-Rückstände

Sarah Reiter[1], Florian Schinnerl[1] & Markus Lehner[1]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Direkte, wässrige Karbonatisierung ist ein vielversprechender Ansatz zur langfristigen Bindung von Kohlenstoffdioxid und zeigt großes Potenzial zur Mitigation der schwer reduzierbaren Emissionen aus der thermischen Abfallverwertung. Unter Einsatz von Wasser als Lösungsmittel, reagieren Kalzium- und Magnesiumionen aus Verbrennungsrückständen mit Kohlenstoffdioxid, wodurch nicht lösliche Karbonate gebildet werden. Jeweils zwei Schlacken- und Ascheproben einer österreichischen Müllverbrennungsanlage (MVA) werden auf ihr Potenzial zur CO_2-Bindung durch wässrige Direktkarbonatisierung untersucht. Milde Prozessbedingungen simulieren die Karbonatisierung der Reststoffen mit Prozessabgas, während intensive Bedingungen auf Verfahrensoptimierung abzielen. Beide Schlackenproben, eine frische und gealterte Variante, zeigen Potenzial zur CO_2-Speicherung. Unter intensivierten Bedingungen wird eine CO_2-Bindung von 59 und 50 kg pro Tonne Einsatzmaterial erreicht, was jeweils 25 % der theoretisch möglichen Aufnahme entspricht. Besonders bemerkenswert ist die frische Schlackenprobe, die bereits bei Umgebungstemperaturen ein vergleichsweise hohes Maß an Karbonatisierung erzielt. Diese Ergebnisse unterstreichen das Potenzial der Materialien für die CO_2-Speicherung, weisen jedoch auf die Notwendigkeit weiterer Optimierung hin.

1 MVA-RÜCKSTÄNDE ALS CO_2-SPEICHER

Rund 2,5 Mio. t Abfälle werden jährlich in Österreichs 11 thermischen Behandlungsanlagen von Siedlungsabfällen verwertet. Durch die Verbrennung wird eine Reduktion der Abfälle auf rund 660.000 t erreicht, die als Aschen und Schlacken anfallen. Diese werden mit 605.000 t zum Großteil deponiert (BMK 2023). Damit leisten Müllverbrennungsanlagen einen wichtigen Beitrag zur Reduktion von Deponievolumen und Gefährlichkeit von Abfällen (BMLFUW 2009). Gleichzeit lagen die Treibhausgasemissionen dieses Sektors im Jahr 2018 in Österreich bei 1,1 Mio. t CO_2-Äquivalenten, was etwa einem Prozent der jährlichen Gesamtemissionen des Landes entspricht (Umweltbundesamt 2020). Trotz Reduktionsmaßnahmen gelten diese Emissionen laut Prognosen des Wissenschaftsbeirates zur österreichischen Carbon Management Strategie auch bis 2050 als unvermeidbar („Hard-to-abate“), da trotzt vermehrter Abfallvermeidung und Recycling zu erwarten ist, dass Restabfallmengen bestehen bleiben und keine Alternative zur thermische Abfallbehandlung besteht (BMF 2024). Aus diesem Grund gewinnen Methoden zur CO_2-Abscheidung, -Nutzung und -Speicherung (Carbon Capture, Utilization and Storage, CCUS) zunehmend and Bedeutung (Veetil & Hitch 2020).

Ein vielversprechender Ansatz zur CO_2-Bindung wird in der Karbonatisierung gesehen, ein Prozess, der auf der natürlichen Silikatverwitterung basiert. In der Natur reagieren die in Mineralien, wie Wollastonit, Olivin und Serpentinit enthaltenen Kalzium- und Magnesiumionen mit atmosphärischem Kohlenstoffdioxid unter der Bildung von wasserunlöslichen Karbonaten (Sanna et al. 2014). Diese stellen aus thermodynamischer Sicht die stabilsten Derivate von Kohlenstoffdioxid dar, weshalb der Prozess als zuverlässige Methode zur langfristigen CO_2-Bindung angesehen wird (Liu et al. 2021, Sanna et al. 2014).
Neben natürlichen Gesteinen sind auch eine Vielzahl von industriellen Reststoffen reich an kalzium- und magnesiumhaltigen Mineralien und sind damit potenziell zur CO_2-Speicherung geeignet. Darunter zählen neben Stahlschlacken, Zementstäuben oder Rückstände aus der Feuerfestindustrie auch Aschen und Schlacken aus der Müllverbrennung (Abdul et al. 2023). Damit bietet

Karbonatisierung die Möglichkeit der CO_2-Reduktion dieser Industrien unter dem Einsatz eigener Rückstände (Sanna et al. 2014).

2 KARBONATISIERUNG

Die natürliche Silikatverwitterung ist durch ihre langsame Reaktionskinetik charakterisiert, wodurch die Speicherung signifikanter Mengen an Kohlenstoffdioxid geologische Zeitspannen in Anspruch nimmt (Olajire 2013). Für die industrielle Applikation der Karbonatisierungsreaktion ist daher eine erhebliche Beschleunigung der Reaktionsgeschwindigkeit durch Intensivierung der Prozessbedingungen erforderlich.
Als besonders vielversprechende Verfahrensroute gilt die wässrige Direktkarbonatisierung (Baciocchi et al. 2015), bei der Wasser als Lösungsmittel für die im Feststoff enthaltenen Metallionen und das gasförmige CO_2 fungiert (Oconnor et al. 2005). Das gelöste Kohlenstoffdioxid dissoziiert anschließend in der Flüssigkeit zu Hydrogenkarbonat, das schließlich mit den gelösten Metallionen reagiert und als festes Karbonat ausfällt.
Zur Beschleunigung der Herauslösung der Ionen aus der Feststoffmatrix findet der Prozess meist unter erhöhten Temperaturen statt, während hohe Drücke zur Verbesserung der CO_2-Löslichkeit beitragen (Oconnor et al. 2005, Olajire 2013).

3 ZIEL DES BEITRAGS

Vier Rückstände einer österreichischen MVA mit Rostfeuerung werden auf ihr Potenzial zur CO_2-Bindung durch direkte, wässrige Karbonatisierung untersucht. Dabei simulieren Umgebungstemperaturen und niedrige CO_2-Patialdrücke von 0.15 bar die Karbonatisierung unter Einsatz von Prozessabgasen mit einem CO_2-Gehalt von 15 Vol.-%. Intensivere Prozessbedingungen streben die Optimierung des Verfahrens an.

4 MATERIAL UND METHODEN

Insgesamt werden jeweils zwei Schlacke- und Bettascheproben untersucht. Als Schlacke wird dabei der gesinterte Reststoff bezeichnet, der am Ende des Rosts anfällt, während Bettasche den Verbrennungsrückstand beschreibt, der während der Feuerung durch den Rost fällt.
Die frische Schlackenprobe wird gemeinsam mit den Bettaschenproben einen Monat vor der experimentellen Untersuchung an der MVA entnommen und in einem luftdichten Behälter unter Argon-Atmosphäre gelagert. Die zweite Schlackenprobe wird vor Entnahme am MVA-Standtort 6 Monate unter atmosphärischen Bedingungen gealtert. Beide Schlacken weisen eine vergleichbare Partikelgrößenverteilung mit Korngrößen von bis zu mehreren Zentimetern auf und werden jeweils sowohl in ihrem Rohzustand als auch in gemahlener Form (90-125 µm) untersucht. Die mechanische Aufbereitung erfolgt durch eine Kugelmühle.
Bei den Bettaschenproben wird zwischen feiner und grober Asche unterschieden. Die feine Probe besteht aus ausreichend Partikeln im Korngrößenbereich von 90-125 µm und erfordert keine weitere Vorbereitung. Im Gegensatz dazu wird die zweite Ascheprobe als zu grobkörnig für Versuche im Ursprungszustand gesehen und daher nur nach einer Mahlung untersucht.

Die Zusammensetzung aller Proben wird mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) bestimmt und ist in Tab. 1 angegeben. Der Karbonatanteil wird durch thermogravimetrische Analyse (TGA) ermittelt. Aus der Differenz zwischen dem gesamten CaO-Gehalt und dem karbonatisch gebundenen CaO wird der freie Anteil errechnet, der für die Karbonatisierungsreaktion verfügbar ist.

Tab. 1:Zusammensetzung und theoretisches CO_2-Aufnahmepotential für die 4 untersuchten MVA-Proben

Komponente	Einheit	Schlacke frisch	Schlacke gealtert	Bettasche fein	Bettasche grob
CaO_{total}		26,16	22,38	25,33	10,58
CaO_{frei}		18,02	9,60	24,94	7,21
$CaCO_3$		14,60	22,86	0,68	6,05
MgO	Gew.-%	0,02	1,72	0,00	0,00
Fe_2O_3		15,76	18,24	7,69	4,17
SiO_2		17,26	15,42	6,91	33,59
S		0,70	0,82	5,97	0,20
A_{th}	kg t^{-1}	228,29	194,60	238,15	79,57

Zur Bewertung des Potentials zur CO_2-Speicherung der Proben wird die theoretische Aufnahme nach Oconnor et al. (2005) laut Formel (1) berechnet, welche die maximale CO_2-Aufnahme beschreibt, wenn alle freien Kalzium-, Magnesium-, und Eisenionen zu Karbonaten reagieren. Die entsprechenden Ionenkonzentrationen werden in Gewichtsprozent eingesetzt, während MM_{CO2} die molaren Masse von Kohlenstoffdioxid beschreibt. Die Resultate sind in Kilogramm CO_2-Aufnahme pro Tonne Einsatzmaterial in Tab. 1 angeführt.

$$A_{th} = (\sum(Ca^{2+} + Fe^{2+} + Mg^{2+}) \cdot MM_{CO2}) \cdot 10 \quad (1)$$

Die experimentellen Untersuchungen werden in einem 0.6 l Batch-Reaktor (Haage Anagramm) durchgeführt, die gewählten Bedingungen sind in Tab. 2 aufgelistet. Vor Versuchsbeginn werden alle Proben 2 Stunden lang bei 105 °C getrocknet. Für Experimente 1, 6, 11 & 15 erfolgt eine Befeuchtung von 9 g des Ausgangsmaterials durch Besprühen mit deionisiertem Wasser, während für die übrigen Versuche 9 g Probe in 100 ml deionisiertem Wasser suspendiert werden. Anschließend wird der Reaktor mit dem vorbereiteten Material beladen und luftdicht verschlossen.
Vor Experimenten bei einem CO_2-Partialdruck von 0,15 bar wird der Reaktor zehnmal mit einer Gasmischung aus 85 Vol.-% N_2 und 15 Vol.-% CO_2 gespült, bevor dieselbe Gasmischung in den Reaktor injiziert wird. Bei höherem Druck wird das atmosphärische Gas in der Reaktorbombe vernachlässigt und reines CO_2 injiziert, bis ein Gesamtdruck von 20 bar erreicht ist. Vor der Gasinjektion wird das Reaktionsgefäß für Versuche 5, 10, 14 & 18 mittels eines elektrischen Heizmantels auf 100 °C aufgeheizt. Nach einer Reaktionszeit von 2 Stunden wird das Restgas aus dem Reaktor abgelassen und dieser anschließend geöffnet.

Tab. 2: Untersuchungsbedingungen der Versuche zur wässrigen, direkten Karbonatisierung der vier MVA-Proben

Probe	Exp. Nr.	Temperatur °C	Gesamt-druck bar	CO_2-Partial-druck bar	Partikelgröße µm	F/F[1]-Verhältnis g l^{-1}
Schlacke frisch (1-5) gealtert (6-10)	1, 6	Umgeb.	1	0,15	Original	Befeuchtet
	2, 7	Umgeb.	1	0,15	Original	90
	3, 8	Umgeb.	1	0,15	90-125	90
	4, 9	Umgeb.	20	20	90-125	90
	5, 10	100	20	20	90-125	90
Bettasche fein (11-14) grob (15-18)	11, 15	Umgeb.	1	0,15	90-125	Befeuchtet
	12, 16	Umgeb.	1	0,15	90-125	90
	13, 17	Umgeb.	20	20	90-125	90
	14, 18	100.	20	20	90-125	90

[1)] Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis

Die Wasser-Feststoff-Suspension wird filtriert und der Filterkuchen für 2 Stunden bei 105 °C getrocknet. Durch TGA wird schließlich die CO_2-Aufnahme durch Vergleich des Ausgangsmaterials mit der karbonatisierten Probe bestimmt. Zusätzlich wird die Karbonatisierungseffizienz als Verhältnis zwischen experimenteller und theoretischer Aufnahme errechnet.

5 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die experimentell ermittelte Kohlenstoffdioxid-Aufnahme, dargestellt in Kilogramm gespeichertem CO_2 pro Tonne Einsatzmaterial, sowie die Karbonatisierungseffizienz in Prozent, sind in Abb. 1 zusammengefasst.
Die theoretische CO_2-Aufnahme der frischen und gealterten Schlackenprobe beträgt 228,3 und 195,6 kg t^{-1}. Der geringere Wert der gealterten Schlacke ist auf den höheren Karbonatgehalt (vergl. Tab. 1) aufgrund der Alterung zurückzuführen. Unter milden Versuchsbedingungen mit Befeuchtung (Exp. Nr. 1 & 6) wird für beide Proben eine Aufnahme von 2,1 % erreicht. Durch Suspension in Wasser und Verkleinerung der Partikelgröße steigt die CO_2-Bindung geringfügig auf 17,4 bzw. 9,7 kg t^{-1} für die frische und gealterte Probe. Eine Erhöhung des CO_2-Druckes auf 20 bar führt zu einer signifikanten Steigerung der Karbonatisierungseffizienz auf 21,3 % für die frische Probe, was auf die verbesserte CO_2-Löslichkeit in der Suspension zurückzuführen ist. Eine Temperaturerhöhung auf 100 °C steigert die Aufnahme weiter auf 59,8 kg t^{-1} oder 26,2 %.
Für die gealterte Schlacke wird durch die Drucksteigerung nur eine geringe Zunahme der CO_2-Aufnahme auf 18,2 kg t^{-1} erzielt. Die Alterung von Müllverbrennungsrückständen stabilisiert im Allgemeinen die Materialmatrix (Costa et al. 2007), was die Löslichkeit von Ionen aus der Probe verringert (Brück et al. 2018) und somit die geringere Kohlenstoffdioxidspeicherung im Vergleich zur frischen Schlacke erklärt. Durch die Temperaturerhöhung auf 100 °C kann die CO_2-Aufnahme der gealterten Probe dennoch auf 50,4 kg t^{-1} gesteigert werden. Es wird davon ausgegangen, dass die erhöhte Temperatur eine stärkere Löslichkeit von Kalzium- oder Magnesiumionen unterstütz und damit der stabileren Matrix entgegenwirkt.

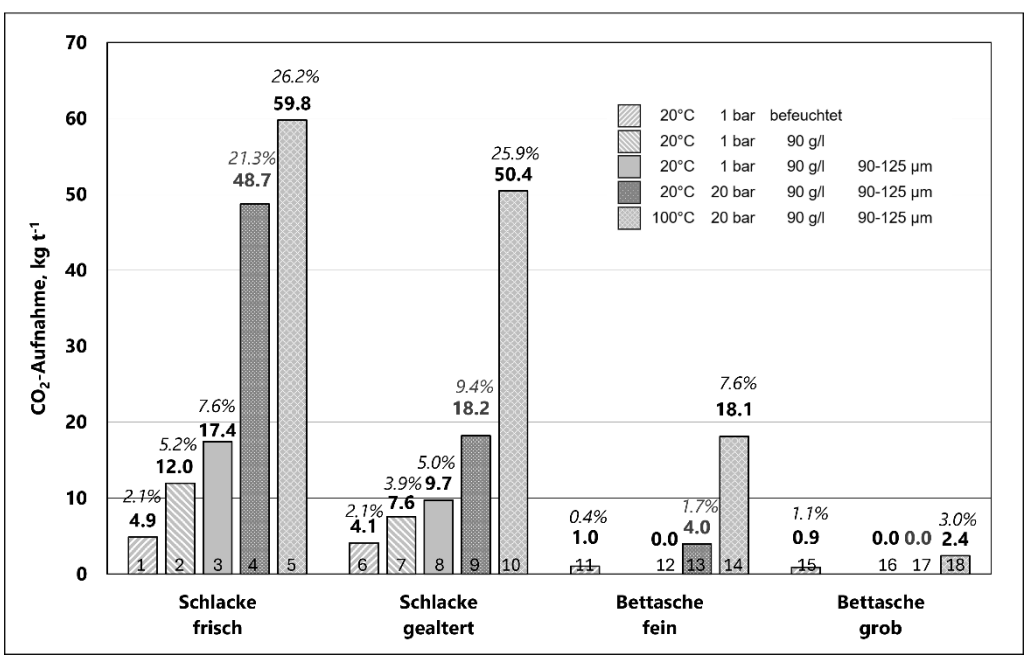


Abb. 1: Experimentelle CO_2-Aufnahme (fett) in Kilogramm CO_2 pro Tonne eingesetztem Material und Karbonatisierungseffizienz (kursiv) der vier Proben bei unterschiedlichen Versuchsbedingungen

Die feine Bettasche weist mit etwa 240 kg CO_2 pro Tonne das höchste Aufnahmepotential auf, während die grobe Bettasche aufgrund des hohen Siliziumoxidgehaltes von 33,6 Gew.-% (vergl. Tab. 1) ein Speicherpotenzial von etwa 80 kg t^{-1} zeigt. Experimentell kann für beide Proben nur eine geringe Aufnahme beobachtet werden. Für die feine Bettasche wird bei 100 °C und 20 bar 18 kg pro Tonne (Exp. Nr. 14) Kohlenstoffdioxid-Speicherung erreicht, während für die grobe Asche keine signifikante CO_2-Aufnahme zu beobachten ist. Ohne genaue Kenntnisse über die vorhandenen Mineralphasen in den Materialien können nur bedingt Rückschlüsse über die zugrundeliegende Ursache gezogen werden. Jedoch werden erhöhte Schwefelgehalte, wie sie mit 6 Gew.-% bei der feinen Bettasche beobachtet werden (vergl. Tab. 1), in der Literatur als problematisch gesehen. Abdul et al. (2023) beschreiben, dass Schwefeloxide mit der Karbonatausfällung um Kalziumionen konkurrieren, was zur Bildung von $CaSO_3$ oder $CaSO_4 \cdot 2\ H_2O$ führt. Aufgrund des hohen SiO_2-Gehaltes der groben Bettasche kann bei dieser Probe von einer Inaktivierung des Partikelkerns durch die Bildung einer inerten Siliziumoxid-Schicht ausgegangen werden (Béarat et al. 2006, Julcour et al. 2015).

6 SCHLUSSFOLGERUNG

Die experimentellen Untersuchungen zeigen, dass sowohl für frische als auch gealterte Schlackenproben Karbonatisierungseffizienzen von rund 25 % erzielt werden können. Aufgrund der höheren Reaktivität frischer Schlacke im Vergleich zu gealterten, zeigt diese bereits bei Umgebungstemperaturen vielversprechende Ergebnisse, was sie als besonders geeignet für die CO_2-Speicherung ausweist.
Im Gegensatz dazu erbringen die beiden Bettaschenproben selbst unter intensivierten Bedingungen keine signifikanten Ergebnisse und werden daher als ungeeignet für den Karbonatisierungsprozess angesehen. Ohne weitere Untersuchungen über die vorhandenen Mineralphasen kann jedoch kein endgültiger Rückschluss auf die Ursache getroffen werden.
Für zukünftige Prozessoptimierung können Anpassung des Feststoff-Flüssigkeitsverhältnisses oder der Partikelgröße in Betracht gezogen werden. Zusätzlich ist der Einsatz von Additiven wie Natriumhydrogencarbonat vielversprechend, um die Karbonatausbeute weiter zu steigern (Gadikota et al. 2014).
Insgesamt bieten die Ergebnisse wichtige Erkenntnisse für die Entwicklung nachhaltiger Strategien zur CO_2-Minderung in der thermischen Abfallverwertung, zeigen aber auch die Notwendigkeit für weitere Verfahrensoptimierungen auf.

LITERATURVERZEICHNIS

Abdul, F., Iizuka, A., Ho, HJ., Adachi, K., Shibata, E. (2023). “Potential of major by-products from non-ferrous metal industries for CO2 emission reduction by mineral carbonation: a review”. *Environmental science and pollution research international* 30/32. 78041–78074. https://doi.org/10.1007/s11356-023-27898-y.

Baciocchi, R., Costa, G., Di Gianfilippo, M., Polettini, A., Pomi, R., Stramazzo, A. (2015). “Thin-film versus slurry-phase carbonation of steel slag: CO_2 uptake and effects on mineralogy”. *Journal of hazardous materials* 283. 302–313.

Béarat, H., McKelvy, M.J., Chizmeshya, A.V.G., Gormley, D., Nunez, R., Carpenter, R.W., Squires, K., Wolf, G.H. (2006). “Carbon sequestration via aqueous olivine mineral carbonation: role of passivating layer formation”. *Environmental science & technology* 40/15. 4802–4808. https://doi.org/10.1021/es0523340.

BMF (Bundesministerium für Finanzen). (2024). “Beitrag des Wissenschaftsbeirats zur österreichischen Carbon Managment Strategie”, abgerufen am: 18 June 2024.

BMK (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie). (2023).“Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich: Statusbericht 2023 für das Referenzjahr 2021”.

BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft). (2009). “Thermische Abfallbehandlung in Österreich: Weißbuch - Zahlen, Daten, Fakten”.

Brück, F., Schnabel, K., Mansfeldt, T., Weigand, H. (2018). “Accelerated carbonation of waste incinerator bottom ash in a rotating drum batch reactor”. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 6/4. 5259–5268. https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.08.024.

Costa, G., Baciocchi, R., Polettini, A., Pomi, R., Hills, C.D., Carey, P.J. (2007). “Current status and perspectives of accelerated carbonation processes on municipal waste combustion residues”. *Environmental monitoring and assessment* 135/1-3. 55–75. https://doi.org/10.1007/s10661-007-9704-4.

Gadikota, G., Matter, J., Kelemen, P., Park, A.A. (2014). “Chemical and morphological changes during olivine carbonation for CO2 storage in the presence of NaCl and NaHCO3”. *Physical chemistry chemical physics : PCCP* 16/10. 4679–4693. https://doi.org/10.1039/c3cp54903h.

Julcour, C., Bourgeois, F., Bonfils, B., Benhamed, I., Guyot, F., Bodénan, F., Petiot, C., Gaucher, E.C. (2015). “Development of an attrition-leaching hybrid process for direct aqueous mineral carbonation”. *Chemical Engineering Journal* 262. 716–726. https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.10.031.

Liu, W., Teng, L., Rohani, S., Qin, Z., Zhao, B., Xu, C.C., Ren, S., Liu, Q., Liang, B. (2021). “CO2 mineral carbonation using industrial solid wastes: A review of recent developments”. *Chemical Engineering Journal* 416. 129093. https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129093.

Oconnor, W.K., Dahlin, D.C., Rush, G.E., Gerdemann, S.J., Penner, L.R., Nilsen, D.N. (2005). “Aqueous Mineral Carbonation: Mineral Availability, Pretreatment, Reaction Parametrics, and Process Studies”. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.23658.31684.

Olajire, A.A. (2013). “A review of mineral carbonation technology in sequestration of CO2”. *Journal of Petroleum Science and Engineering* 109. 364–392. https://doi.org/10.1016/j.petrol.2013.03.013.

Sanna, A., Uibu, M., Caramanna, G., Kuusik, R., Maroto-Valer, M.M. (2014). “A review of mineral carbonation technologies to sequester CO2”. *Chemical Society reviews* 43/23. 8049–8080. https://doi.org/10.1039/c4cs00035h.

Umweltbundesamt (2020). “Klimaschutzbericht 2020”, REP-0738.

Veetil, S.P., & Hitch, M. “Recent developments and challenges of aqueous mineral carbonation: a review”. *International Journal of Environmental Science and Technology* 17/10 (2020): 4359–4380. https://doi.org/10.1007/s13762-020-02776-z.

Untersuchung des Karbonatisierungspotentials industrieller Abfälle mittels direkter, wässriger Karbonatisierung

Florian Schinnerl[1], Sarah Reiter[1] & Markus Lehner[1]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die mineralische Karbonatisierung von Sekundärstoffen bietet eine innovative Möglichkeit, Kohlenstoffdioxid in Materialien zu speichern, die andernfalls häufig keinerlei Verwendung mehr finden. In dieser Studie wird die Karbonatisierungseffizienz von 11 verschiedenen Sekundärstoffen aus der Feuerfestproduktion, der Abfallverbrennung und der Papierindustrie im Vergleich zu unbehandeltem und thermisch aktiviertem Serpentinit untersucht. Zur Bestimmung der chemischen und mineralogischen Zusammensetzung wurden eine Vielzahl an Analysemethoden eingesetzt. Jedes Material wurde über eine Reaktionszeit von 6 bzw. 10 Stunden bei 180 °C und einem Ausgangsdruck von 20 bar untersucht. Die erhaltenen Ergebnisse wurden mit der berechneten theoretischen CO_2-Aufnahme verglichen. Die Ergebnisse zeigen eine Karbonatisierungseffizienz von 14 bis 65 % für sekundäre Materialien, verglichen mit 0.7 bis 14 % bei den Serpentinitproben. Die höchste Aufnahme erreichten die feuerfesten Materialien, was in erster Linie auf ihren hohen Metalloxidgehalt zurückzuführen ist. Materialien mit höherem SiO_2-Gehalt zeigten eine geringere Leistung, was auf den Aufbau einer Passivierungsschicht, während der Karbonatisierung schließen lässt.

1 EINLEITUNG

Damit die Risiken und Auswirkungen des Klimawandels verringert werden können, muss ein Weg in Richtung Klimaneutralität verfolgt werden. Hierzu gehört der Einsatz erneuerbarer Energien und die Umstellung des Verkehrs auf emissionsärmere Kraftstoffe. Darüber hinaus spielt der Einsatz innovativer Verfahren zur Reduktion der industriell erzeugten CO_2-Emissionen eine wesentliche Rolle (Franklin M Orr Jr 2018, Markewitz et al. 2012). Diese als Carbon Capture, Utilization and Storage (CCUS) bezeichneten Verfahren umfassen das Abscheiden von CO_2-Emissionen, um diese anschließend für die Herstellung von Wertstoffen zu nutzen oder dauerhaft zu speichern (Markewitz et al. 2012). Unter den verschiedenen CCUS-Ansätzen erweist sich die Karbonatisierung als eine vielversprechende Methoden zur Minderung von CO_2-Emissionen. Dieser Prozess ermöglicht nicht nur die langfristige Speicherung des abgeschiedenen Kohlenstoffdioxids in Form eines festen Karbonats, sondern bietet auch die Möglichkeit, wertvolle Produkte zu erzeugen (Hills et al. 2020, The National Academies of Science, Engineering, Medicine 2019).

2 SEKUNDÄRROHSTOFFE ZUR LAGERUNG VON CO_2

Der Prozess der Karbonatisierung basiert auf in der Natur permanent ablaufenden chemischen Reaktionen. Atmosphärisches CO_2 reagiert hierbei mit alkali- und erdalkalimetalloxidhaltigen Gesteinen und ermöglicht so die Bildung eines festen Karbonats. Dieses weist, abhängig von den beteiligten Elementen (meist Mg oder Ca), eine hohe Temperatur- und Witterungsbeständigkeit auf, wodurch eine langfristige Speicherung von CO_2 gegeben ist (Olajire 2013). Aufgrund der langsamen Reaktionskinetik des Prozesses kann das anthropogen erzeugte CO_2 jedoch nicht kompensiert werden, weswegen im Bereich der Forschung an einer beschleunigten Variante der natürlichen Karbonatisierung gearbeitet wird (Abanades et al. 2005).
Im industriellen Sektor bietet die Karbonatisierung eine Möglichkeit, das erzeugte Kohlenstoffdioxid zu binden, anstatt es in die Umwelt freizusetzen. Neben den kalzium- und magnesiumoxidhaltigen Gesteinen wie Wollastonit, Olivin oder Serpentinit, finden auch alkalische Nebenprodukte aus industriellen Prozessen ihren Einsatz, wodurch der mit dem Abbau der Gesteine

verbundene Energieverbrauch reduziert werden kann (Abanades et al. 2005, Olajire 2013). Des Weiteren weisen sekundäre Materialien aufgrund ihrer chemischen Instabilität eine höhere Reaktionskinetik als primäre Materialien auf, da die stabile Struktur von Gesteinen mit einer Reduktion der Karbonatisierungseffizienz einhergeht. (Bodor et al. 2013, Ho et al. 2020).

Zahlreiche Abfälle wurden bereits auf ihre Eignung untersucht. Hierzu gehören Schlacken aus der Eisen- und Stahlproduktion, Staub aus Zement- oder Elektrolichtbogenöfen, Betonabfälle, Holz- und Flugaschen aus der Papierindustrie und Schlacken und Aschen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle (Olajire 2013). Darüber hinaus bietet die Karbonatisierung eine Möglichkeit, die Schadstoffe von asbesthaltigen Materialien wie Chrysotil zu verringern. Dadurch wird nicht nur die Speicherung von CO_2 ermöglicht, sondern auch die gefährliche Beschaffenheit des Abfalls entschärft (Bobicki et al. 2012, Gerdemann et al. 2007).
Die potenzielle Eignung für die Aufnahme von Kohlenstoffdioxid eines Materials, lässt sich zunächst vor experimenteller Untersuchung anhand der theoretischen CO_2-Aufnahme (siehe Formel (1)) nach O'Connor et al. berechnen. Diese beschreibt das CO_2-Aufnahmevermögen (kg_{CO2}) einer Tonne Feststoff, sofern alle verfügbaren Kalzium-, Magnesium- und Eisenionen zu ihren Karbonaten umgewandelt werden (O'Connor et al. 2005).

$$A_{th} = \left(\sum \left(Ca^{2+} + Fe^{2+} + Mg^{2+}\right) \cdot MM_{CO2}\right) \cdot 10 \quad (1)$$

Die theoretische Aufnahme dient als Richtwert und kann zur Bewertung der Karbonatisierungseffizienz (CE) herangezogen werden, indem sie mit experimentell ermittelten Daten verglichen wird.

3 MATERIAL UND METHODEN

Insgesamt wurden 13 verschiedene Proben mit einer Partikelgröße von 90 bis 125 µm einer direkten, wässrigen Karbonatisierung bei 180 °C und einem Druck von 20 bar unterzogen. Der Betriebsdruck wurde durch die Bildung von Dampf bei der gewünschten Temperatur (~10 bar) und die Zufuhr von CO_2 (10 bar) erzielt. Zu den untersuchten Proben gehören das Gestein Serpentinit (P1 & P2) welches mit 11 Sekundärrohstoffproben aus der Feuerfestindustrie (P3-P7), Müllverbrennungsanlagen (P8-P10) und der Papierindustrie (P11-P13) verglichen wurde. Die Karbonatisierungsreaktionen für P1 bis P11 wurden über eine Reaktionszeit von 6 & 10 Stunden untersucht, P12 und P13 wurden aufgrund eines geringeren erwarteten CO_2-Aufnamepotentials nur über einen Zeitraum von 6 Stunden beobachtet.

3.1 Serpentinit

Die Serpentinitproben wurden einer umfassenden Analyse mittels Röntgenfluoreszenz (RFA) durch ein wellenlängendispersives Spektrometer (Axios max advanced, PANanlytical) und LECO-Elementaranalyse (CS 300 Elementaranalysator, LECO) unterzogen, nachdem sie auf die gewünschte Partikelgröße gemahlen wurden. Anschließend wurde ein Teil der Proben über 2 Stunden bei 650 °C in einem Muffelofen (LNT15G, Elsklo) wärmebehandelt. Unbehandelter Serpentinit besitzt aufgrund der enthaltenen Hydoxylgruppen (OH) eine für die Karbonatisierung ungünstige stabile Struktur. Die Wärmebehandlung bricht diese mineralogischen Strukturen auf, was die Reaktivität erhöht und das Material für industrielle Anwendungen besser nutzbar macht (O'Connor et al. 2005). Die gemessene Zusammensetzung der beiden Serpentinitproben und die daraus resultierende A_{th} nach Formel (1) sind in Tabelle 1 aufgeführt.
Die thermisch unbehandelten (P1) und thermisch aktivierten Serpentinitproben (P2) wurden anschließend einer semiquantitativen Röntgenbeugung (XRD, X'Pert, PANalytical), Brunauer-Emmet-Teller (BET, Flowsorb 2300 Analysator, Micromeritics) und thermogravimetrischen Analyse

(TGA, STA 449C Jupiter, Netzsch) unterzogen. Darüber hinaus wurden XRD- und TG-Analysen auch nach Abschluss der Karbonatisierung der Proben durchgeführt.

3.2 Sekundärrohstoffe

Die sekundären Proben wurden einer umfassenden Analyse zur Bestimmung der chemischen und mineralogischen Zusammensetzung unterzogen. Zu den angewandten Methoden zählen XRF (Axios, PANalytical), XRD, Rasterelektronenmikroskopie (SEM, EVO MA 10, Zeiss), BET und TGA. Darüber hinaus wurde der Karbonatgehalt durch Messung des Gesamtkohlenstoffs und des gesamten organischen Kohlenstoffs mit Hilfe der Differenzmethode unter Verwendung eines CS-500A Elementaranalysators von Eltra bestimmt. Die chemische Zusammensetzung der Proben ist in Tabelle 1 aufgeführt.
Zur Bestimmung der theoretischen CO_2-Aufnahme, wurde die 6 und 10-stündigen karbonatisierten Proben zusätzlich einer TGA-Messung unterzogen. Außerdem wurden XRD- und SEM-Analysen an den 6-stündigen karbonatisierten Feuerfestmaterialien und den Abfallstoffen der Papierindustrie durchgeführt.
Die untersuchten Sekundärmaterialien können in drei verschiedene Gruppen eingeteilt werden. Die Materialien aus der Feuerfestproduktion (P3-P7) bestehen hauptsächlich aus Metalloxiden, was zu einer hohen theoretischen CO_2-Aufnahme führt. Mit Ausnahme von P6 enthalten alle 5 Proben hohe Mengen an MgO und einen geringen CaO-Gehalt wie die in Tabelle 1 dargestellten RFA-Ergebnisse zeigen. Im Gegensatz dazu weist Probe P6 die höchste gemessene Konzentration an Fe_2O_3, SiO_2 und Al_2O_3 aller untersuchten Feuerfestmaterialien auf.
Die zweite und dritte Gruppe, die sich aus Müllverbrennungsreststoffen (P8-P10) und der Papierindustrie (P11-P13) zusammensetzen, weisen höhere Mengen an Siliziumdioxid, Aluminium und Calcit ($CaCO_3$) auf, was zu geringeren Mengen an freien Metalloxiden und daher auch zu einer geringeren theoretischen CO_2 Aufnahme führt.

Tab. 1: Untersuchte Materialien, ihre Herkunft und Zusammensetzung in Gew.-%

Probe	Material	Herkunft	SiO_2	Al_2O_3	CaO	MgO	Fe_2O_3	$CaCO_3$	A_{th}
P1	Serpentinit	Bergbau	37.79	0.78	0.06	35.61	11.74	0	454.02
P2	Wärmebehandelter Serpentinit		42.04	0.87	0.07	39.62	13.06	0	505.08
P3	Feuerfestreststoffe	Feuerfestindustrie	0.98	1.16	1.32	82.49	0.67	0	914.78
P4			1.46	1.92	1.53	75.31	1.11	0.94	840.48
P5			1.05	1.42	0.46	82.62	0.94	2.14	910.95
P6			6.55	5.77	12.66	47.24	10.47	3.98	672.89
P7			3.46	4.78	9.61	74.89	0.90	1.61	898.11
P8	Bettasche	Müllverbrennung	43.30	10.73	15.28	3.91	11.33	5.97	225.02
P9			45.10	10.64	15.32	3.93	9.50	5.3	215.51
P10	Kesselasche		31.23	12.01	21.63	3.91	3.82	17.83	233.50
P11	Flugasche	Papierindustrie	12.63	7.54	45.22	1.94	0.62	27.02	379.50
P12			29.22	7.81	12.69	6.07	4.42	21.02	247.39
P13	Holzasche		36.26	7.92	10.54	2.62	2.03	18.43	122.55

3.3 Einstufige wässrige Karbonatisierung

Die Versuche zur wässrigen Karbonatisierung wurden in einem 0.6 l Batchreaktor (Hochdruckautoklav, Haage) durchgeführt. Vor dem Verschließen wurden 9 g pulverisierter Feststoff in den Reaktor gefüllt und mit 100 ml deionisiertem Wasser vermischt, um ein Fest-Flüssig-Verhältnis von 90 g l^{-1} zu erreichen. Nach dem anschließenden Aufheizen auf 180 °C mittels einer elektrischen Heizung wurde reines gasförmiges CO_2 aus einer Gasflasche in den Autoklaven injiziert,

um so die Karbonatisierungsreaktionen bei dem gewünschten Druck von 20 bar einzuleiten. Die Versuche wurden über eine Reaktionszeit von 6 & 10 Stunden bei einer Rührerdrehzahl von 800 U min^{-1} durchgeführt. Kohlenstoffdioxid wurde nur zu Beginn eingebracht, sodass ein Druckabfall bei erfolgreicher Karbonatisierung über die Reaktionszeit beobachtet werden konnte. Die Temperatur von 180 °C (±5 °C) wurde während des gesamten Versuchs gehalten.
Am Ende der Versuchsdauer wurde das restliche gasförmige CO_2 ausgelassen und der Reaktor geöffnet. Die entnommene Suspension, bestehend aus Karbonat, Nebenprodukten und deionisiertem Wasser, wurde zunächst filtriert und, anschließend über Nacht bei 105 °C in einem Trockenofen (UFE 500, Memmert) getrocknet. Das trockene Endprodukt wurde unter Einsatz einer thermogravimetrischen Analyse untersucht. Durch den Vergleich der Ergebnisse der Referenzprobe mit den Ergebnissen der karbonatisierten Probe war es möglich, die CO_2-Aufnahme pro Tonne des unkarbonatisierten Materials zu berechnen. Zusätzlich wurden die Ergebnisse mit der theoretisch möglichen CO_2-Aufnahme nach Formel (1) verglichen.

4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Der Vergleich zwischen der berechneten theoretischen CO_2-Aufnahme pro Tonne Einsatzstoff und der CO_2-Aufnahme pro Tonne Einsatzstoff für die 6- & 10-stündigen Versuche ist in Abbildung 1 dargestellt.

4.1 Serpentinit

Die Karbonatisierungseffizienz ist bei der Verwendung von thermisch behandeltem Serpentinit (P2) im Vergleich zu Rohgestein (P1) deutlich besser. Die CO_2-Absorption des rohen Serpentinits war sowohl nach 6 als auch nach 10 Stunden minimal und erreichte eine Karbonatisierungseffizienz von 0.7 % (P1.1) und 1 % (P1.2). Im Gegensatz dazu wies der wärmebehandelte Serpentinit P2 einen erheblichen Anstieg auf und absorbierte etwa 71.1 kg CO_2 pro Tonne nicht karbonisierten Materials, was etwa 14 % des berechneten theoretischen Wertes entspricht. Wie in Abbildung 1 dargestellt, gibt es keinen Unterschied im Karbonatisierungsgrad der Probe P2 zwischen 6 und 10 Stunden, was zu dem Schluss führt, dass eine längere Reaktionszeit den Karbonatisierungsprozess nach 6 Stunden nicht begünstigt.

4.2 Sekundärmaterial

Vergleicht man die feuerfesten Materialien (P3-P7) mit den anderen untersuchten Sekundärrohstoffen, so zeigt sich ihre bemerkenswert hohe theoretische CO_2-Aufnahme, die auf ihren hohen MgO- und CaO-Gehalt zurückzuführen ist. Unter den feuerfesten Materialien zeigte P6 mit 65 % des theoretischen Wertes eine außergewöhnliche Karbonatisierungseffizienz, knapp gefolgt von P7 mit 63%. Letztere erreichte auch die höchste CO_2-Aufnahme von 565 kg CO_2 pro Tonne Rohmaterial. P6 und P7 zeichnen sich im Vergleich zu den Proben P3 bis P5 durch einen höheren CaO-Gehalt aus, was aufgrund der erleichterten Ausfällung von $CaCO_3$ im Vergleich zu $MgCO_3$ als Vorteil gesehen werden kann.

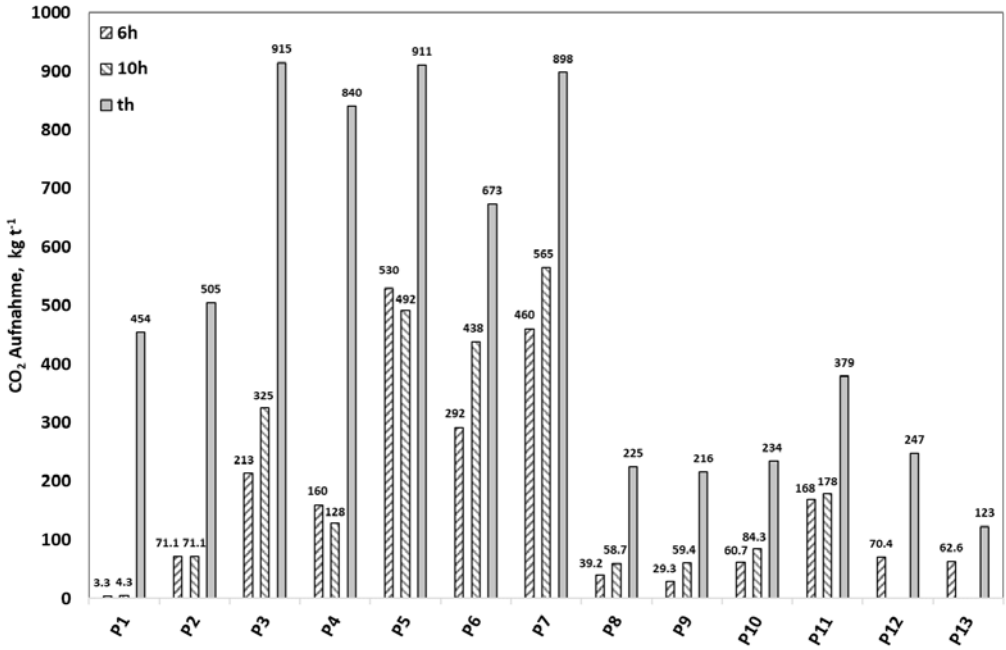


Abb. 1: CO_2-Aufnahme der untersuchten Materialen P1-P13 nach 6 (blau) & 10 (orange) Stunden und ihrem theoretischen Aufnahmepotential (th, grün)

Im Gegensatz zu den feuerfesten Materialien zeigten die Materialien aus der Müllverbrennung (P8-P10) bei den Karbonatisierungsversuchen eine geringere Leistung mit einer maximalen CO_2-Aufnahme im Vergleich zum theoretischen Wert von 26 % (P8), 28 % (P9) und 36 % (P10) nach 10 Stunden. Wie aus den Analysen hervorgeht, bestehen die drei Materialien hauptsächlich aus Quarz, welcher überwiegend in Form von glasartigen Schmelzprodukten vorliegt. Diese umschließen die meisten der anderen im Material enthaltenen Fragmente und erschweren so eine Reaktion der Metalloxide mit CO_2 und somit die Karbonatbildung, weswegen eine nur sehr geringe CE erreicht wurde.
Ähnlich wie die Materialien zuvor, weisen P11-P13 erhöhte Anteile an SiO_2 auf. Mit einer Karbonatisierungseffizienz von 47 % und aufgenommenen 178 kg CO_2 pro Tonne Material, ist Probe P11 noch am besten zur Kohlenstoffdioxidaufnahme geeignet. Bei Betrachten der Zusammensetzung der Einsatzstoffe in Tabelle 1 ist ersichtlich, dass P11 im Vergleich zu den anderen beiden Proben P12 & P13 eine geringere Menge an SiO_2 enthält, wodurch auch hier davon ausgegangen wird, dass die Bildung einer Passivierungsschicht um das Material aufgrund von Silizium eine stark hemmende Wirkung auf die Karbonatisierungseffizienz ausübt.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Die experimentellen Ergebnisse zeigen erhebliche Unterschiede in der Karbonatisierungseffizienz der getesteten Materialien. Die feuerfesten Materialien (P3-P7) weisen die höchsten Effizienzen auf, was auf ihre günstigen chemischen Zusammensetzungen zurückzuführen ist. Besonders die Proben P5 bis P7 schnitten außerordentlich gut ab. Es wird angenommen, dass der Grund der besseren Effizienz im Vergleich zu P3-P5 in der höheren CaO-Konzentration der Proben liegt.
Bei Betrachten der CO_2-Aufnahme von Serpentinit als auch von Proben P8-P13 zeigt sich der Einfluss von Siliziumdioxid in sowohl primären als auch sekundären Rohstoffen. Es wird davon

ausgegangen, dass ein höherer Anteil an Siliziumdioxid in den Proben zur Bildung einer Siliziumreichen Passivierungsschicht beiträgt, die die Auslaugung von Metallionen behindert und damit das Karbonatisierungspotential verringert. Um diese Hypothese zu bestätigen, sind jedoch weitere Untersuchungen mit Hilfe genauerer Analysemethoden notwendig.
Die Unterbindung der Formierung einer Passivierungsschicht silikatreicher Einsatzstoffe stellt die größte, in dieser Studie beobachtete Herausforderung für eine effiziente CO_2-Aufnahme dar. Eine Möglichkeit die Bildung zu verhindern und einer Prozessoptimierung näher zu kommen, ist durch das Mahlen mit Mahlkörpern während des Karbonatisierungsprozesses gegeben, erfordert jedoch noch sehr viel Forschungsarbeit.
Die gewonnenen Ergebnisse bieten wertvolle Einblicke in die Nutzung von Sekundärrohstoffen zur CO_2-Speicherung. Sie liefern eine Übersicht über geeignete Materialien und verdeutlichen das Potential von Abfallstoffen, einen Beitrag zur Bekämpfung des Klimawandels zu leisten.

LITERATURVERZEICHNIS

Abanades, J. C., Allam, R., Lackner, K. S., Meunier, F., Rubin, E., Sanchez, J. C., Yogo, K. & Zevenhoven, R. (2005). *Carbon Dioxide Capture and Storage: Special Report of the IPCC.*

Bobicki, E. R., Liu, Q., Xu, Z. & Zeng, H. (2012). Carbon capture and storage using alkaline industrial wastes. *Progress in Energy and Combustion Science*, *38*(2), 302–320. https://doi.org/10.1016/j.pecs.2011.11.002

Bodor, M., Santos, R., Gerven, T. & Vlad, M. (2013). Recent developments and perspectives on the treatment of industrial wastes by mineral carbonation — a review. *Open Engineering*, *3*(4). https://doi.org/10.2478/s13531-013-0115-8

Franklin M Orr Jr. (2018). Carabon Capture, Utilization, and Storage: An Update. *Society of Petroleum Engineers*.

Gerdemann, S. J [Stephen J.], O'Connor, W. K [William K.], Dahlin, D. C [David C.], Penner, L. R [Larry R.] & Rush, H. (2007). Ex situ aqueous mineral carbonation. *Environmental science & technology*, *41*(7), 2587–2593. https://doi.org/10.1021/es0619253

Hills, C. D., Tripathi, N. & Carey, P. J. (2020). Mineralization Technology for Carbon Capture, Utilization, and Storage. *Frontiers in Energy Research*, *8*, Artikel 142. https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.00142

Ho, H.-J., Iizuka, A., Shibata, E., Tomita, H., Takano, K. & Endo, T. (2020). CO2 Utilization via Direct Aqueous Carbonation of Synthesized Concrete Fines under Atmospheric Pressure. *ACS omega*, *5*(26), 15877–15890. https://doi.org/10.1021/acsomega.0c00985

Markewitz, P., Kuckshinrichs, W., Leitner, W., Linssen, J., Zapp, P., Bongartz, R., Schreiber, A. & Müller, T. E. (2012). Worldwide innovations in the development of carbon capture technologies and the utilization of CO2. *Energy & Environmental Science*, *5*(6), 7281. https://doi.org/10.1039/c2ee03403d

The National Academies of Science, Engineering, Medicine. (2019). *Gaseous Carbon Waste Streams Utilization*. National Academies Press. https://doi.org/10.17226/25232

O'Connor, W. K [W. K.], Dahlin, D. C [D. C.], Rush, G. E., Gerdemann, S. J [S. J.], Penner, L. R [L. R.] & Nilsen, D. N. (2005). *Aqueous Mineral Carbonation: Mineral Availability, Pretreatment, Reaction Parametrics, and Process Studies.* https://doi.org/10.13140/RG.2.2.23658.31684

Olajire, A. A. (2013). A review of mineral carbonation technology in sequestration of CO2. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, *109*, 364–392. https://doi.org/10.1016/j.petrol.2013.03.013

KONTAKT

Dipl.-Ing- Florian Schinnerl
Florian.schinnerl@unileoben.ac.at
0664/4448442
Montanuniversität, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes

Beton in der Baustoff-Kreislaufwirtschaft: potenzieller Abfallverwerter und CO_2-Speicher

Joachim Juhart[1], Sarah Steiner[1] & Florian Steindl[1,2]
[1)] TU Graz, Institut für Materialprüfung und Baustofftechnologie mit TVFA, Graz, Österreich
[2)] TU Graz, Institut für Angewandte Geowissenschaften, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Beton mit seiner potenziell vielfältigen Zusammensetzung ist ein „Konglomerat“, in welches sich aufbereitete Abfälle bzw. Reststoffe einbinden lassen. Sie können als Substitut für Gesteinskörnungen dienen sowie in der Feinfraktion enthalten sein, also im Zement und den Zusatzstoffen bzw. „supplementary cementitious materials“ (SCM). Dies kann die Betongüte und Umweltauswirkungen allerdings sowohl positiv als auch negativ beeinflussen. In diesem Beitrag werden der Stand der Technik und die Potenziale für die Verwertung von Sekundärrohstoffen als Komponente des Betons diskutiert. So ist beispielsweise eine Erhöhung des Anteils an rezyklierten oder industriell aufbereiteten Gesteinskörnungen sowie neuen SCMs sowohl technologisch möglich als auch im Sinne der Ressourcenschonung durch Kreislaufwirtschaft wünschenswert. Dabei ist zu beachten, dass die mit der Zement- und Betonproduktion verbundenen CO_2-Emissionen reduziert werden müssen. Dies gelingt vor allem durch das Verwenden emissionsarmer Bindemittel, performancebasierter Betonoptimierung sowie durch den Einsatz innovativer CO_2-speichernder Stoffe im Beton.

1 EINLEITUNG

1.1 Beton – ein künstliches Konglomerat

Der Begriff „Beton“ umfasst eine große Gruppe mineralischer Baustoffe mit potenziell vielfältiger Zusammensetzung. Beton wird auch als „künstliches Konglomerat-Gestein“ bezeichnet, das durch Erhärten eines Gemisches von Wasser und Bindemittel entsteht, in welches diverse Zuschläge (z.B. Gesteinskörnung) fest eingebunden werden. Da Beton gemeinsam mit anderen zementgebundenen Baustoffen (Mörtel, Estriche, Putze etc.) der weltweit meistverwendete menschengemachte Stoff ist, sind die mit der Zement- und Betonproduktion verbundenen Umweltbelastungen hoch, insbesondere der Verbrauch an Primärrohstoffen (Sand, Kies, Ton etc.) und die mit der Zementproduktion verbundenen energie- und prozessbedingten CO_2-Emissionen (Habert et al., 2020). Folglich ist sowohl der Einsatz von Sekundärrohstoffen als auch die Dekarbonisierung der Beton- und Zementproduktion anzustreben.

1.2 Sekundärrohstoff und Abfall – der Betonmischer als Abfallkonverter

Werden Abfälle durch entsprechendes Recycling zu Sekundärrohstoffen, sind rechtliche Begriffe wie das „Abfallende“ relevant. Das Eintreten des Abfallendes eines Altstoffs ist in § 5 Abfallwirtschaftsgesetz (AWG/2002) und entsprechenden, einschlägigen Verordnungen zum Abfallende für einzelne Stoffgruppen geregelt. Das Abfallende von Bau- oder Abbruchabfällen ist beispielsweise in der Recycling-Baustoffverordnung (RBV/2016) definiert, wo aufbereitete mineralische Baurestmassen in 8 Qualitätsklassen nach ihrer Umweltverträglichkeit eingestuft werden. Wesentlich ist, dass die Sekundärrohstoffe (i) umwelttechnische Anforderungen einhalten, wobei es in hydraulisch gebundenen Systemen (also etwa in Beton) zu einer Immobilisierung von umweltgefährdenden Stoffen kommt und (ii) bautechnische Anforderungen eingehalten werden. Im Falle der Anwendung in hydraulisch gebundener Form, also zum Beispiel als Recyclinggesteinskörnungen für Mörtel und Beton, verlieren einige dieser aufbereiteten Stoffe ihre Abfalleigenschaft „nach Substitution von Primärrohstoffen in der Betonmischanlage“ wie es in den Erläuterungen

zur RBV (RBV-Erläuterungen/2018) heißt. Der Betonmischer fungiert daher im übertragenen Sinn als „Abfallkonverter“ und definiert somit das Erreichen des Abfallendes (namentlich der Qualitätsklassen U-B, U-E und H-B nach RBV, während aufbereitete mineralische Baurestmassen der Qualitätsklasse U-A direkt Produktstatus erlangen).

1.3 CO_2eq-Bilanz und CO_2 Speicherung

Normalbeton weist „embodied emissions“ und ein damit verbundenes Erderwärmungspotenzial (global warming potential, GWP) auf, das hauptsächlich von den prozess- und energiebedingten CO_2-Emissionen der Portlandzementklinkerproduktion herrührt (Habert et al., 2020). Unglücklicherweise bringt die Verwendung von rezyklierter anstelle natürlicher Gesteinskörnungen in der Regel einen höheren Wasserbedarf und daraus folgend einen höheren Zementbedarf mit sich. Insofern haben Recyclingbetone in der Regel per se eine ungünstige CO_2-Bilanz. Dies kann einerseits durch die Verwendung CO_2-armer Bindemittel (wie weiter unten ausgeführt) oder die langfristige Einbindung CO_2- speichernder Bestandteile kompensiert werden. Für letztere gibt es zwei hervorragende Beispiele, nämlich (i) CO_2-aufnehmende Baurestmassen, insbesondere mit hochkonzentriertem CO_2 begasten Betonabbruch (Leemann et al., 2023) und (ii) schnellwachsende biogene Stoffe, die im Zuge ihrer kurzen Wachstumsphase CO_2 aus der Umgebung aufnehmen und anschließend dauerhaft speichern, wie zum Beispiel pyrolisierte Biomasse bzw. „technischer Kohlenstoff“ (Lin et al., 2023; Senadheera et al., 2023).

2 POTENZIALE DER SEKUNDÄRROHSTOFFVERWERTUNG IM BETON

In Abb. 1 sind mehrere Varianten (a, b, c) aktueller und potenzieller Betonzusammensetzungen für eine Anwendung im Infrastrukturbereich dargestellt. Geeignet wäre ein solcher Beton beispielsweise für eine Stützmauer oder ein Brückenwiderlager, typischerweise mit einer Betongüte C25/30 B3 nach ÖNORM B 4710-1, also ein pumpbarer Beton mittlerer Festigkeitsklasse, der beständig gegen diverse Umwelteinwirkungen ist. Zusätzlich zu den aktuellen und potenziellen Sekundärrohstoffanteilen, wurde das GWP der Betonzusammensetzungen für die Lebenszyklusphase A1 nach ÖNORM EN 15804 als Summe der CO_2-Äquivalente der Ausgangsstoffe mit den Angaben des GWP-Rechners des Güteverband Transportbeton abgeschätzt (GVTB,2023). Das GWP des Normalbetons in Abb. 1(a) entspricht dem Medianwert für die Betongüte B3 mehrerer normgemäßer Betonzusammensetzungen nach (Glatz, 2024). Im Regelfall werden aktuell keine rezyklierten Gesteinskörnungen für Infrastrukturbetone verwendet, da Bedenken wegen ihrer Umweltverträglichkeit und Dauerhaftigkeit bei den Bauherren bestehen sowie Normen und Regelwerke ihren Anteil stark limitieren und somit die Nachfrage und Akzeptanz gering ist. Im Folgenden werden Potenziale für den Einsatz von Sekundärrohstoffen beleuchtet, um wie in Abb. 1 gezeigt, zukünftig ressourcenschonenden Beton mit minimalem GWP herzustellen.

2.1 Bindemittel und Füller

Zu den reaktiven Bindemitteln für Normalbeton zählen neben den Zementen nach ÖNORMEN EN 197-1, EN 197-5 sowie 197-6 auch Zusatzstoffe vom Typ II (nach ÖNORM B 4710-1). Zusatzstoffe vom Typ I sind hingegen inerte Füller wie z.B. Gesteinsmehle. Als Füller können aber auch sortenreine, mineralische Reststoffe in Frage kommen, die durch Siebung und Feinmahlung (<125 µm Korndurchmesser) aufbereitet werden. Mit geeigneten Füllern können für Beton vorteilhafte Eigenschaften (z.B. optimierte Packungsdichte) erzielt werden.

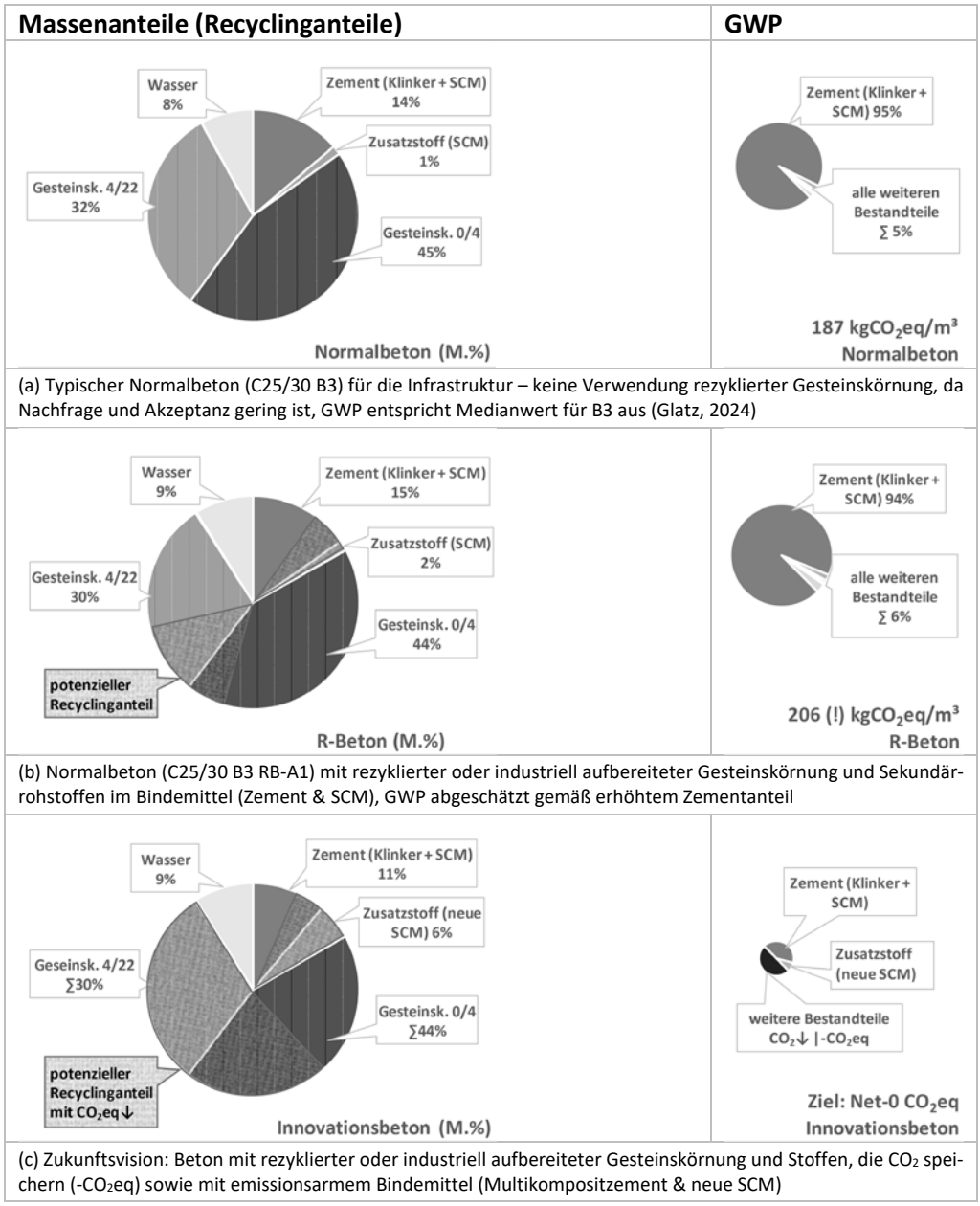


Abb. 1: Massenanteile und GWP von potenziellen Betonzusammensetzungen

Der für die Hydratation wesentliche Bestandteil von Zement ist der Portlandzementklinker. Neben dem Klinker können Zumahlstoffe bzw. SCMs im Zementwerk zugegeben oder dem Beton direkt als Zusatzstoff im Betonmischwerk hinzugefügt werden. Dafür verwendete Sekundärrohstoffe sind granulierte Hochofenschlacken (Hüttensand) und Flugaschen sowie deren Mischprodukte. Zukünftig werden immer mehr Multikompositzemente vom Typ CEM II/C-M oder CEM VI als

besonders CO_2-emissionsarme Zemente nach ÖNORM EN 197-6 zum Einsatz kommen, die u.a. Betonrecyclingmehl als SCM enthalten können.
Enengel et al. (2023) zeigen, dass österreichische Zemente derzeit schon einen durchschnittlichen Sekundärrohstoffanteil im Zement von rund 38 Masse% aufweisen. Diese werden in verschiedenen Phasen des Herstellungsprozesses für drei Zwecke eingesetzt:

- als Ersatz von Primärrohstoffen für die Herstellung von Zementklinker. Es werden Kalkschlämme, Gießereisande oder Ziegelabfälle zugesetzt
- als Sekundärbrennstoffe, d.h. Ersatzbrennstoffe für Kohle oder Petrolkoks, aus nicht gefährlichen kunststoffreichen, gemischten Gewerbe- oder Siedlungsabfällen
- als SCMs wie oben bereits erwähnt. Sie werden mit dem Klinker für Portlandkomposit-, Hochofen- und Kompositzemente (CEM II, CEM III, CEM VI) vermahlen oder zugemischt

Neue reaktive Bindemittelkomponenten (neue SCMs) können zukünftig aus einer Reihe von bisher ungenutzten mineralischen Hüttenreststoffen der Eisen- und Stahlindustrie (Hochofen-, Stahlwerks- und Elektroofenschlacken), diversen Aschen und Klärschlämmen sowie Mineralfaserabfällen gewonnen werden (Doschek-Held et al., 2024; Steindl et al., 2023). Voraussetzung dafür ist eine (thermochemische) Behandlung von optimierten Mischungen aus Reststoffkomponenten und Korrekturstoffen. Durch die thermochemische Konversion der Mischungen in einem Schmelzprozess mit anschließender Granulation kann durch die Ausbildung geeigneter amorpher (glasiger, nicht-kristalliner) Phasen eine gute Bindemitteleignung der Schlacken hergestellt werden (Krammer et al., 2024). Solche alternativ aufbereiteten SCMs werden zukünftig immer stärker nachgefragt werden, einhergehend mit der Verknappung von Hüttensand im Zuge der Umstellung der Eisenproduktion von der kohlebasierten Hochofen- auf eine Elektrostahlroute und dem Wegfall von Flugaschen der Braun- und Steinkohleverbrennung.

2.2 Gesteinskörnungen

Gesteinskörnungen machen volumetrisch und massenmäßig den größten Teil des Betons aus, während ihr Anteil am GWP im Vergleich zu jenem des Bindemittels gering ist, Abb. 1 (a), (b).

2.2.1 Rezyklierte Gesteinskörnungen

Für die Herstellung und Anwendung rezyklierter Gesteinskörnung (R-GeK) aus Baurestmassen bzw. aus Aushub- und Tunnelausbruchsmaterial geben ÖNORM B 3140 bzw. ÖNORM B 3141 entsprechende (bautechnische) Regeln vor. Ihr Einsatz in Beton, Mörtel und Tragschichten im Ingenieur- und Straßenbau ist dementsprechend möglich, aber limitiert. Die ÖNORM B 4710-1 schränkt die Zugabemengen einzelner Fraktionen je nach Anwendungsbereich unterschiedlich stark auf <50% und insgesamt <38% der Gesamtsieblinie ein. Zudem sind die damit herstellbaren Betongüten auf geringe, untergeordnete Anforderungen an Tragfähigkeit, Gebrauchstauglichkeit und Dauerhaftigkeit (niedrige Expositionsklassen) beschränkt.
Obwohl die Verwendung von R-GeK natürliche Ressourcen schont, kann sie in Hinblick auf das GWP mit einer Erhöhung und in technologischer Hinsicht auch mit verschlechterten Eigenschaften des Betons verbunden sein. So weisen R-GeK oft eine höhere Porosität - und damit einen höheren Wasseranspruch - auf als natürliche Gesteinskörnungen, was dazu führt, dass ein höherer Wasser- und Zementgehalt als für Normalbeton erforderlich ist, um die gewünschte Verarbeitbarkeit von Recyclingbeton zu erreichen. Dies führt wiederum zu höherem GWP. Zudem ist mit einem geringeren E-Modul des Recyclingbetons zu rechnen und daher mit größeren Verformungen bei gleichem Bauteilquerschnitt. Solche Nachteile können durch eine optimierte Betontechnologie, insbesondere sogenannte performancebasierte Betonkonzepte (Juhart et al., 2023), kompensiert werden. Es werden emissionsarme Bindemittel sowie eine optimierte Gesamtsieblinie (erhöhte Packungsdichte bei reduziertem Wasserbedarf) angestrebt.
Die gezielte und beschleunigte Rekarbonatisierung von mineralischen Baurestmassen, insbesondere von Betonbruch, kann zur Kompensation der angesprochenen Nachteile dienen, da sie

neben dem positiven Effekt auf die CO_2-Bilanz (CO_2-Speicherung) den Wasseranspruch von rezyklierten Gesteinskörnungen in gewissem Maß senkt (Leemann et al., 2023).

2.2.2 Industriell aufbereitete Gesteinskörnungen

Im Allgemeinen gehören zur Gruppe der „industriell aufbereiteten Gesteinskörnungen“ künstlich hergestellte Gesteinskörnungen bzw. Nebenprodukte, zum Beispiel kristalline Hochofenschlacken, Schlacken aus der Stahlerzeugung sowie gesinterte Aschen. In der Recycling-Baustoffverordnung wird der Begriff nur für Stahlwerksschlacken (LD-Schlacken) angewandt, im Bundesabfallwirtschaftsplan wird er auch für Gesteinskörnungen verwendet, die aus Abfallverbrennungsanlagen durch Aufbereitung gewonnen werden. Ein Beispiel dafür ist aus Müllverbrennungsaschen gewonnenes Material (Abb. 2, (SERVUS TV P.M. Wissen, 2024)).



Abb. 2: industriell aufbereitete Gesteinskörnung „slagtory“ der Fa. Brantner

2.2.3 Alternative Zuschläge bzw. in eine zementöse Matrix einzubindende Stoffe

Für Sonderbetone und zementgebundene Bauprodukte sind in die Bindemittelmatrix eingebundene Sekundärrohstoffe denkbar, wie z.B. Altholzgranulat und -fasern, Hanfschäben oder Zellulose aus Altpapier, auf die hier nicht weiter eingegangen wird. Für die dauerhafte CO_2-Speicherung sind schnellwachsende, pyrolysierte biogene Stoffe interessant (siehe auch Kapitel 1.3).

3 DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNG

Der Anteil an Sekundärrohstoffen in Beton ist zurzeit stark limitiert durch (i) hohe umwelt- und bautechnische Qualitätsanforderungen und dementsprechend aufwändige Gewinnung und Aufbereitung, (ii) Einschränkungen in den aktuellen Regelwerken und (iii) mangelnde Nachfrage und Akzeptanz. In einem typischen Infrastrukturbeton weist derzeit lediglich der Zement per se nennenswerte Sekundärrohstoffanteile auf (durchschnittlich 38%). Eine Erhöhung des Anteils an rezyklierten oder industriell aufbereiteten Gesteinskörnungen sowie neuen SCMs aus aufbereiteten Reststoffen wäre jedenfalls technologisch möglich und im Sinne der Ressourcenschonung durch Kreislaufwirtschaft wünschenswert. Während derzeit nicht einmal die maximal nach Norm zulässige Substitution natürlicher Gesteinskörnungen am Markt etabliert ist, kann der gesamte Sekundärrohstoffanteil auch in qualitativ hochwertigen Betonen potenziell geschätzte 75% betragen. Dies ist mit einer performancebasierten Betonoptimierung möglich, die auf Basis der Anforderungen an Verarbeitbarkeit, Festigkeit und Dauerhaftigkeit entsprechende Betoneigenschaften nachweist. Mit zu beachten ist dabei, dass die mit der Zement- und Betonproduktion verbundenen

CO_2-Emissionen (embodied emissions) im Sinne der Dekarbonisierung reduziert werden. Dies kann vor allem durch das Verwenden emissionsarmer Bindemittel (Zement und Zusatzstoffe) sowie durch innovative CO_2-speichernde Stoffe im Beton gelingen.

LITERATURVERZEICHNIS

BMLFUW (2002). Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002).

BMLFUW (2016) Recycling-Baustoffverordnung - RBV, Verordnung des BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Pflichten bei Bau- oder Abbruchtätigkeiten, die Trennung und die Behandlung von anfallenden Abfällen, die Herstellung und das Abfallende von Recycling-Baustoffen.

BM für Nachhaltigkeit und Tourismus (2018). Erläuterungen zur Recycling-Baustoffverordnung

Doschek-Held, K., Krammer, A. C., Steindl, F. R., Sattler, T. & Juhart, J. (2024). Recycling of mineral wool waste as supplementary cementitious material through thermochemical treatment. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*

Enengel, M. J., Viczek, S. A. & Sarc, R. (2023). Determining the recycled content in cement: A study of Austrian cement plants. *Resources, Conservation and Recycling*, *199*.

Glatz, S. (2024). *Der CO2-Fußabdruck als Leistungsmerkmal von Normalbeton* [Masterprojekt]. TU Graz.

GVTB. (2023). *GVTB GWP-Rechner* (Version V1.0) [Computer software]. GVTB Güteverband Transportbeton Österreich / Florian Gschösser.

Habert, G., Miller, S. A., John, V. M., Provis, J. L., Favier, A., Horvath, A. & Scrivener, K. L. (2020). Environmental impacts and decarbonization strategies in the cement and concrete industries. *Nature Reviews Earth & Environment*, *1*(11), 559–573.

Juhart, J., Krüger, M., Briendl, L. & Autischer, M. Ökologisierung von Normalbeton. In *Bergmeister, Fingerloos et al. (Hg.) 2023 – Beton Kalender* (S. 861–911).

Krammer, A. C., Doschek-Held, K., Steindl, F. R., Weisser, K., Gatschlhofer, C., Juhart, J., Wohlmuth, D. & Sorger, C. (2024). Valorisation of metallurgical residues via carbothermal reduction: A circular economy approach in the cement and iron and steel industry. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*

Leemann, A., Winnefeld, F., Münch, B. & Tiefenthaler, J. (2023). Accelerated carbonation of recycled concrete aggregates and its implications for the production of recycling concrete. *Journal of Building Engineering*, *79*

Lin, X., Li, W., Guo, Y., Dong, W., Castel, A. & Wang, K. (2023). Biochar-cement concrete toward decarbonisation and sustainability for construction: Characteristic, performance and perspective. *Journal of Cleaner Production*, *419*

ÖNORM B 3140 (2020 11 01). *Rezyklierte Gesteinskörnungen für ungebundene und hydraulisch gebundene Anwendungen sowie für Beton*. Austrian Standards Institute.

ÖNORM B 3141 (2024 05 01). *Herstellung von Recycling-Baustoffen aus Aushubmaterialien - Anforderungen* (ÖNORM B 3141:2024 05 01). Austrian Standards Institute.

ÖNORM B 4710-1 (2018 01 01). *Beton - Festlegung, Eigenschaften, Herstellung, Verwendung und Konformität - Teil 1: Regeln zur Umsetzung der ÖNORM EN 206*. Austrian Standards Institute.

ÖNORM EN 15804 (2022 02 15). *Nachhaltigkeit von Bauwerken - Umweltproduktdeklarationen - Grundregeln für die Produktkategorie Bauprodukte*. Austrian Standards Institute.

ÖNORM EN 197-1 (2018 12 01). *Zement - Teil 1: Zusammensetzung, Anforderungen und Konformitätskriterien von Normalzement*. Austrian Standards Institute.

ÖNORM EN 197-5 (2021 06 15). *Zement - Teil 5: Portlandkompositzement CEM II/C-M und Kompositzement CEM VI*. Austrian Standards Institute.

ÖNORM EN 197-6 (2023 12 01). *Zement - Teil 6: Zement mit rezyklierten Baustoffen*. Austrian Standards Institute

Senadheera, S. S., Gupta, S., Kua, H. W., Hou, D., Kim, S., Tsang, D. C. & Ok, Y. S. (2023). Application of biochar in concrete – A review. *Cement and Concrete Composites*, *143*

SERVUS TV P.M. Wissen. (2024, 12. Juli). *Wie wird aus Abfall Beton? Slagtory von Brantner green solutions*. https://www.youtube.com/watch?v=EZymxjrXPhQ

Steindl, F. R., Doschek-Held, K., Weisser, K., Juhart, J., Grengg, C., Wohlmuth, D. & Mittermayr, F. (2023). Mineral Residues and By-Products Upcycled into Reactive Binder Components for Cementitious Materials. In A. Jędrzejewska (Hrsg.), *RILEM bookseries. International RILEM Conference SynerCrete'23 - Volume 2* (Bd. 44, S. 153–164).

Assessing Climate Neutrality and Circularity in LCA – Methodology and Application in a Case Study

Gerfried Jungmeier[1], Michael Schwingshackl[2], Ladislaus Lang-Quantzendorff[1], Jarod Kelly[3] & Niklas Hill[4]
[1)] JOANNEUM RESEARCH, Graz, Austria
[2)] Graz University of Technology, Graz, Austria
[3)] ARGONNE, Lemont, USA
[4)] Ricardo, London, UK

ABSTRACT: Climate neutrality and circularity are two main challenges and can only be addressed by the methodology of dynamic Life Cycle Assessment (LCA), where GHG emissions, resource demand and material recovery are calculated over the life time from construction, operation until the end of life management. A methodological framework to assess the climate neutrality potential and the circularity potential is developed and applied in a case study to compare trucks with different propulsion & fuel combinations. Based on the life cycle material flows the Material Circularity Index (MCI) is used to assess the circularity potential (0% - 100%) and the climate neutrality potential is based on the radiative forcing (W/m²) in 2100. The results show that the Circularity Potential and the Climate Neutrality Potential add additional environmental relevant categories not covered yet in LCA.

1 GOAL AND SCOPE

Climate neutrality and circularity are two main challenges for a sustainable development; and can only be addressed by the methodology of dynamic Life Cycle Assessment (LCA), where GHG emissions, resource demand and material recovery are calculated and assessed over the life time from construction, operation until the end of life management of a product or service.
In the Technology Collaboration Program (TCP) of the International Energy Agency (IEA) on Hybrid and Electric Vehicles (HEV) experts from 20 countries cooperate on LCA of electric vehicles since 2010, where currently in Task 46 (2022 - 2025) the focus is on LCA of trucks, buses and 2-wheelers (IEA HEV task 46, 2024).
A methodological framework to assess climate neutrality and circularity is developed and applied in a case study to compare trucks with different propulsion&fuel combinations. Climate Neutrality and Circularity can be assessed in LCA based on the GHG emissions and the mass flows over the lifetime. Therefore, a LCA based definition of Climate Neutrality and Circularity is necessary, which is given in the following. To keep the wording appropriate to LCA nomenclature, in the impact assessment a “Climate Neutrality Potential (CNP)” and a “Circularity Potential (CPO) are applied. These definitions were initially developed in IEA HEV Task 46 (IEA HEV Task, 2024) and applied for the first time in this LCA Case study on trucks. A product or service is „climate neutral“ and „circular“, if its whole life cycle - production, operation and end-of-life uses only (Figure 1)

- reused components
- secondary/recycled material
- renewable energy

and makes

- zero waste and
- zero GHG emissions

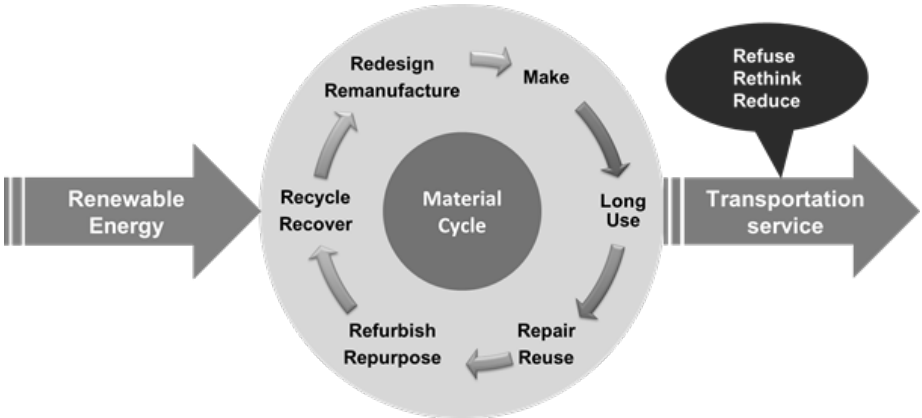


Fig. 1: Circularity and Climate Neutrality for products e.g. transportation services

The indicators for the assessment in the LCA are

- Circularity Potential (CPO)
  - Based on Inventory Analysis: mass flows in and out of the considered systems
  - Material Circularity Index (MCI) based on mass flows over lifetime: 100% = circular (whereas: 0% = linear) (Jungmeier et al., 2024)
  - Linear Flow Index of materials ($LFI_{material}$)
  - Utility Factor of product ($UF_{product}$t): Utility = lifetime * intensitiy of use
  - MCI = $LFI_{materials}$ * $UF_{product}$
- Climate Neutrality Potential (CNP)
  - Based on GHG emissions for the impact assessment
  - Physical measure is total top-of-atmosphere radiative forcing based on GHG emissions over lifetime: RF = 0 W/m²

The calculation of the MCI is based on the methodology developed by the Ellen MacArthur Foundation (Ellen MacArthur, 2019). The basis are the mass flows in and out of the system, whilst the most relevant factors are the amount of primary material used and the amount of non-recoverable waste that determines the LFI of a material and the MCI of a product.
Taking theses definitions into account, it can be concluded that Climate Neutrality and Circularity are visionary and long term targets. But anyway, all future products and services must be developed and assessed “towards” their Climate Neutrality Potential and Circularity Potential to address the global challenges.

2 ANALYSED SYSTEMS

The goal of this LCA is to identify significant differences of environmental effects of trucks with different propulsion systems/fuels for current technology (2023) using generic global data. The applied methodology is a dynamic life cycle assessment using generic global production data for materials considering the cumulative effects over the lifetime of the N3 trucks. The following transportation systems are analysed (Jungmeier et al. 2024):

- diesel with ICE (Internal Combustion Engine)
- e-diesel from renewable electricity mix and CO_2 from air with ICE
- H_2 with FC (Fuel Cell) from renewable electricity mix: GH_2 @ 700 bar and LH_2
- electricity for BEV and catenary truck: additional renewable electricity mix
- CNG (Compressed Natural Gas) with ICE
- e-CNG with ICE
- e-MeOH (methanol) with FC

The functional unit is per t-km due to the different payloads. The renewable electricity is generated in all cases in new power plants (50% wind, 25% hydro and 25% PV), which are considered in the production phase of the total system incl. truck, and infrastructure for charging and catenary lines. The considered impact categories are:

- GHG emissions covering CO_2, CH_4, N_2O and direct H_2 emissions in t CO_2-eq
- Radiative forcing (in the year 2100) in mW_{2100}/m^2 to assess the Climate Neutrality Potential
- primary energy covering renewable and non-renewable energy carries in MWh
- assessment of the Circularity Potential with the Material Circularity Index (MCI) in %

3 RESULTS

3.1 GHG Emissions

In Figure the Global Warming Potential of the GHG emissions over time for the N3 trucks are shown in t CO_2-eq per t payload and kilometre. The GHG emissions increase during the construction phase is due to the construction of the truck and the power plants. As the electricity demand for e-fuel and H_2 is higher than for electric trucks, the GHG emission are significantly higher. The systems using renewable electricity have nearly no additional GHG emission during operation except from spare parts and maintenance. In comparison, the GHG emissions of diesel and CNG rise significantly during operation due to the combustion of fossil fuel. The decrease of the GHG emissions in the EoL phase is on one hand due to the supply with secondary material from recycling of the truck for any other product. On the other hand, the lifetime of the electricity and fuel supply (20 – 40 a) is longer than for the trucks (12 a).

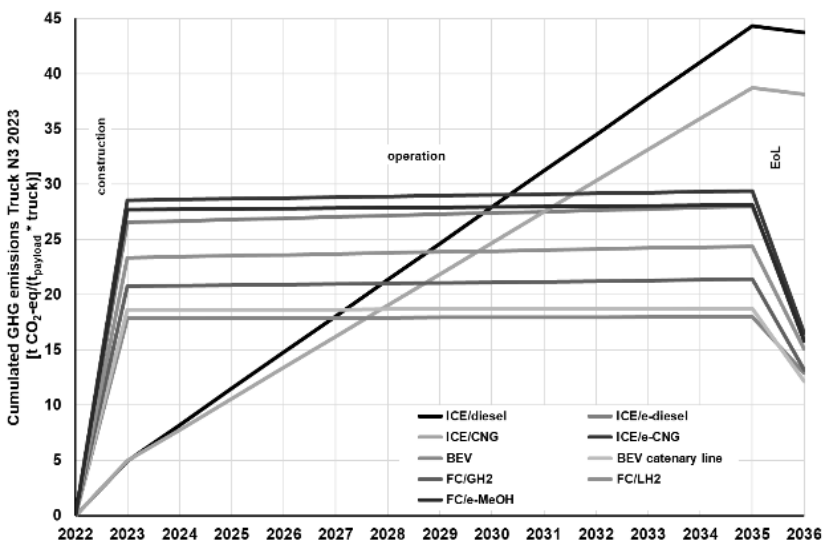


Fig. 2: Global Warming Potential of the GHG emissions over time for the N3 trucks

3.2 Radiative Forcing and Climate Neutrality Potential

In Figure 3 the Climate Neutrality Potential of the radiative forcing over time for the N3 trucks is shown. It can be seen that due to the GHG emissions over time the BEV has the lowest radiative forcing in the year 2100 although the GHG emissions of the BEV catenary system are lower in 2036. Therefore, the Climate Neutrality Potential in 2100 delivers additional assessment information compared to the GHG emission over time.

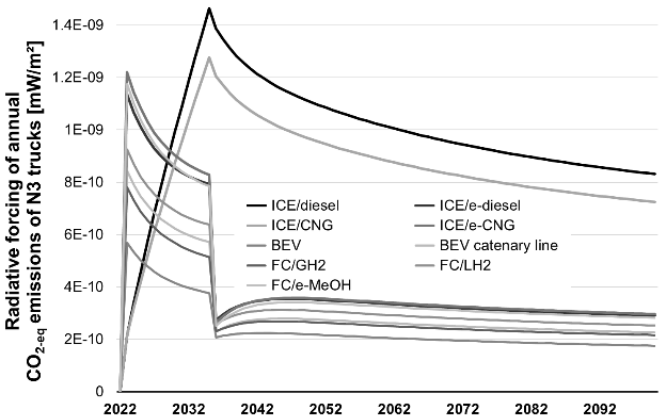


Fig. 3: Climate Neutrality Potential of the radiative forcing over time for the N3 trucks

3.3 Primary Energy Demand

Figure 4 shows the total and renewable primary energy demand over time for the N3 trucks in MWh per t payload and kilometre. The total primary demand increase during the construction phase is due to the construction of the truck and the power plants. As the electricity demand for e-fuel and H_2 is higher than for electric trucks, the primary energy demand is significantly higher. The systems using renewable electricity have a strong increase in the renewable primary energy demand in the operation phase, which can even be higher than for the trucks using fossil fuels. The decrease of the primary energy demand in the EoL phase is on one hand due to the supply with secondary material from recycling of the truck for any other product. On the other hand, the lifetime of the electricity and fuel supply (20 – 40 a) is longer than for the trucks (12 a). The energy supply systems can be used for other purposes and therefore are only partly allocated to the transport system with trucks.

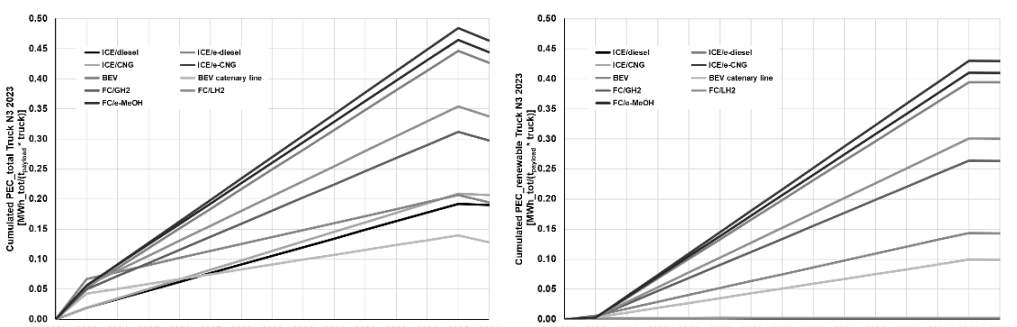


Fig. 4: Total and renewable primary energy demand over time for the N3 trucks

3.4 Circularity Potential

In Figure 5 the Circularity Potential over time for the N3 trucks is shown. All system start in nature with an MCI of 100% before the construction phase. During the construction, phase the MCI decreases significantly, again for e-fuel and H_2 more than for electric trucks due to the higher demand of renewable power plants. In the operation phase the MCI for systems using renewable electricity nearly remains constant beside a small influence due to the spare parts and maintenance. For systems, using fossil energy the MCI is drastically reduced in the operation phase due

to the non circularity of fossil fuel combustion. In the end of life phase the MCI increases significantly due to the longer life time of the renewable power plants, that can be used for other purposes outside the system boundary of the truck systems.

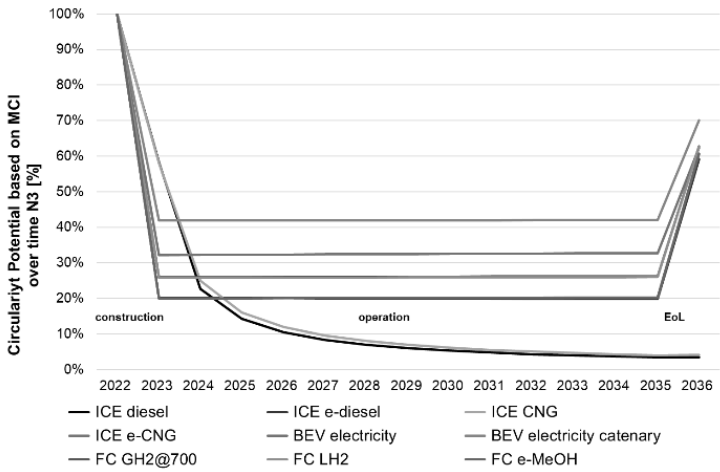


Fig. 5: Circularity Potential over time for the N3 trucks

3.5 Overall Results

Based on the single results in the previous chapters, Figure 6 shows the overall assessment of the different environmental effects of the N3 trucks. In this overall summary, the reference is the diesel/ICE, which is set to 100%. The Circularity Potential is given in 1/MCI. One can observe that the Climate Neutrality Potential - measured in radiative forcing in the year 2100 – delivers different results than the GHG emissions. Additional to well-established categories in life cycle based assessment, the Circularity Potential as well as the Climate Neutrality Potential in 2100 delivers information covered neither in the primary energy demand nor in the GHG emissions.

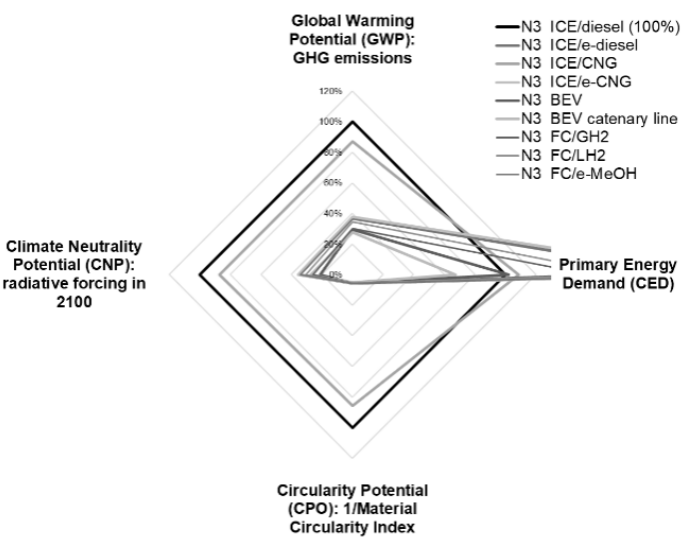


Fig. 6: Overall assessment and comparison of the N3 trucks with diesel ICE = 100%

4 CONCLUSIONS

The following conclusions and observations can be drawn:

- Climate Neutrality Potential and Circularity Potential describe additional environmental effects not covered yet in the different LCA assessment categories.
- The Climate Neutrality Potential measures the radiative forcing in W/m² on the top of the atmosphere in the year 2100. Thus, the timing of the GHG emissions during the lifetime of the system is relevant.
- The Circularity Potential is measured with the Material Circularity Index, which is between 0% (linear) and 100% (circular), which is mainly determined by the amount of primary material (incl. fossil fuels) and the non-recoverable waste.
- Systems using renewable energy have the potential to direct towards Climate Neutrality and Circularity.
- The assessment of circularity using MCI shows that material circularity is significantly determined by the amount and type of material used.
- The amount of material for the renewable electricity power plants is significantly higher than the amount of material used in the truck.

REFERENCES

Ellen MacArthur (2019): Ellen MacArthur Foundation Circularity Indicators – An Approach to Measuring Circularity: Methodology, 2019; https://emf.thirdlight.com/link/3jtevhlkbukz-9of4s4/@/preview/1?o

IEA HEV Task 46 (2024): Environmental Impacts of Buses – Aspects of Climate Neutrality and Circularity: Summary, Documentation of the IEA HEV Task 46 Expert Workshop, January 16 – 17, 2024, https://ieahev.org/tasks/46/

Jungmeier et al. (2022): Gerfried Jungmeier, Michael Schwingshackl, Simone Ehrenberger, Jarod Kelly: Climate Neutrality of Growing Electric Vehicles Fleets (2010 - 2050) in a Dynamic LCA Considering Additional Renewable Electricity: Example Austria, proceedings of EVS35 Symposium, Oslo, Norway, 2022

Jungmeier et al. (2024): Gerfried Jungmeier, Michael Schwingshackl, Ladislaus Lang-Quantzendorff, Jarod Kelly, Nikolas Hill: Dynamic LCA to Assess Climate Neutrality and Circularity - Case Study e-Trucks of IEA HEV Task 46, proceedings of EVS37 Symposium, Seoul, Republic of South Korea, 2024

CONTACT

Dr. Gerfried Jungmeie
JOANNEUM RESEARCH – LIFE
gerfried.jungmeier@joanneum.at

English Abstracts

GREEN
TECH
VALLEY

Hier wachsen
grüne
Innovationen!

#1 Technologie-Hotspot
für Klimaschutz & Kreislaufwirtschaft

International Solid Waste Association (ISWA-Austria)

ISWA Austria stellt als nationale Plattform der ISWA in Österreich für Ihre Mitglieder eine Schnittstelle zur weltweiten Abfallwirtschaft dar und schafft die



Austria ISWA



Möglichkeit zur Kooperation und internationalen Präsentation sowie zum Know-how-Transfer von und nach Österreich.

www.iswa.at

Potentials and limits of the (waste based) circular economy

Roland Pomberger[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

The Austrian circular economy strategy highlights the role of waste management and the possibilities for establishing a circular economy. Among the quantitative goals, the circularity rate is particularly important for waste management. Extensive waste management measures are listed. There is no circular economy without waste management because all products end up in waste management and should be recycled, even if they were previously treated to extend their useful life through reuse, repair, remanufacture, etc. The potential lies primarily in soil excavation including tunnel excavation materials and industrial residues. Here, the potential for increasing the circularity rate is significantly higher than for municipal waste. It is therefore obvious where the potential lies for achieving the circularity target of 18%. Unfortunately, it is not in the area of municipal waste but in industrial and construction waste. This is where we need to start and circularity must be enabled and supported. However, consistent increases in the use of secondary raw materials also require facilitation and funding. The material approach to end-of-waste and end-of-waste regulations could foster cycles. The recyclability and repairability of products are basic requirements for circularity. Secondary raw materials and their use are currently being hindered. In the future, they should be particularly promoted. "Secondary raw materials need rights!" not just limitations. The new Austrian circular economy strategy is in any case a milestone on the way to a sustainable economy. It should set the course independently of current political actors and represent a long-term plan for orientation.

Waste Management: We Swiss Do It Differently. Why?

Rainer Bunge
Ostschweizer Fachhochschule, UMTEC, Rapperswil, Switzerland

This publication compares the waste management strategies of Switzerland and the European Union (EU). The main focus is on the balance between environmental sustainability and economic feasibility in the context of waste management policies.

The Swiss waste management framework is guided by the sustainability triangle, which balances environmental, social and economic factors, although in practice social considerations often play a lesser role. In contrast, the EU emphasizes the waste hierarchy pyramid, which prioritizes waste prevention, followed by recycling, incineration and landfilling. The Swiss approach emphasizes cost-effectiveness and proportionality of environmental measures.

The paper points out that excessive recycling can lead to diminishing economic and environmental returns. In Switzerland, recycling rates are optimized to avoid exorbitant costs and environmental inefficiencies. Conversely, the EU's higher recycling targets often overlook economic and even environmental costs, driven by a more dogmatic adherence to the waste hierarchy. We advocate prioritizing environmental measures on the basis of their cost-effectiveness, a principle more widely recognized in Switzerland than in the EU. This approach ensures the greatest environmental benefit for the least financial outlay, in contrast to the EU's less efficiency-focused strategies.

A critical assessment is given of “chemical recycling”, a method for treating composite plastic wastes, that is being promoted in the EU under political pressure. We show that this approach is less eco-efficient and much more expensive than incineration in modern waste-to-energy (WTE) plants, given the higher technical complexity and poorer environmental performance of chemical recycling.

The aggressive recovery of metals from incinerator bottom ash in Switzerland is contrasted with the EU practice of using untreated ash in construction, which leads to the release of contaminants into the environment. The Swiss approach prioritizes the environmental benefits of metal recovery over the economic convenience of using ash as a construction material.
The success of Switzerland's voluntary recycling schemes, funded by prepaid recycling fees, is compared with the EU's mandatory deposit schemes. Despite the absence of a deposit system, Swiss recycling rates for cans and bottles are comparable to those of comparable EU countries that rely on deposit fees, demonstrating the efficiency and cost-effectiveness of voluntary systems.

Switzerland's effective waste management is attributed to its pragmatic and flexible approach, in contrast to the EU's more dogmatic and rigid policies. Swiss policies are based on effectiveness and efficiency, while EU policies often persist despite evidence of failure. The publication concludes that Switzerland's homogeneous and affluent society allows for tailor-made waste management solutions, unlike the EU, which has to accommodate diverse economic and cultural contexts, often resulting in sub-optimal, compromise-driven policies. We argue for more flexible, framework-oriented legislation in the EU to better meet the diverse needs of its member states.

CO_2 Recycling

Markus Lehner
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Process Technology and Industrial Environmental Protection, Leoboen, Austria

CO_2 recycling or Carbon Capture and Utilization (CCU) refers to process chains in which CO_2 is obtained in pure form and then converted into usable products via catalytic, electrochemical, photochemical or biological processes or used directly without conversion. All capture processes are costly in terms of both energy and investment requirements, and therefore result in capture costs, which are currently between 30 and 150 €/t CO_2. The costs depend heavily on the concentration of CO_2 in the source, but also on the required purity and the desired output. The capture of CO_2 from the air ("Direct Air Capture") is under development using different process variants and is currently still very expensive and energy-intensive, with costs of 125-800 €/t CO_2. Since most CCU products release CO_2 again at the end of their lifetime, close to CO_2 neutrality can only be achieved if the CO_2 comes directly or indirectly (via biomass utilization) from the atmosphere, and only renewable energy is used for the process chain. Therefore, the application of CCU requires sufficient availability of renewable energy. Since the expansion of renewable electricity generation in Austria is progressing slowly and at the same time the demand for electrical power is increasing, it is to be expected that CCU will predominantly be developed on a large scale at locations that offer optimal conditions for the generation of renewable electricity. Great potential for CCU products can be expected for synthetic fuels for aviation and shipping as well as chemical and petrochemical products. The optimization of CCU processes in terms of energy efficiency, cost reduction through scaling and learning curves, as well as the development of novel catalytic, electro- and photochemical CCU pathways are necessary for their advantageous economic use in a future "defossilized" economy. There is currently no legal framework for CCU within the European Union that would allow companies to make investment decisions. This is particularly about the eligibility for credit in the ETS system, especially for products that quickly release the utilized CO_2 again. In addition, the costs for the separation alone are currently in the same order of magnitude as the certificate costs, which underlines the need for process optimization, since CCU processes are currently economically not viable. However, it is to be expected that CCU systems will emerge in Europe and especially worldwide in the next few years.

The new End-of-Life Vehicle Regulation (ELVR) of the European Union – status quo, challenges and potential for the recycling industry

Peter Hodecek
Scholz Austria GmbH, Director of EU Affairs, Vienna, Austria

On July 13, 2023, the European Commission (EC) presented the draft of a completely new version of the Legal framework for end-of-life vehicles. The new regulation is intended to replace the old Directive 2000/53/EC on end-of-life vehicles and, as a Union-wide regulation that is directly applicable in all Member States, will set new and modern requirements for vehicle design and the management of end-of-life vehicles. The choice of a regulation instead of a directive as a legal instrument is very important in order to harmonize and better enforce the rules throughout the European Union (EU) in the future.

Four major problems were identified in the evaluations of the ELV Directive 2000/53/EC and of the 3R type-approval Directive 2005/64/EC as preventing the transition of the overall automotive supply chain to a circular economy:

- The design and production of new vehicles do not sufficiently contribute to the ambitions of the European Green Deal for a climate-neutral, clean and circular economy (‘design and production’ problem area);
- The treatment of vehicles at the end of their life is suboptimal compared to its potential to contribute to a climate-neutral, clean and circular economy (‘waste treatment’ problem area);
- An important share of vehicles subject to the ELV Directive are not collected to be treated under sound environmental conditions in the EU, contributing to pollution in third countries (‘collection’ problem area);
- There is no EU level playing field for the design, production and end-of-life treatment of vehicles currently outside the scope of the ELV Directive, resulting in unexploited potential to the circular economy objectives of the European Green Deal (‘scope’ problem area).

The legally binding anchoring of the life cycle approach in the planned EU regulation means that requirements are no longer only placed on the treatment at the end of the life of vehicles, but also on their design and the use of recyclable materials themselves.
The proposed regulation specifically provides the introduction of the following mandatory measures and changes to the existing legal situation:

- Circular design: In future, vehicles must be designed in such a way that they can be easily dismantled or disassembled
- Minimum recycled content (at least for plastics; possibly also for steel, aluminum, glass and rubber): Min. 25% of the plastic used to build a new vehicle must come from recycled material
- Preventing the "disappearance" of end-of-life vehicles: Interconnected national vehicle registration systems, a ban on the export of vehicles that are not roadworthy and a clearer distinction between old and old vehicles
- Higher quality treatment of end-of-life vehicles: Recovery of more and higher quality raw materials through mandatory removal of valuable parts, components and materials and creation of incentives for the sale of spare parts
- Extended producer responsibility: New responsibilities for vehicle manufacturers to ensure that vehicles placed on the market are appropriately recorded and treated at the end of their life
- Extension of the scope: The scope of the new EU regulation is to be gradually expanded to include additional vehicle classes and types

Renewable Energy Directive (RED II and RED III) and its impact on waste management

Christian Gikopoulos[1], Tanja Bäck[1] & Robert Hermann[1]
[1)] TÜV SÜD Landesgesellschaft Österreich GmbH, Green Energy & Sustainability, Bruck/Mur, Austria

The Renewable Energy Directive (RED II), which was implemented into Austrian law in April 2023, requires sustainable biomass to be certified if it is used for production of electricity, heating or cooling from renewable sources. This obligation applies to all actors in the supply chain, from production to energy generation. Voluntary certification schemes such as SURE provide a method of ensuring compliance with the sustainability criteria and greenhouse gas savings set out in the RED II. The SURE system certifies solid biomass and biogas for energy production and can therefore also be used to certify the biogenic content of waste. In the waste management sector, quantifying and certifying of biogenic content in waste can be a challenging and time-consuming task. Studies have shown that waste used in Austria's waste incineration plants can have a biogenic content of 35.5 to 61.2% and Refuse Derived Fuel a biogenic content of 26.7 to 50.6%. Given the dynamic development in the field of renewable energies and the continuous adaptation of certification systems, it is expected that the quantification and certification of sustainable biomass in waste management will need to be further optimized and adjusted.

Soil as product - the planned end-of-waste ordinance for soil excavation material

Roland Starke[1]
[1)] Republic of Austria - Federal Ministry for Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology, Department V/6 - Waste Prevention, Recovery and Assessment, Vienna, Austria

Excavated (soil) material arises in large volumes during (new) construction projects, but also when maintaining infrastructure facilities and clearing drift barriers, falling rocks or materials from mudslides. The recycling of these materials, as it represents the largest waste fraction in terms of mass, has high relevance to the circular economy and is therefore an important issue in the Austrian circular economy strategy. In order to create an appropriate, secure legal framework based on the previous regulations of the Federal Waste Management Plan, the Austrian Federal Ministry for Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology BMK plans a corresponding regulation, which also includes the possibility of an end to waste status for excavated soil materials of the best qualities. Also, this regulation intends to promote technically high-grade recycling paths, such as the production of aggregates for the production of concrete. The article will present the current development status of the technical draft of this regulation.

From waste to product - what works and what (still) does not work?

Marie Sophie Reitinger
E+H Rechtsanwälte GmbH, Graz, Austria

The recycling management constantly presents new challenges for waste law. Although it is technically undoubtedly possible to treat waste in a way that it ends up as a product again, legal developments are – as it is so often the case - lagging behind.

In my paper, I would like to address this unsatisfactory situation and invite the reader on a mental journey through the current legal developments at national and EU level in connection with the terms waste, end-of-waste and product. In doing so, I will also outline where the difficulties lie in the practice and where there is still need for amendments.

Alongside the well-known rulings of the Court of Justice of the European Union (e.g. Rs *Sappi* and *Porr*), the planned amendment of the Waste Incineration Ordinance, which aims to use municipal wastewater and sewage sludge to produce EU fertilising products (keyword: phosphorus recycling), as well as the Recycling Management Strategy and the PFAS Action Plan will be discussed. The legal quality and thus the binding nature of these regulations will also be of particular relevance.

Recycled building materials without end of waste?

Wolfgang Klett
Kunz Attorneys at Law, Cologne Office, Germany

For decades, efforts have been made to regulate the end-of-waste status of recycled building materials when the relevant criteria for the classification of a substance or object cease to apply. In the Republic of Austria, regulations on the end of waste status (§ 5 AWG) were already issued in 2002. Community regulations on by-products and the end-of-waste status were not specified in detail until the Waste Framework Directive 2008. On this basis, corresponding regulations were also issued in the Federal Republic of Germany with the Circular Economy Act 2012. Sub-legislative regulations have been developed on the basis of the AWG with the Recycling Building Materials Ordinance (RBV) in 2015 and on the basis of the KrWG with the Substitute Building Materials Ordinance (EBV) in 2021. It is shown in detail to what extent the Community legal requirements for the end of waste management have been implemented in the Republic of Austria by the provisions of the RBV and in the Federal Republic of Germany by the provisions of the EBV. The basis for assessment is therefore the requirements in Art. 6 para. 1 letters a) to d) of the WFD. In this respect, it depends on the completion of a recovery procedure and the fulfillment of the other four requirements, the content of which is identical to that of Section 5 (1) nos. 1 to 4 KrWG. These are the possibility of use for certain purposes (No. 1), the existence of a market or demand (2), compliance with the technical requirements for the respective purpose as well as legal regulations and applicable standards for products (No. 3). Finally, the use must not lead to harmful effects on humans or the environment (4). Only for the condition under No. 4 there is a fiction in Section 19 (2) EBV. This means that all other requirements are subject to assessment on a case-by-case basis. The situation is no different under § 5 AWG. According to this provision, in deviation from the requirements of Community law, the end of waste can only be achieved for all waste, irrespective of a specific quality class, if the substances recovered from waste are used as substitutes for raw materials or products made from primary raw materials. Only in the case of a certain quality class (U-A) is the end of waste regulated with the transfer to a third party if the applicable concentration limits of certain substances are complied with. In this case, reporting, declaration and recording obligations also apply prior to transfer. The deviation from the requirements under Community law in the basic assessment of the end of waste depending on requirements equivalent to raw materials (§ 5 para. 1 sentence 1 AWG), but also in the special case of a certain quality class with the end of waste only being reached upon completion of the recovery process and with the fulfillment of additional formal criteria, in particular with the declaration obligations, there are not only insignificant differences to the individual requirements in Art. 6 WFD. Therefore, a concretization is only to be created with an ordinance according to § 5 para. 2 AWG. Such a specification has also not been made with the individual provisions in § 14 RBV. Although these regulations were issued in connection with the promotion of the circular economy, it should be noted that, according to them, the end-of-waste status can only be achieved in practice in a few individual cases in both the Federal Republic of Germany and the Republic of Austria. If the circular economy is to be taken seriously, an end-of-waste regulation for recycled construction materials is required. The regulations for this can be structured in accordance with the provisions of the Substitute Building Materials Ordinance as an example, namely with the end of waste status being reached when the material values, the requirements for quality monitoring and the installation methods are complied with. Under these conditions, it can be assumed that the requirements of Article 6 (1) (a) to (d) of the WFD and Section 5 (1) (1) to (4) of the KrWG are met.

Possibilities to create an end-of-waste rule

Thomas Kasper[1]
[1)] PORR Umwelttechnik GmbH, Vienna, Austria

This article deals with End of Waste regulations and their relevance in a circular economy, to bring materials, once becoming waste, back to products regulations and use. For that purpose the prevailing legal norms in Austrian and in the EU will be compared. New approaches will be developed to meet the new requirements a modern waste law has to serve. Well balanced End of Waste policies are crucial for a transformation to a circular resource economy. The aim of this article is to make a contribution to design an up to date End of Waste rule, which serves the aims of resource-efficient economy and environmental protection at the same time. The central approach to create a well-balanced relation between the environment and the economy in terms of a circular economy, the material-related approach will be derived from existing legal regulations and will be extended and emphasised.

Strategic environmental assessment as a planning tool for waste management – A case study from Vienna

Florian Huber & Ulrike Volk
Magistrat der Stadt Wien, MA 48 – Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und Fuhrpark, Vienna, Austria

The City of Vienna is currently conducting the drafting process for the Waste Prevention Programme (WPP) and Waste Management Plan (WMP) for the years 2025-2030. These plans will determine the future focus of waste management in Vienna.

A strategic environmental assessment (SEP) has to be conducted in the drafting process for both of these plans. The plans are drafted in an integrated process and published as a joint “package”.

In the course of the SEP the objectives of the WPP and WMP are defined, the expected amount of different waste streams in the future is estimated and several alternatives are investigated in order to find the best solutions for waste management in Vienna. The drafting and assessment is performed by an SEP team consisting of representatives from the City of Vienna, external experts and environmental organisations. An interim report is as presented to and discussed with a broader group of relevant stakeholders in a dedicated workshop and subsequently the revised draft documents are published, so that everyone has the possibility to give a statement. All statements are considered and, finally, the WPP and WMP are forwarded to the city government for its approval.

The draft version of the WPP and WMP for the years 2025-2030 contains 71 measures related to waste prevention, 49 measures related to waste collection, 43 related to waste treatment and 3 measures related to climate protection, biodiversity and circular economy. Alternatives regarding (1) recovery of recyclable material from residual waste, (2) recovery of phosphorus from sewage sludge ash and (3) treatment and depositing of construction and demolition waste at the landfill site Langes Feld have been assessed. All reasonable alternatives have been described and the effects of each alternative on waste management (e.g. recycling, autarchy, capacity and risk management) and on the SEP objects of protection (e.g. air, water, human health) have been estimated in order to select the best options.

The clearly structured process and the active involvement of relevant stakeholders and the general public ensures that the best options with regard to the objectives of the City of Vienna are selected and are a prerequisite for the high acceptance of the waste management measures.

Waste Transport by Rail in Austria

Martin Wellacher[1], Cornelia Riegler[1] & Andreas Käfer[2]
[1)] Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Austria
[2)] Traffix Verkehrsplanung GmbH, Vienna-Salzburg, Austria

The purpose of this article is to give examples of Austrian waste transports and to discuss the transport units.

With the 2021 revision of the Waste Management Act, Austria is a pioneer in the implementation of mandatory rail transport of waste. This act currently obliges waste transports with a total weight of more than 10 t on a transport route of >200 km to be transported by rail, and as of 1st January 2026 already on transport routes >100 km.

There are numerous examples of current waste transports by rail. In the present research, a transport volume of around 1 million t/a was identified, with no claim to completeness. Most of the waste transports researched concern residual waste, bulky waste, incineration slag as well as paper and other recycling fractions. Two examples, a private waste disposal company and a municipal company, are mentioned.

The difference between single and multi-unit transports is described, whereby waste transports in Austria are almost always multi-unit transports for which shunting is necessary. Four different wagon systems (ACTS, Mobiler, sliding-wall wagon, EANOS) are examined in more detail and their advantages and disadvantages are considered.

Finally, the advantages and disadvantages of transporting waste by rail are outlined.

Sustainability of waste – How waste can comply with the sustainability provisions for biomass

Felix Papsch[1]
[1)] Association of the Austrian Cement Industry, Department for Environment and Technology, Vienna, Austria

The European Renewable Energy Directive provides requirements for the sustainability of fuels from renewable sources. The biodegradable fraction of waste needs to fulfill certain of these criteria in order to be recognized as a sustainable fuel. The confirmation of compliance with these criteria is an important precondition when the emissions of waste fuels should be recognized as neutral or respective funding for renewable electricity production should be obtained. To prove compliance with the requirements for sustainability, waste suppliers need to play their role and contribute to the assessment along of the waste delivery chain. Without their contribution, the operators of the plant using waste as fuel suffer a huge financial burden. The impact of this regulation is remarkable. As an example, in the Austrian Cement Industry currently 300.000 tons of CO_2 per year relate to biogenic emissions from the alternative waste fuels used. As a consequence, at a price of currently 70 € per European CO_2 certificate, all in all 21 million euros are at risk per year in this industry sector.

The European Renewable Energy Directive provides three different ways for operators to demonstrate compliance:
1. by means of a 'national scheme',
2. by using a 'voluntary national or international scheme' or
3. by providing all relevant evidence and GHG calculations themselves, having the information appropriately audited.

In Austria, the European provisions from the Renewable Energy Directive have been transposed into national law in a restricted way: operators may only make use of a certification scheme that has been recognized by the European Commission. Although 15 schemes have been recognized by the commission, most of them originate from the certification of biofuels for the traffic sector or the agricultural/forestry sector. Therefore, the available schemes provide limited suitability for the waste sector in Austria and do not specifically consider the waste sector's needs and the existing waste-specific legislative exemptions from the Renewable Energy Directive.

This article describes the European Requirements from the Renewable Energy Directive and how they have been transposed into the national legislation in Austria. It shows the necessity for a feasible and satisfying solution for the waste sector and provides appropriate approaches for a possible solution.

Methods and standards for assessing the repairability of electrical and electronic devices – Strengthening material efficiency under the Ecodesign Directive

Ralf Brüning[1] & Florian Witt[1]
[1)] Dr. Brüning Engineering UG, Brake, Germany

The repair of energy-related products is associated with numerous ecological, social and economic benefits. Regardless defective products hardly ever get repaired in practice to date. The project “Methods and standards for assessing the repairability of electrical and electronic devices – Strengthening material efficiency under the Ecodesign Directive”, completed in 2022 by Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie in cooperation with the company Dr. Brüning Engineering UG contracted by the German Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt) therefore aims to strengthen the material efficiency of energy-related products, focusing on the repairability of electrical and electronic devices. Firstly a conceptual framework for assessing the repairability was developed. Determined on this, secondly indicators were identified influence repairability, based on existing approaches. Subsequently, tests were performed for the applicability of those that were assessed as key indicators. The tests focused on practical caser studies for several tumble dryers and printers. Based on the empirical findings, an assessment system for the repairability of energy-related products was developed. Finally, recommended measures that can be integrated into the existing policy framework were formulated to strengthen the repairability and therefore the material efficiency of energy-related products. During the project, following different aspects were worked on. By participating in several committees within the European standardization mandate M/543 at national and European level, this project contributed to the development of criteria for assessing the repairability, reusability, and upgradeability of energy-related products. Also a system for assessing the repairability of energy-related products (a so-called repairability matrix) has been developed. It aims at providing consumers with information to enable them to make a conscious purchase decision. At the same time, an incentive is created for manufacturers to take repairability into account from the product design stage on. The applicability of the repairability matrix has been tested in several case studies using printers and tumble dryers by disassembling selected appliances. The findings will in turn feed into the standardization work and repairability matrix - suggestions have been formulated accordingly. Based on the central findings of the project, recommendations have been formulated as to how these findings can be translated into product policy instruments. The following recommended measures includes that the required number of steps to dismantle tumble dryers and printers must be ≤ 70% of the mean value. It’s also needed that the used fasteners must be reusable. The duration of availability of spare parts shall be ≥ 10 years for printers and ≥ 15 years for tumble dryers after the last device has been placed on the market. Spare parts must be delivered within 4 working days. It’s also important that comprehensive information shall be available for lay persons, professional repairers and authorised service partners of the manufacturer. Comprehensive information includes error code tables, exploded views, circuit diagrams and repair manuals. For printers, driver updates must be provided for all originally supported operating systems for ≥ 10 years after the placing on the market of the last unit of a product model. For tumble dryers, each of the four side panels must be detachable independently of all other side panels. The findings obtained in the project point to further research needs which are identified for example as Regarding the priority parts, more sample studies should be carried out at regular intervals to determine which parts are currently present in the equipment on the market. It’s also recommended that the applicability of the developed repair matrix should be verified in further case studies other than tumble dryers and printers.

„Weniger Müll für´s Lebensg´fühl“ – Efficient Circular Economy in the Municipality of Schladming

Christian Pladerer[1] & Maximilian Wagner[1]
[1)] pulswerk GmbH, Vienna, Austria

With around 1.5 million overnight stays per year, the Styrian municipality of Schladming is one of Austria's most popular tourist destinations. Winter tourism and many events such as the "Nightrace", concerts or Special Olympics with up to 50,000 visitors are accompanied by major challenges for waste management.

In the project „Weniger Müll für´s Lebensg´fühl", which roughly translates to “Less waste for a better life", measures to prevent waste, optimize and relieve the waste management system and promote sustainable development were implemented in the areas where they have the greatest leverage in Schladming:

Field of action "Events and Happenings": In order to reduce the amount of waste at events, a "Green Event Manual" was developed, the criteria of which must be adhered to for all events with 1,000 or more people. For the planning and implementation of events, the position of "waste officer" was established at the waste management association Schladming, who is the main contact person for all event organizers and the municipality. During the project, 60,000 reusable cups were introduced, which can be requested at any time, and minimum requirements for municipal events were defined.

Field of action "Tourism": On the path to more sustainable tourism in Schladming, training courses and webinars as well as information and networking events were held with stakeholders from the hotel and tourism industry. Guests in Schladming were also specifically addressed: By revising the public collection system and setting up seven pilot separation stations, they were given easy access to information on how to dispose of waste properly in Schladming. In addition, 14 hotel businesses were certified with the Austrian Ecolabel, which have since contributed to the avoidance of waste and the conservation of resources.

Field of action “Schools and kindergartens": The central element in this area were annual creative competitions. As part of the "Waste Pass Creative Competition" and the "Energy Diary", around 1,000 pupils in Schladming were invited each year to engage creatively with the topic of waste and energy. A collection of teaching materials on the circular economy and waste prevention for teachers was also made available.

Field of action "Involvement of the population": The active involvement of the population in the project took place through regular Repair Cafés, where people could try their hand at repairing broken appliances together with volunteering experts. In two writing workshops, citizens were invited to engage creatively with the topic "The value of things". A diaper voucher was set up as an offer for parents to obtain reusable cloth diaper systems. An information workshop provided information on the correct use of the diaper systems and the voucher.

Status quo and potential of re-use in the Austrian furniture sector

Elisabeth Schmied & Gudrun Obersteiner
University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna (BOKU University), Institute of Waste Management and Circularity Vienna, Austria

With the EU Waste Framework Directive (WFD, 2008/98/EC), activities in the re-use sector have increasingly come to the attention of the relevant stakeholders. In the product category of furniture, reuse has been a long-established model; however, there is currently little data available on the quantities of reused furniture, nor are the paths that used furniture takes well known.

As part of a study commissioned by the Austrian Federal Ministry for Climate Action (BMK), the status quo and potential for furniture reuse in Austria were to be surveyed for the first time. The surveys included not only the amount of re-used furniture but also optimization possibilities.

To generate data on existing options in Austria for the donation of furniture for reuse, as well as the acquisition or receipt of reused furniture, research was conducted on both the stationary and online second-hand furniture markets, and initial estimates were made. Additionally, in cooperation with a market research institute, a nationwide representative survey of 1,000 people was conducted to investigate the use of reused furniture in Austrian households. The survey queried the number of reused furniture items given away as well as owned in the household, the type of furniture, and the method of transfer (through which channel) or the origin of the reused items.

A detailed overview of second-hand retailers in Austria shows that a preliminary total of 187 retailers of used furniture were recorded. These retailers range from social enterprises to traditional antique dealers, to indoor flea markets and vintage boutiques. Measured by population, Styria has the highest availability with 3.2 locations per 100,000 inhabitants, followed by Vienna (3.0) and Salzburg (2.6). In terms of traded quantities, initial estimates based on data collected by Re-Use Austria suggest approximately 300,000 pieces or around 4,700 tons of reused furniture, though this data represents only about 40% of Austrian companies.

In addition to physical stores, online furniture trading plays a significant role. Data from willhaben.at indicated the transfer of used furniture at around 344,000 to 470,000 pieces or 9,900 to 13,600 tons in 2021. The trend of the high share of online trading in used furniture is also reflected in a representative household survey.

A representative survey of Austrian households found that 34% of respondents had given away at least one piece of furniture for reuse in the last 5 years. The main channels for giving away furniture were online platforms (52%), within the family and circle of friends (51%), and charitable organizations (18%). Additionally, 30% of respondents own used furniture, mostly obtained from family and friends or also through online platforms.

Thus, valid estimates cannot be obtained solely through data collection from physical and online trade; household data must also be gathered due to the high proportion of transfers within the family and amongst friends.

Optimization opportunities primarily lie in improving the infrastructure for stationary furniture reuse and promoting awareness of reuse options. Bottlenecks such as limited storage capacities and high transport costs are common obstacles that could be overcome through better coordination and financial support. A systematic collection of data on furniture flows is also necessary to identify efficiency potentials.

Impact of the food waste prevention app To Good To Go on waste generation

Gudrun Obersteiner[1], Katharina Hofer[1], Sandra Luck[1], Reinhold Ottner[1] & Elisabeth Schmied[1]
[1)] BOKU University, Institute of Waste Management and Circularity, Vienna, Austria

The aim of the work presented here was to find out what influence TGTG has on food waste prevention in Austria. In detail, it was analyzed to what extent the products in the surprise packages are actually usable or used and what proportion is subsequently disposed of by consumers in order to investigate whether or not this food is ultimately saved from being wasted. In cooperation with TGTG, a survey was conducted among TGTG users on how they handle the food from TGTG bags in stores. The questionnaire included socio-demographic data of the participants, general questions about the use of Too Good To Go, satisfaction and quality of the surprise bags, the composition of the surprise bags and the whereabouts of the products. The survey was answered by 742 people. After excluding incomplete questionnaires and those where the TGTG offer was not used by the respondents, 538 questionnaires were used for the analysis.

It was found that the majority of participants regularly use the TGTG service and are happy with it. Over 90% of TGTG users who use the app for supermarket pick-ups are very satisfied (52%) or at least somewhat satisfied (42%) with the quality of the food in the surprise bags and boxes. Only one percent of users are not at all satisfied with the quality. The assessment of the composition of the contents in terms of product variety is not quite as positive. Only 27% are very satisfied here. However, the majority of respondents (62%) are somewhat satisfied and 10% are somewhat dissatisfied. Here too, only 1% of respondents are not at all satisfied with the product composition.

One of the main reasons for the present analyses was to find out whether the positive effects of the app on the volume of waste in food retailing would lead to an increase in the volume of waste in households and thus to a shift in the volume of waste from retailers to individual households. The majority of respondents stated that they had hardly any waste. 44% did not have to dispose of anything at all from their last TGTG purchase and 35% only had to dispose of small quantities such as individual pieces of bad fruit. In summary, TGTG can clearly be considered to have a relevant waste prevention potential. The amount of waste disposed of after TGTG purchases is on a par with that of regular purchases.

Human-AI Symbiosis: Sustainable Optimization of (Waste-)Logistics

Jonas Neumair[1] & Markus Gschanes[1]
[1)] Saubermacher Dienstleistungs AG, F&E, Feldkirchen bei Graz, Austria

The growing challenges of driver shortages, fluctuation, and inefficiencies in waste logistics necessitate innovative solutions. This paper presents a three-tiered approach leveraging the synergy between human expertise and artificial intelligence to optimize waste management processes. By digitizing the knowledge of experienced drivers and combining it with live data, companies can enhance operational efficiency and respond more swiftly to staffing shortfalls. The study underscores the importance of an automated routing plan tailored to real-time conditions, continuously improved through supervised learning and driver feedback. This approach enables a highly dynamic and adaptive routing system that meets the modern demands of waste logistics and increases driver acceptance of planned routes.

Exploiting the potential of secondary raw materials in anthropogenic resources with UNFC

Soraya Heuss-Aßbichler[1], Iman Dorri [1] & Bhagya Jayasinghe [1]
[1)] University of Munich (LMU), Department for Earth and Environmental Sciences, Munich, Germany

Exploiting secondary raw materials from anthropogenic resources is becoming increasingly important to meet the scarcity of resources and challenges of sustainability. In this regard, recently, the European Commission enacted the Critical Raw Material Act (CRMA) to reinforce the material supply chain in the EU, which came into force in May 2024. According to CRMA, the Member States are obliged to report the quantities of critical raw materials extracted from primary and secondary sources following the United Nations Framework Classification for Resources (UNFC). UNFC is a principle-based classification system for various resources including minerals, fossil fuels, renewable energy, and anthropogenic resources. It evaluates projects based on three criteria: (E) the environmental and socio-economic viability of the project, (F) technical feasibility and (G) the degree of confidence in product quantities estimation. These criteria are categorized from 1 (requirements met) to 4 (insufficient knowledge), or up to 3 for (E). Each E-F-G combination provides a unique code that represents the project's specific status (class) at a given time. For example, the class E3F3G4 points to a prospective project and E1F1G1 class indicates a viable project. Although the extractives industry has well-established guidelines for classifying and reporting a project's development status, similar guidance for developing and classifying recovery projects from anthropogenic resources using UNFC is currently lacking.

This paper introduces a novel procedure developed within the Horizon Europe project FutuRaM, which aims to facilitate classifying various projects along the recycling value chain by UNFC. The comprehensive approach for recycling project evaluation will be tested through case studies. It considers the different development phases of a project: screening study, pre-feasibility study and feasibility study. At the end of each phase, the outcomes are summarized by an E-F-G code. The decision-makers can then decide whether to continue or stop the project. A user-friendly web-based tool has been developed to guide the project developer through a 7-step procedure to define, evaluate and classify projects according to UNFC. It increases transparency and helps to identify the strengths and weaknesses of projects. UNFC can also be used for national resource accounting by mapping the recoverable materials in all potential sources and recovery facilities in a country using a bottom-up approach. The amounts of materials generated in comparable processes can be aggregated by connecting projects at the micro (operational) level into larger projects in a region at the meso level. Accordingly, the structured format of data collection facilitates data transfer from local to regional and national levels. It also provides a consistent structure to assess economic, ecological, and social impacts on regions, identifying benefits and potential shortfalls.

In conclusion, the UNFC-based procedure facilitates the analysis of interconnected activities, which is crucial for understanding recoverable quantities and the fate of lost elements. It helps identify supply shortages, analyze the broader context of company processes, assess the impact of regulations. This structured approach enables effective communication of results with stakeholders, e.g. operators, investors, authorities, policy-makers and the public, and provides essential information for fact-based decision-making. In conclusion, the UNFC provides a consistent framework for responsible resource management and corporate decisions.

Building knowledge – Harmonization of classification systems for the built environment in the context of quantifying the anthropogenic stock

Katharina Kippert[1] & Vera Susanne Rotter[1]
[1)] TU Berlin, Chair of Circular Economy and Recycling Technology (CERT), Berlin, Germany

The built environment, encompassing buildings and infrastructure, constitutes a significant portion of the anthropogenic material stock. Recycling and reusing these materials are crucial for a circular economy. Knowledge of the materials present in the stock and their quantities is required to effectively decide on and implement measures for structures to be deconstructed or renovated (Buchert, et al., 2022). Material quantities and flows in the built environment can be quantified through bottom-up and top-down approaches. The top-down approach uses trade and production statistics to estimate material flows and consequently stocks, while the bottom-up approach uses building- and infrastructure-specific data to quantify material stocks and flows. The latter requires material intensities for specific building and infrastructure types and estimates of their numbers. To combine these data, a classification system for the built environment categorizing it in different building and infrastructure types is needed. Currently, however, neither uniform units nor uniform classification systems are used in the available data sources, partly because the data collections serve different purposes. On the contrary, new classification systems are often developed in studies to quantify the material stock in the built environment. Furthermore, in many cases, the appropriate attributes to assign buildings and infrastructure elements to specific types in a classification system are missing in the stock inventories and assumptions are required. (Ortlepp, Gruhler, & Schiller, 2016), (Schiller, et al., 2022)

This work aims to create an overview of existing classification systems to develop a comprehensive system by identifying overlaps and connections. A systematic review and analysis of literature and data sources was conducted for the example of Germany. The covered literature and data sources include classification systems themselves, stock and material inventories as well as material intensity studies as they are acting as a system in the bottom-up approach to quantify material stocks in the built environment. The found sources were systematically analyzed, and different information to identify overlaps and connections extracted.

In total, the following number of literature and data sources were found:

- Classification systems: 20 (of which 4 from material intensity studies and 1 from stock inventories)
- Stock inventories: 23
- Material intensity studies: 11 (of which 7 from material inventories)
- Material inventories: 11

In a first step, the interconnections between these sources were mapped. The next step involves further analyzing the extracted information and developing approaches for a comprehensive classification system. Additional aspects that will be considered are material intensities at the component level and for technical building equipment. The research is conducted within the Horizon Europe Project FutuRaM (Future availability and recoverability of secondary raw materials, grant agreement 101058522).

Project Network ForCYCLE II to increase Resource Efficiency in the Bavarian Economy

Mario Mocker[1], Markus Bär[2], Katharina Reh[3] & Peter Hense[4]
[1)] Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden, Department Amberg, Germany
[2)] Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden, Department Amberg, Germany (until 10/2022)
[3)] Fraunhofer Institute for Environmental, Safety and Energy Technology UMSICHT, part of the institute Sulzbach-Rosenberg, Department Secondary Ressources and Assessment, Sulzbach-Rosenberg, Germany
[4)] Bochum University of Applied Sciences, Department Civil and Environmental Engineering, Bochum, Germany

The ForCYCLE II project network, active from 2019 to 2022 and financed by the Bavarian State Ministry of the Environment and Consumer Protection, aimed to increase resource efficiency in the Bavarian economy, focusing on small and medium-sized enterprises (SMEs) and skilled crafts and trades. This initiative, which is part of the ministry's strategy of resource efficiency, sought to develop innovative technologies and methods for resource efficiency and recycling.

The ForCYCLE II project network consisted of a main coordination project and ten specialized scientific projects, organized into three topics:

- Digitalization to increase resource efficiency
- Integrated Product Policy (IPP) considering the entire product lifecycle
- Substitution of materials

Cross-disciplinary working groups focused on construction materials, plastics and metals to enhance collaboration.

The coordinating project NetCYCLE II, managed by OTH Amberg-Weiden, oversaw administrative tasks and public relations. Within its scientific work, the project developed a resource efficiency coefficient to compare project outcomes with the conventional manufacturing processes. This figure, introduced at the Recy&DepoTech 2020 conference, considered geological, geopolitical, and socioeconomic aspects. The current resource efficiency coefficient does not fully address organic materials and renewable resources. Future efforts will focus on refining the coefficient to include these materials.

The several scientific projects were assessed by their coefficient, their greenhouse gas emissions, and their energy consumption. Results varied, in some cases, significant improvements in resource efficiency were achieved, while in others, increases in energy consumption and greenhouse gas emissions were observed. The methodology highlighted both the potential benefits and the current limitations of new processes compared to traditional methods.

The current ForCYCLE Technikum project network aims to bring resource efficiency technologies and methodologies into practice.

Mandatory Sustainability Reporting in Waste Management Companies

Ulrike Gelbmann
[1)] Institute of Environmental System Sciences, University of Graz, Graz, Austria

Waste management companies traditionally define their sustainability in terms of the environmentally friendly disposal and recycling of waste. However, with the Corporate Sustainability Reporting Directive (CSRD), waste companies must now report more comprehensively on their entire operational activities and sustainability. This new requirement will apply from 2024 for companies already subject to reporting requirements and from 2025 for other large companies, integrated into the annual report. This presents waste companies with new challenges, as sustainability reports have hardly been available in the Austrian waste management industry to date.

The following research questions therefore arise:

- What is the status quo of sustainability reporting of Austrian waste companies?
- What challenges does CSRD pose for these companies?
- How should stakeholder integration and "double materiality" be assessed?

Methodologically, a comprehensive literature analysis is carried out, supplemented by the evaluation of existing sustainability reports from the waste management sector.

Voluntary sustainability reporting in accordance with the GRI Standards is common, but not mandatory. In contrast, the CSRD requires mandatory reports from 2025, which must be externally audited. The CSRD also introduces the concept of "double materiality", which encompasses the company's impact on society as well as the financial opportunities and risks for the company. In Austria, few waste management companies have produced sustainability reports to date, often only as part of their parent companies. Public energy supply companies with waste divisions such as EVN and Energie AG as well as ARA are pioneers.

As a result of the CSRD, many more waste companies must now report extensively and in detail, involve their stakeholders comprehensively and take dual materiality into account. Waste companies must now record and report their own sustainability performance in more detail. This typically includes logistics services, sorting, processing, recycling and disposal services. The focus of the reporting must be on the sustainability performance of the company itself, not just on the environmental impact of the waste disposed of. The new requirements present a challenge, but also offer the opportunity to improve the overall sustainability performance of the waste companies.

The impact of collection systems and settlement structures on the environmental performance of urban bio-waste management

Konstantin Bachmann[1] & David Laner[1]
[1)] University of Kassel, Research Center for Resource Management and Solid Waste, Kassel, Germany

Managing bio-waste comes along with relevant environmental impacts, but also contributes to resource conservation through products such as compost and biogas. A high-quality recovery of bio-waste is reliant on a separate collection, but collection rates and compositions of bio-waste differ depending on their origin and the kind of collection system. Within this study, the climate impact of urban bio-waste management is assessed for the city of Kassel (Germany) as a case study. Collection systems are distinguished with respect to central delivery and curbside collection from different residential structures (single- and two-family houses, small multi-family houses, and large multi-family houses). The main contributing processes and critical factors are assessed by means of contribution and perturbation analysis. Specific waste compositions (food and kitchen waste, garden and park waste) and distributions to different municipal waste flows for the considered settlement structures and collection systems are defined on fine-grained data from waste characterization campaigns. The management scenarios for the recovery of separately collected bio-waste comprise the status quo of bio-waste management in Kassel (open windrow composting), closed composting, anaerobic digestion with subsequent composting, and incineration.

Different separate collection rates and compositions of bio-waste are found to be decisive factors for the climate impact of urban bio-waste management. Thereby higher separate collection rates do not necessarily result in lower climate impacts. While lower separate collection leads to a worse environmental performance in scenarios focusing on closed composting and anaerobic digestion (indicating that biological treatment of bio-waste is favoured over thermal treatment), it leads to a better performance regarding the status quo of bio-waste management in Kassel as less CH_4 and N_2O emissions are emitted by open windrow composting. Furthermore, especially sensitive and therefore critical factors regarding climate impacts of urban bio-waste management include the emission rates of nitrogen and carbon in bio-waste, the benefits associated with compost utilization, and the shares of fossil energy carriers in the substituted energy mix.

Sustainability of decentralized energy systems in residential districts, taking measures to extend service life into account

Martin Gertz[1]
[1)] Westfälische Hochschule, Zentrum für Recyclingtechnik, Gelsenkirchen, Germany

The generation and use of decentralized energy systems such as heat pumps, battery storage systems, and photovoltaic systems are central to sustainable energy development in Germany. These technologies involve considerable resource consumption, including rare earth and materials that currently can only be recycled with significant technical and economic effort. At the end of their service life, the disposal of energy systems and their environmental impact present major challenges. To address these issues, efforts are being made to design and implement a second life for energy systems to sustainably reduce waste volume by extending their useful life. However, little is known about the long-term effects on the sustainability of decentralized energy systems in a second-life extended lifecycle. The challenges vary significantly depending on the energy system.

- Batteries are currently recycled mechanically and metallurgically, but sustainable technologies are not yet established. Second-life products often use industrial batteries from electric vehicles, while smaller batteries are rarely considered.
- The recycling of solar modules is problematic as they are not designed for recycling. Forecasts predict a significant increase in recycling volumes.
- Heat Pumps are treated as electronic waste and require labor-intensive recycling processes. There is little information on the reuse of individual components.

To achieve greater sustainability of decentralized energy systems in residential areas, a holistic assessment of the life cycle is required. The Westfälische Hochschule is currently conducting research in this area. This research includes developing framework conditions for the ecological assessment of decentralized energy supply in residential areas. The aim is to determine the conditions necessary for achieving resource efficiency through remanufacturing, i.e., refurbishing existing energy systems. The influence of new technical developments on energy systems must be considered. Additionally, the interactions between various influencing factors - including social acceptance, economic viability, and technological feasibility - must be analyzed within the context of existing regulatory and political structures.

Circular economy effects through reprocessed medical devices

Markus Meissner[1], Sabrina Lichtnegger[2] & Rhodri Saunders[3]
[1)] Österreichisches Ökologie-Institut, Vienna, Austria
[2)] Ecofides GmbH, Vienna, Austria
[3)] Coreva Scientific GmbH & Co KG , Königswinter, Germany

The demand for raw materials has risen sharply in the 20th and 21st centuries. This is accompanied by challenges in terms of environmental impact and the Sustainable Development Goals. Switching to a circular economy, in which resources are used more efficiently and waste is reduced, is an important strategy for reducing resource use and greenhouse gas emissions. This article looks at the healthcare sector, which accounts for a significant proportion of global emissions. Thinking of the health care sector as a nation it would be on fifth place in a ranking of the top emitter nations. The article discusses how resource use and environmental impact can be reduced through the eco-design of medical devices, particularly through reusability. Based on case studies of disposable and reusable surgical stapling systems (the later a product by Medtronic™) and reprocessed compression sleeves (a product by Cardinal Health™), the potential for reducing global material consumption and waste generation is identified and a life cycle assessment is carried out. For selected types of surgery, the analyses show waste prevention potentials in the range of 40% to 70% for reusable stapling systems and 91% to 96% for total material requirement (TMR). The application of reprocessed sleeves reduces the CO_2 footprint by 40% and waste generation by 50%. The results underline the importance of circular economy approaches and eco-design in the healthcare sector and the need to involve decision-makers and practitioners in this process to promote sustainable change. It emphasizes the role of life cycle assessments and environmental indicators as tools to capture and communicate environmental impacts in order to support the acceptance and use of greener medical devices. It is necessary, that eco-design principles are embedded in the design processes and that circular economy experts are involved in the development of valid data sets for environmental assessments to facilitate the transition to a circular economy.

These studies were supported by funding from Medtronic™ and Cardinal Health™. Outside of providing funding, both were not involved in the studies and in the development of this publication.

Recycling paper and board from mixed waste streams: Determining data requirements for a reliable environmental assessment

Hannah Köhler[1], Alena Maria Spies[1], Rosalie von Behr[1], Karoline Raulf[1] & Kathrin Greiff[1]
[1)] RWTH Aachen University, Institute of Anthropogenic Material Cycles, Aachen, Germany

To improve recycling routes and meet the circular economy and legal regulations, yet unexploited material flows come into focus, for which new recycling processes are developed to reduce environmental impacts. Determining whether the benefits of recycling outweigh the efforts involved, requires an environmental assessment through a life cycle assessment (LCA). In existing LCAs, the recycling process has often been calculated generically on the basis of existing recycling processes. However, to adequately model newly developed recycling processes, a broad data basis is needed. Data usually comes from literature and databases such as ecoinvent but is missing for newly developed recycling processes. There are two approaches to model those processes. First, primary data specifically for the studied processes could be collected. For primary data collection, a detailed understanding of the process is needed, and the data availability highly depends on cooperation of companies and other stakeholders. Second, the studied processes could be approximately matched to existing generic database processes from, e.g., ecoinvent. Those processes are generic for whole product systems and averaged, considering a wide range of techniques, regions and companies, but are often outdated and often do not completely match the studied process. The chosen approach can affect the model outcome.

To qualify the influence of data sources on LCA results, we built LCA models for recycling paper and board from lightweight packaging waste (LWP) based on both primary data – measured during production trials – and secondary data from the literature. This waste flow is currently not recycled to high quality products. During production trials in a carton production plant, primary data for recycling paper and board from LWP were collected for the foreground system of the case study. The life cycle impact assessment (LCIA) results were then compared to a model of the recycling process completely based on secondary data from the literature and databases. Further, the data uncertainty and data sensitivity were assessed to evaluate the model reliability.

We showed that unlike the model based on data from the literature, the model based on primary data described the foreground system of the recycling process on plant scale more accurately as the literature provided averaged and sometimes outdated data. In this case study, the wide ranges of energy consumption in the literature data led to a high parameter uncertainty. Together with the high sensitivity of this parameter, this led to a high uncertainty in LCIA results. However, it was shown that parameter uncertainty was mainly caused by outdated database processes in the background system. The compared models both showed a narrow normal distribution in the Monte Carlo simulations, but the uncertainty in the secondary data model was identified as well. Concluding, the model based on primary data better matched the underlying system since it was based on more realistic input data. To model a larger scale system for recycling of paper and board from LWP, e.g., at a national level, more data – primary or from the literature – for different processing and production plants may be needed to obtain adequate cross-sectional data of different technical standards.

Challenges in the field of biogenic waste

Andreas Kreuzeder[1]
[1)] Office of the Salzburg Provincial Government; Department of Nature and Environmental Protection, Trade; Climate Protection, Sustainability and Waste Management Division; Salzburg, Austria

New challenges are constantly arising in the field of biogenic waste and new approaches are being developed to solve long-standing problems. The ÖWAV Biogenic Waste Working Committee endeavours to identify relevant issues at an early stage and to present the current state of knowledge in compact regulations and guidelines. This article will provide an overview of the committee's current activities and the results of recent years and present the content of the issues dealt with. These are

- Working aid 73 - Treatment of kitchen and catering waste in small treatment plants
- Expert paper - "Bio-plastics" and biological waste utilization
- Rule sheet 518 - Requirements for the operation of composting plants
- Biogenic waste in the circular economy
- “Waste management aspects of neophyte management"

Measures to improve the quality of biowaste collection

Alexandra Loidl[1], Gernot Kreindl[2], Andreas Zöscher[3], Cornelia Riegler[4], Martin Wellacher[4], Elena Dvorak[5] & Josef Adam[5]
[1)] Holding Graz - Kommunale Dienstleistungen GmbH, Graz, Austria
[2)] Abfallwirtschaftsverband Leoben, Leoben, Austria
[3)] Abfallwirtschaftsverband Mürzverband, Kapfenberg, Austria
[4)] Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Austria
[5)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Plastic contraries of source separated biogenic waste from households are a major issue in the process of making quality compost out of it. Incorrect disposal of non-organic waste materials into the organic waste bin impairs the quality of the product and increases processing costs. Plastic contraries in in the biowaste are the biggest challenge. Particularly troublesome are plastic bags used for pre-collection within the households not matter they are made of conventional plastic or of bio-degradable plastic.

In the “Plastic Free Compost” project targeted measures were taken to change people's collection behavior and prevent citizens from throwing their waste in the wrong garbage bin. The research took place in the three Styrian cities Graz, Leoben and Mürzzuschlag in collective tours at densely populated areas and multi-party houses. The measures include the distribution of paper bags as a pre-collection aid, personal advice at the flat door and the provision of information material. The materials were made available to citizens in three different ways to find out any differences.

To quantify the effectiveness of the measure, an inspection method was developed, which acts as a quick measurement method for the contraries content at vehicle level. By counting the number of contraries on a certain surface the contamination was determined within 20 min, wheras conventional methods demand tenfold time. Measurement took place before and after the action as well as in a tour without the measure of the paper bag distribution.

In two of the three areas the contraries content dropped. Most effective was the distribution of the paper bags at the front door of each flat. After one month the reduction rate was minus 47 %. After one year the reduction even dropped to 67 %, this means that the initial content of 4,5 % dropped to 1,5 %, whereas no reduction could be seen at the zero sample.

Treatment Optimization for Biogenic Waste Materials

Andreas Kunter[1], Paul Demschar[2], Georg Weingrill[3], Alexandra Loidl[4], Franz Poschacher[5], Martin Wellacher[6] & Josef Adam[2]

[1)] Komptech GmbH, Frohnleiten, Austria

[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

[3)] Binder+Co AG, Gleisdorf, Austria

[4)] Holding Graz - Kommunale Dienstleistungen GmbH, Graz, Austria

[5)] Poschacher Kompost, Kraubath/M, Austria

[6)] Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Austria

Contraries in biogenic waste materials from source separated organic waste from households impede the production of high-quality compost. Once biogenic waste contains more than 3 % contraries relative to the wet weight, no quality compost according the legislative limits can be produced. A proposal for a new Austrian compost ordinance limits the maximum contraries content in biogenic waste accepted by composting plants to 2 %. In Germany biogenic materials may not be accepted by composting facilities once the contraries are more than 3 %. Different pretreatment processes are tested to enable the production of quality compost from source separated organic waste from households with considerable contents of contraries. The article shows results of contraries reduction rates by means of combinations of slow-speed shredders, starscreens and NIR-sorting machines.

CompoScan – A System for Automated Assessment of Bio-Waste at Composting Facilities

Georg Waltner[1] & Cornelia Patzig[1]
[1)] Scantec GmbH, Graz, Austria

This paper presents CompoScan, an automated system designed by Scantec GmbH to evaluate bio-waste at composting facilities. CompoScan provides real-time composition analysis of bio-waste deliveries, identifying contaminants like plastic, glass, and metal that can hinder the composting process. The system employs optical assessment to quickly measure the contamination level, facilitating immediate decisions on whether to accept or reject the waste based on its purity.

The challenge in bio-waste management is efficiently identifying and handling contaminants at the point of delivery. Traditional methods rely on mass-based evaluation, which, although accurate, are labor-intensive, costly, and only feasible for spot checks. CompoScan, however, uses surface analysis to evaluate the contamination level by scanning the waste heap. This approach reduces employee exposure to unpleasant and hazardous conditions and offers a reliable alternative to traditional methods.

CompoScan integrates advanced AI, specifically a deep neural network, to analyze high-resolution images of the waste surface, classifying various waste categories and contaminants. The system has been validated by TÜV Austria under the "Trusted AI" certification program for its robustness, transparency, legality, and data protection, ensuring users receive a dependable and independently certified product.

The system categorizes waste using a traffic light system: green for minimal contamination, yellow for moderate contamination requiring further sorting, and red for high contamination, suggesting rejection or intensive sorting. This clear visual feedback helps compost facility operators maintain high-quality output.

CompoScan's architecture includes one or more cameras positioned above the unloading areas, connected to a control unit equipped with RFID readers and a keyboard for data entry. The system can operate autonomously, processing and storing data locally or via cloud services within the EU, ensuring compliance with data security regulations.

Overall, CompoScan offers an innovative solution to bio-waste management, enhancing efficiency, reducing costs, and improving safety for workers, while ensuring high-quality compost production.

Biogenic Waste and Residues – Source of Carbon, Bioenergy and Negative Emissions

Michael Nelles[1,2], René Backes[2] & Karen Deprie[2]
[1)] University of Rostock, Department Waste and Resource Management, Rostock, Germany
[2)] DBFZ – Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH, Leipzig, Germany

Germany aims to be climate-neutral by 2045. To achieve this, we will need to consume materials and energy in a much more sustainable way, as climate-neutrality builds on two main pillars: on the one hand side, energy provision needs to switch entirely to renewable energies (RE). This will require significant expansion as well as optimised integration of wind, solar, geothermal and bioenergy for electricity, heating/cooling, and transport. Biomass stands out amongst RE carriers in its capacity to supply energy reliably, and independently of weather. This is vital for stable grids, a secure supply of electricity and heat, and projectable production processes.

One other hand side, today's predominantly linear value chains will morph into a circular economy. In consequence, biomass will no longer be looked upon mainly as an energy source, as its material use as a replacement of fossil raw materials becomes increasingly important.

Biomass will form the backbone of the future bioeconomy, and an integral part of a future secure energy system. Hence, there is a strong need for new technologies, as well as concepts for combined material and energy production and cascading use.

Our economy can only transform form a linear to a truly circular economy if industries can rely on bio- instead of petro-based raw organic materials. This transformation needs to respect economic, environmental and social boundaries, and seek to maximise climate protection and economic benefit at the same time.

These two pillars towards climate-neutrality, RE and bioeconomy, will have to be complemented by additional CO2 sinks (negative emissions), which also include biomass.

Taken together, this will significantly increase demand for biomass. Thus, there is an urgent need for sustainable cascading use and combined production concepts, as only these enable a bioeconomy with closed bio-based carbon cycles.

Small appliances for the treatment of biowaste in households and the catering industry

Anke Bockreis[1], Julius Hecher[1], Luzia Schäfer[1] & Julika Knapp[1]
[1)] University of Innsbruck, Department of Infrastructure, Unit of Environmental Engineering, Innsbruck, Austria

In the household sector, there is an increasing development and use of small appliances for the collection and treatment of food waste to make the process more hygienic and odour-free. There are appliances that operate with or without electricity, employing various methods such as cooling, drying, or so-called rapid composting of organic waste. Rapid composters and dryers are also increasingly used in the gastronomy sector to quickly produce eco-friendly products, reduce waste volume, and minimize odours.

At the Unit of Environmental Engineering, Department of Infrastructure at the University of Innsbruck, appliances for the treatment of organic waste were examined for both household and gastronomy applications. The objective was to assess their handling and functionality. All tested appliances required increased effort for handling and sorting waste. In the gastronomy sector, this translates to additional workload for kitchen staff. Separate collection using bio-bins remains essential for both sorted food waste and the output material of some of the used appliances. Electrically operated appliances incur additional electricity costs and are not recommended from an ecological and economic perspective. Mass reduction is primarily achieved through drying rather than biological decomposition, meaning the output material requires further processing.

Bio Waste Carbon^3 Capture System

Daniela Meitner[1], Andreas Hackl[2] & Gernot Stangl[3]
[1)] Next Generation Elements GmbH, R&D, Feldkirchen an der Donau, Austria
[2)] Next Generation Elements GmbH, CEO, Feldkirchen an der Donau, Austria
[3)] CH4plus GmbH, Sales, Markersdorf, Austria

The utilisation of biowaste as an input in biogas production is currently undisputed. The clear aim of this new "Bio Waste Carbon^3 Capture System" (BWC3CS) is to replace or save fossil-based carbon and remove carbon already produced from the atmosphere.

The system presented here has a modular and decentralized structure and processes 15,000 t/a of biowaste, in particular horse manure. Dry fermentation forms the first decarbonization step through the production of green gas to replace fossil gas in the gas grid. The resulting "wet" fermentation residues with 35% dry matter are then processed further in the PyroDry system, which consists of a spinning shaft dryer and a pyrolysis unit. The PyroDry system processes the moist material into high-quality biochar. In a third step, direct CO_2 capture can be implemented in order to maximize the captured carbon.

There were the following challenges in the approval process, which have been overcome with considerable effort over the last two years.

- Status of the input material: Is horse manure waste?
- Waste or commercial authorisation for pyrolysis
- Feeding green gas into the grid

Attempts have been made to obtain a license for this project for around two years. As of today, 28 June 2024, no final approval has yet been obtained.

The process shown was developed to comply with the Austrian circular economy strategy, which calls for the cascading use of biomass, and to fulfil the EU Green Deal as far as possible.

Experience with safety technology/explosion protection in fermentation/ biogas plants

Gerhard Rettenberger[1]
[1)] Trier University of Applied Sciences, Trier, Germany

Accidents continue to occur at fermentation and biogas plants as a result of explosions, fires and poisoning/suffocation, often with considerable personal injury. On the other hand, a large number of legal standards and regulations, technical rules and leaflets on the subject of safety technology have been published in recent years. Years ago, regular inspections were demanded and the creation of a publicly announced expert was included in the responsible law (in Germany: Federal Immission Control Act). The Technical Regulation Plant Safety TRAS 120, published four years ago, now defines the state of the art in safety technology for biogas plants and thus also for the state of the art of comparable plants, e.g. digester gas plants. Numerous details, e.g. distance issues of the individual plant elements to each other for new and especially for existing plants, membrane systems, activated carbon plant, tests, tightness requirements, process control technology, separation of machine and electrical rooms are defined here.

Ultimately, it is the risk assessment in the explosion protection document that ensures compliance with the state of the art of safety technology, combined with the specified measures for the operator. This document must therefore be competently developed, but above all implemented (i.e. lived). This is often not the case.

Comparison of analysis methods for respiration activity (AT_4) and oxygen uptake rate (OUR) to assess the stability of compost

Erwin Binner[1] & Ivoneta Diethart[2]
[1)] BOKU University Vienna, Institute of Waste Management and Circularity, Vienna, Austria
[2)] Bio Forschung Austria, Vienna, Austria

A key quality criterion for compost is its stability. In Austria, the plant compatibility test (Cress-test) has been used to assess this (BGBl. II No. 292/2001). This test method, which is originated from the Linzer Substrattest (Gusenleitner et al., 1982), was developed to detect toxic effects of substrates. However, depressions in plant growth can be caused both by immature compost (lack of stability) and by toxic substances (pollutants). An additional stability parameter is therefore to be established in the NEW Compost Ordinance.

When assessing the stability of material from mechanical biological waste treatment (MBT), the parameters respiration activity (AT_4) and gas formation potential (GS_{21} or GS_{21}) have proven their worth (BGBl. Nr. II 39/2008). Corresponding methods were standardised in the Ö-NORMEN series 2027 (2012) and are now routine parameters in many Austrian laboratories.

While the emission potential of landfills must be tested under anaerobic environmental conditions, aerobic environmental conditions must be used for composts. For this reason, the aerobic parameter AT_4 was considered as a stability criterion in the preliminary review draft of the Compost Ordinance (2022). On the basis of investigations at the ABF-BOKU, a limit value of 7 mg O_2/g DM was proposed for the hobby gardening and horticulture sector. Of the 114 samples analysed (rotted material and compost), only 10 samples with a short rotting time exceeded an AT_4 of 10 mg O_2/g DM. The mean value (including the samples with a short rotting period) was 4.5 mg O_2/g DM).

During the discussion of the preliminary review draft, stakeholders criticised the fact that the oxygen uptake rate parameter (OUR according to EN 16087-1, 2020) is widely used in other EU countries to assess the stability of composts. As there is currently hardly any practical experience with OUR in Austria and the two methods differ greatly in terms of the environmental conditions (liquid milieu versus solid milieu, test temperature 30 °C versus 20 °C, addition of puffer and nutrient solution versus no addition etc.) - it is therefore not possible to convert the results from OUR to AT_4. Thus, parallel tests were carried out at ABF-BOKU and Bio Forschung Austria with samples of composts and of rotting materials during composting process. First correlations of 28 samples with different reactivity show, that an OUR_{30} (test-temperature 30 °C) value range between 17.3 and 22.8 mmol/kg oTM.h corresponds to the proposed limit value (AT_4 = 7 mg O_2/g DM). Further samples, especially in the higher reactivity range, will be analysed and evaluated until November 2024. Results will be presented at Recy&DepoTech 2024.

Systematic consideration of waste wood treatment on the basis of a CO_2 accounting balancing of selected processes

Claudia Hofbauer[1]
[1)] Komptech GmbH, Frohnleiten, Austria

It is the aim of the present work to prepare the accounting of Greenhouse Gas Emissions of the treatment process as is the preparation for material or thermal recycling in Austria. For this purpose, a literature review, a market analysis and interviews are used as methods. The Greenhouse Gas Protocol (GHG Protocol) method is used to evaluate the data obtained and to identify and calculate the GHG Emissions. For this purpose, two representative companies in Austria were chosen. During these onsite visits qualitative interviews were conducted.

One ton of waste wood, which according to the RHV (BGBl. II Nr. 178/2018 i. d. F.) is suitable for material recycling, is calculated from the delivery at the treatment plant to the finished final fraction. 2022 is chosen as the base year. As a systemic extension, based on literature data with the help of scientific based assumptions, the entire process of recycling from the point of waste generation to the end of recycling as combustion or the finished product of particleboard is chosen.

In the case of the processing plants, it could clearly be recognized, in terms of GHG Emissions, that the machine combination of shredder and screening machine with electric drive and an electricity supplier with a low CO_2 footprint are lower than the diesel-powered variant with a pre- and post-shredder.

There is a significant saving potential in greenhouse gas emissions resulting from the preference for material recycling over thermal recycling. Thus, based on the results, the recommendation can be made to increase the service life of waste wood at additional product cycles through material recycling as much as possible in order to bind the carbon dioxide in wood products in the long term.

Comparing the movement of three different types of microplastic in a simulated agricultural environment dependent on soil slope and rain intensity

Poroshat Haddadi[1], Agnes Tekle-Röttering[1], Thomas Brümmer[1], Jörg Meyer[2] & Ralf Holzhauer [1]

[1)] Westfälische Hochschule University of Applied Sciences Gelsenkirchen Bocholt Recklinghausen, Department of Mechanical Engineering, Environmental Engineering and Building Technologies, Gelsenkirchen, Germany

[2)] Hamm-Lippstadt University of Applied Sciences, Department of Photonics and Materials Science, Hamm, Germany

By turning biowaste to compost, this recycling waste prevent emission of methane gas and leachate in landfills, and final product compost improve the fertility of soil (BMUV 2023). To reach high quality compost, separation of impurities like polymer from biowaste is essential. Despite of treatment, compost is known as one of the reasons of introducing microparticles of plastic (MP) in soil (Brusselaers & Van der Linden 2020, Weithmann et al. 2018). These micro particles in the range size of 1 µm to 5 mm pollute terrestrial ecosystems and have negative effects on flora and fauna. These small size MP can be distributed to other ecosystems by wind, rain, etc. Also, it is possible that they remain in the soil and become permanent pollution in terrestrial ecosystem (Huerta Lwanga et al. 2022). This study focused on the fate of MP originated from compost and investigated the movement of different MP from the soil surface by rain. A test bench was built up to trace the movement of the MP under condition of artificial rain system and light (Haddadi et al. 2021). Three various polymers were selected to investigate the movement of MP of low density polyethylene (LDPE), Polyethylene terephthalate (PET) and multilayer polymer packaging consist of PE, PET and polyurethane as adhesive under conditions of the soil slope 5˚ and rain intensity 264 L $ha^{-1}s^{-1}$. The layers of multilayer polymer packaging were determined in two methods by dissolving the layers and analyse with FTIR iN7, and FTIR microscope iN10 for small particles. MP of each polymers in range size of 600 µm were added to the surface of soil in test bench separately. After applying artificial rain, water samples containing washed-off MP and soil by rain from the soil surface were collected. Soil samples were separately collected. Organic and inorganic separation methods were applied to the water samples, and FTIR microscopy iN10 was used to analyse and characterize the remaining particles and MP. The results showed that under condition of soil slope 5˚ and rain intensity 264 L $ha^{-1}s^{-1}$ negligible particles were washed off.

CEFoodCycle - Circular Economy: Mapping Food Streams and Identifying Potentials to Close the Food Cycle

Kevin Kaltenbrunner[1], Daniel Orth[1] & Christian Pladerer[1]
[1)] Austrian Institute of Ecology, Vienna, Austria

The vulnerability of Alpine areas calls to rethink the sustainability framework towards measurable protective actions. Food waste, for instance in the hospitality sector, occurs due to many different reasons such as food overproduction, inadequate logistics or poorly designed packaging. Little data and monitoring processes are currently at hand and no alpine-wide methodology is available to measure resource savings along the food stream.

Applying the concept of the Circular Economy (CE) to the food stream (production, use, disposal), the project CEFoodCycle creates a homogenized methodology to avoid food waste, re-use resources, and to close food cycles. Therefore, resource saving potentials for defined product categories such as fruit & vegetables, meat or dairy products are identified by consolidating Life-Cycle Assessment (LCA) standards. Based on data related to food production and consumption including the connected CO_2 emissions, Artificial Intelligence (AI) helps to design a digital service system that connects and enables stakeholders inside (e.g. farmers, food retailers, gastronomy) and outside (e.g. social associations, food banks, bioenergy generators) the food stream to identify optimization potentials to transparently close food cycles, monitor food waste as well as CO_2 emission reduction. Such a holistic perspective is the foundation for skill and capacity development of stakeholders, enhancing sustainable and circular economic competitiveness.

Closed food cycles require a cross-border approach as relevant stakeholders often operate transnationally. Overall objective is to implement a CE framework in five pilot alpine regions to identify potentials for food waste and CO_2 reduction along above-mentioned specified food streams. Next to collaborative learning processes, key stakeholders benefit from a digital, intelligent system based on LCA indicators (IDLCASS; Intelligent, Digital LCA Service System) to facilitate decision making towards food savings & closing food cycles. Stakeholders inside (e.g. retailers) and outside (e.g. energy producers) of food streams connect and capitalize on transparency.

Project outputs include:

- an alpine-wide consolidation of LCA methodology for defined food product categories
- an intelligent, digital LCA service system (IDLCASS) that helps users to evaluate decisions regarding resource / CO_2 savings and therefore waste prevention
- implementation of smart, closed circular food cycle networks
- regionally established Circular Food Hubs that acquire, educate and supervise stakeholders to make the impact of the AI system-supported decisions more sustainable, transparent and measurable

Plastic Pirates Austria - Citizen Science to survey plastic littering

Gudrun Obersteiner, Magdalena Kraml, Sabine Lenz, Anna Noichl, Reinhold Ottner & Elisabeth Schmied
BOKU University, Institute of Waste Management and Circularity, Vienna, Austria

Plastic Pirates - Go Europe! was first developed as Plastic Pirates in Germany in 2016. Since January 2022, the initiative has been expanded throughout Europe with the support of the EU Commission as a European citizen science campaign in which school classes and youth groups (young people aged 10-16) collect waste, with a focus on plastic, from streams and rivers and document their findings. The data collected across Europe is entered into a database and then analyzed by scientists. As part of the project, the types of waste identified by the individual groups (e.g. cigarette butts, pieces of film or packaging) will be recorded on a suitable riverbank or stream using detailed action materials and then published on a digital map. The data collected by the young people will then help scientists to gradually close existing research gaps on the occurrence, composition and generation of plastic waste.

The approach of citizen science projects in general and Plastic Pirates in particular not only enables new scientific findings, but also a dialog between science and society. A key component of the project is therefore also public relations work to make as many people as possible aware of the initiative and the issues behind it. Young people who are interested in science and the environment are thus given the opportunity to participate in practical research. They make an important contribution to research into the state of European rivers and the extent of plastic waste pollution.

The Institute of Waste Management and Circularity has been involved since mid-2022 and will continue to support participating plastic pirates until at least 2026. In the collection periods of fall 2022 and spring 2023, around 70 collections were carried out by over 1,200 participants. The more than 30 rivers surveyed to date are spread across Austria and cover a wide range of different types of rivers (e.g. Bregenzerach in Vorarlberg to the Danube in Vienna). The specifications for the collection, categorization and documentation of (plastic) waste on the river banks have already provided important data on the number of wastes per area and the composition of the waste. Above all, the composition of the waste provides information on the origin and cause of the pollution and is an important prerequisite for deriving prevention measures. In order to be able to use the data obtained by the citizen scientists for scientific purposes, the data will be verified in detail using photos taken in parallel. The data already received is currently still being verified and evaluated.

bündnis mikroplastikfrei

Walter Hauer[1] & Daniel Steinitz[1]
[1)] bündnis mikroplastikfrei, Vienna, Austria

The current accumulation of microplastics in the environment and the potential risks they may pose to ecosystems and human health require the immediate reduction of further emissions. A consortium of partners from science, industry and administration is developing concepts in order to tackle the cause of the problem in the long term and to provide recommendations to legislation.

It is hard to imagine our lives without plastic. It is an extremely durable and flexible material: thermoplastics, thermosets, rubber-like materials and foams. Thousands of variants make the many products possible we use every day. Despite their durability, many products are only used for short periods and only once: a few seconds for a drinking cup, a few hours for cosmetics, a few days for packaging or one/few growing seasons in agriculture. Unfortunately, a significant proportion is released into the environment. The problem is known, but too less measures are being taken to prevent further plastic pollution:

- In the short term, much more awareness has to be raised: Plastic products must be completely removed at the end of their life and must be protected from wind transport etc.
- When processing plastic products outdoors (e.g., cutting), parts and particles must be consistently collected.
- Packaging for fruit, vegetables, bread and take away products will either have to be eliminated (reduced or designed as a reusable product) or made from biodegradable materials, as will products in agriculture, forestry and horticulture. In these sectors, around 70,000 tonnes are used annually for very short-lived products. Imagine: the loss of 1% into nature means an input of 700 tonnes per year!

The alliance ***bündnis mikroplastikfrei*** was initiated by the Austrian Compost and Biogas Association and focuses on synergies between industry, retail and administration to replace conventional, persistent single-use plastics with biodegradable materials. Wherever plastic comes into contact with nature, microplastic is an issue. The requirement to reduce further releases of microplastics appears to be a structural problem that calls for a transformation across all sectors. The implementation of new materials also requires an adaptation of the recycling facilities. The alliance is committed to act as facilitator and to communicate with all stakeholders to minimise barriers.

Improving waste separation in public spaces – Insights from a field study

Veronika Kladnik[1], Therese Schwarzböck[1] & Sabine Dworak[1]
[1)] Institute of Water Quality and Resource Management, TU Wien, Vienna, Austria

While waste separation is already widely practiced in households, it plays a secondary role in public places such as pedestrian zones, bus stops, and parks. This is despite the fact large amounts of valuable recyclables and packaging waste are generated, particularly from on-the-go consumption. One reason for this may be the already high cost of public waste collection and disposal logistics, which potentially increase with further expansion of collection fractions. A regulatory step towards a fairer distribution of collection and disposal costs has already been taken by extending producer responsibility to specific single-use takeaway packaging that is disposed of publicly (EU SUP Directive 2019/904). Nevertheless, public waste management plays a crucial role in achieving ambitious recycling targets and raising public awareness about waste separation.

One of the fundamental questions that remains unanswered is how to motivate people to separate their waste outside the home. In the hectic pace of everyday life, characterized by fast consumption on the move, anonymity and time pressure, people behave differently than in private spaces. There is currently little data and research available on this matter. In order to fill this knowledge gap, the UrbanWaste research project [WWTF 10.47379/ ESR20019], an interdisciplinary collaboration (industrial design, social sciences, waste management), designed and carried out field trials to investigate public separation behavior and waste potential. In order to minimize the additional waste management effort, it was decided to introduce a central separation station instead of a comprehensive replacement of containers, and in a further step to introduce and test an optimization measure ("recyclables guidance system").

The study presented includes comprehensive waste audits and has been accompanied by social research through behavioral observation. The results of the sorting analyses provide unique insights into sorting behavior and the potential for recovery of public waste, down to a detailed picture of specific waste types. The installation of a central sorting station resulted in about 17 % of public waste being collected separately and 20 % of recyclables being correctly disposed of. In addition, the investigated optimization measure led to a slight improvement in the separation of recyclables and thus shows potential as a cost-effective measure for future applications.

Waste separation in private versus public spaces – the view of consumers

Betül Gök[1], Barbara Hartl[2], Sabine Dworak[1], Therese Schwarzböck[1] & Astrid Allesch[3]
[1)] Technische Universität Wien, Institute for Water Quality and Resource Management, Vienna, Austria
[2)] University for Continuing Education Krems, Department for Management and Economics, Krems, Austria
[3)] University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU Vienna), Institute of Waste Management and Circularity, Vienna, Austria

The behaviour of consumers is important to consider when it comes to waste separation efforts. Waste separation behaviour in public spaces like parks, pedestrian zones or on sidewalks has hardly been investigated, in contrast to that in private spaces. Recent research shows that waste accumulating in public spaces contains a high proportion of recyclables. Therefore, an intensified separate waste collection in public seems reasonable to consider to e.g. achieve recycling targets. As part of the "UrbanWaste" research project [WWTF 10.47379/ ESR20-019], the waste separation behaviour of consumers in public spaces in comparison to private spaces was analysed using guided interviews (n=12) and an online survey (n=238) among residents of Vienna. The results show that participating in waste separation in private spaces is established as social norm but is not in public spaces. Further, recyclables are a relevant part of the waste generated in public spaces (besides residual waste). Thus, even if the waste amount from public is lower than from households, the material recovery potential might be high. Results also showed that the additional effort necessary to separate waste in public are often a barrier to do so. Reasons for this are particularly connected to the lack of waste separation possibilities. Finally, respondents see preventing of litter on the street as more important than separating their waste in public. It can be concluded that waste separation behaviour of consumers depends on the context and some strategical considerations are necessary if a successful implementation in public is pursued (e.g. location of bins, communication strategy).

Recyclability of packaging - potentials of the individual, gradual assessment

Angelika Wlodarczyk[1], Elisabeth Pinter[1], Michael Krainz[1], Anja Fredriksson[1], Joachim Christiani[2], Sandra Beckamp[2] & Michael Washüttl[1]
[1)] OFI – Austrian Institute for Chemistry and Technology, Department Packaging Recycling and Dangerous Goods, Vienna, Austria
[2)] Institut cyclos-HTP GmbH, Institute for Recyclability and Product Responsibility, Aachen, Germany

According to the European Union's Green Deal, all packaging placed on the market should be recyclable or reusable by 2030. As a part of this, the Packaging and Packaging Waste Regulation (PPWR) draft stipulates that recyclability should be included as a criterion for extended producer responsibility (EPR). Further gradual recyclability performance classes will determine which packaging will be authorised to stay on the EU market in the future. The recyclability criterions will not only focus on the individual, mass-related recyclability, but also on the extent of the actual large-scale recycling in Europe. At the OFI, the gradual recyclability of individual packaging is determined according to the requirements and evaluation catalogue of the cyclos-HTP Institute (CHI) and practical tests are carried out to verify recycling according to the state of the art (TRL 9). A comparison of the CHI method with guideline-based methods and their limitations is given, as well as an overview of applied practical tests and the procedure for compatibility studies. Based on exemplary practical testing the recyclability influence of sealing applications in PET-recycling and waste-specific conditions of flexible packaging in the sorting process are described. Performed compatibility studies determine that films with a barrier content of >5 % EVOH are compatible with recycling. Ultimately, the high level of detail in the recyclability assessment can be used to identify optimisation potentials in design parameters in order to optimize the packaging solution and the resulting recyclate.

Environmental impact of the end-of-life scenarios of PET rigid packaging in Austria

Werner Frühwirth[1], Katrin Detter[1], Hanna Schenk[1] & Bernd Brandt[1]
[1)] FH Campus Wien, Section Packaging- and Resource Management, Vienna, Austria

The European Union's circular economy package has the objective of transforming the prevailing linear value chain into a circular economy system. The proposal of the Packaging and Packaging Waste Directive (PPWR) suggests that a recycling rate of 55% of plastic packaging should be achieved by 2030. Currently, this stands at 24,5% in Austria, with the majority of this being determined by the recycling of polyethylene terephthalate (PET) beverage bottles. The research project "PET2Pack" analysed the amount of waste in the „Yellow Bag“ and the environmental impact of current (status quo) and projected (open and closed loop) end-of-life scenarios at the level of sorting and recycling processes for specific use cases of PET food trays and PET food and non-food bottles.

To evaluate the environmental impacts associated with producing secondary PET granulate from these recycling streams and to assess whether engaging in open and closed loop recycling processes is favourable compared to the current status quo from an environmental perspective, a Life Cycle Assessment (LCA) was performed. The LCA quantified the environmental impacts of the production of secondary PET granulate, as well as the end-of-life scenarios for closed and open loop recycling of rigid PET packaging, in comparison to primary production.

In order to achieve this, mass balances and process flow diagrams were developed, which represent Austrian sorting and recycling plants. The input and output material mass flows, transfer coefficients and energy consumptions were determined and calculated for the individual processes in collaboration with the plant operators. The respective global warming potentials (kg CO2 equivalents) and other impact categories were compared using the life cycle assessment method (ISO 14040/14044; midpoint; EF 3.1) and scenario techniques.

The quantitative assessment of the status quo and the adjusted end-of-life scenarios allow a comparison of the environmental impacts associated with the production of secondary PET granulate for food trays and non-food bottles compared to primary granulate. The respective global warming potentials in kg CO_2 equivalents and other impact categories were calculated. The results demonstrate that recycled PET has the potential to reduce global warming potential by up to 66% in comparison to virgin material.

Viable paths, Obstacles and Suitability of using mechanically recycled Post-Consumer Materials made from Polyolefins in Food Contact Packaging

Franz Rittmannsberger[1] & Julia Roitner[1]
[1)] Prezero Polymers, R&D, Haimburg, Austria

Since the EU implemented the PPWR in 2023, this regulation has been intensely discussed in industry. As the content of the PPWR seems to have a positive aspect concerning the use of recycling on packaging, it is a challenging task to implement this as projected.

Polyolefins are versatile materials that are used for various packaging applicationns. This also means that they are subjected to a variation of different substances during the lifetime of the packaging or potentially also during the process of waste collection. Polyolefins tend to let chemical compounds migrate into the polymer matrix. Furthermore, adhesives and printing inks also create unwanted chemical compounds during recycling. This finally leads to a high load of contamination in the packaging waste.

The EU regulation EU2022/1616 calls for the use of only food contact packaging for the recycling of the same – which we also see as a basic requirement to ensure the customer safety. So, one of the challenges is also separation of food grade packaging from the waste. Fortunately, modern technologies as machine learning and marker systems have made a big progress over the last years here that will presumably enable higher yields of suitable material.

Decontamination technologies for polyolefins have seen a long development. However, due to the nature of the polymer and the high degrees of contamination, only comparably low decontamination efficiencies -in respect to PET and PS - can be achieved by using current methods for polyolefins. Therefore, only clearly defined streams that already have a lower contamination from the start can be used.

As a conclusion, some recommendations for the stakeholders of the whole packaging chain are suggested:

- reduce legal obstacles for waste transportation
- enforce already proven paths and
- develop more rational accounting schemes for recycled content.

Analysis and Optimization of Austrian Polystyrene Household Waste for Reuse in Yogurt Cup Food Packaging

Nina Krempl[1], Matthias Frühwirth[1], David Zidar[1], Zahra Shahroodi[1], Clemens Holzer[1], Elisabeth Pinter[2], Vasiliki Archodoulaki[3], Lorenz Bichler[3], Elisabeth Jahn[4] & Florian Aschermayer[5]

[1)] Montanuniversitaet Leoben, Institute of Polymer Processing, Leoben, Austria
[2)] Austrian Research Institute for Chemistry and Technology, Department Packaging, Recycling and Dangerous Goods, Vienna, Austria
[3)] TU Wien, Institute of Material Science and Technology, Vienna, Austria
[4)] University of Applied Life Sciences, Packaging and Resource Management, Vienna, Austria
[5)] Greiner Packaging International GmbH, Sattledt, Austria

The FFG-funded project "Pack2theLoop" analyzes polystyrene (PS) packaging from Austrian household waste for the reuse in yogurt cups. Processing parameters such as cold and hot washing, color flake sorting, and multiple processing with additives are investigated to analyze potential changes in the material property profile.

Initial analyses revealed a significant inhomogeneity in the colored PS recycling stream (rPS), complicating comparisons between cold and hot washing methods. Consequently, hot-washed, color-sorted, and in a vacuum reactor decontaminated rPS granules were used for further characterization.

From 2021 to 2024, the composition of the "Yellow Bag" for separated household waste collection in Austria showed that approximately 1.2 % by weight consisted of rigid PS packaging. Detailed analysis of this fraction revealed a significant proportion of cups used for food, with 59.9% of these cups being directly printed, complicating efforts to produce white recyclates despite sorting and decontamination in a melt-phase vacuum reactor.

Chemical analyses of input and output materials from the vacuum reactor showed a significant reduction in volatile substances after decontamination. Tests on cups with various recyclate concentrations revealed no chemical or sensory issues. The Ames test found no problematic substances in any samples, including those made from 100 % rPS.

Tensile tests showed satisfactory mechanical properties and improved elongation at break due to the use of melt filtration during the decontamination step (εB: 42 % -> 47 %), accounting for minor macromolecular contaminants with LLDPE, likely from films and labels.

In the context of circular economy principles and to enhance the quality of the recyclate, the material was processed ten times using a twin-screw extruder and fortified with additives. Rheological analysis indicated progressive material degradation in all compounds, marked by shifts in the storage modulus (G') and loss modulus (G''). The 2 wt.% oxidation blocker provided minor protection against degradation, whereas the 5 wt% impact modifier significantly improved the material properties, suggesting additives' effectiveness in enhancing recycled polystyrene quality.

Material Efficiency and Environmental Impacts of Plastic Packaging Waste Management in Germany

Sarah Schmidt[1] & David Laner[1]
[1)] University of Kassel, Group of Resource Management and Solid Waste Engineering, Kassel, Germany

In 2022, the European Commission published a draft for the revision of the packaging and packaging waste regulations which aims to reduce the negative environmental impacts of packaging and packaging waste and to close material cycles. The present study comprises a comprehensive assessment of the management system for plastic packaging waste in Germany in terms of material flows, material efficiency and environmental impacts and discusses challenges and optimization strategies for the current and future management of plastic packaging waste. A material flow analysis revealed that in 2017 73% of plastic packaging waste from private consumers was separately collected in Germany. 45% of the plastic packaging waste was directed to final recycling. The life cycle assessment showed that the management of plastic packaging waste in Germany in 2017 resulted in net environmental benefits across all 16 impact categories considered. These environmental benefits are attributed to savings from the substitution of virgin materials with recycled plastics and the substitution of electricity and heat due to energy recovery. Scenario analysis indicated that efforts along the entire plastic packaging value chain are necessary to further increase material circularity and reduce environmental impacts. The insights gained from the analyses underline the importance of a mechanistic understanding of systemic effects in waste management systems and their dependencies on changing boundary conditions. Consistent and comprehensive analyses at the systemic level are therefore a prerequisite to identifying optimal structures for future plastic waste management and to providing informed decision support for designing environmentally robust waste management systems.

Recyclable materials from mixed municipal solid waste. How much can be recovered before and how much after incineration?

Dominik Blasenbauer[1], Johann Fellner[2] & Jakob Lederer[1]
[1)] Technical University Vienna (TU Wien), Christian Doppler Laboratory for Design and Assessment of an efficient, recycling-based Circular Economy, Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering, Vienna, Austria
[2)] Technical University Vienna (TU Wien), Institute of Water Quality and Resource ManagementVienna, Austria

Austria must do more to achieve the EU recycling targets. Plastic packaging, in particular, has the most significant gap in the required targets. Improved product design, introducing a deposit and return system, and labeling for correct disposal can contribute to an increase. In addition to these measures, Austria still has the largely untapped potential for recyclable material content in mixed municipal solid waste (mMSW). Around 1.8 million tons of this waste, including around 300,000 tons of packaging waste, are generated annually. Most mMSW is sent directly to waste incineration or via residues from pre-treatment, such as mechanical-biological treatment or waste sorting. This work analyzes the recovery potential of recyclable materials from mMSW. Analyzing the material flow and considering various scenarios can identify measures that could lead to a higher recovery of recyclable materials. Before incineration, combustible materials such as plastic and paper must be recovered. Metals that are not or are only incompletely removed during mMSW sorting can be recovered from the bottom ashes after incineration. Glass can also be recovered from these ashes and recycled. It has been shown that fluidized bed combustion with its dry bottom ash discharge has significant advantages over grate incineration for glass and metal recovery.

Recycling of paper and board from mixed waste collections: Potential, technical feasibility and future challenges

Alena Maria Spies[1], Hannah Köhler[1], Karoline Raulf[1], Arne Krolle[2], Robin Huesmann[3], Annika Ludes[4], Bastian Küppers[4], Sebastian Kaufeld[5], Oliver Lambertz[5], Andreas Faul[2], Jens Winter[2], Alexander Atapin[3] & Kathrin Greiff[1]
[1)] RWTH Aachen University, Chair of Anthropogenic Material Cycles, Aachen, Germany
[2)] PROPAKMA GmbH, Bietigheim-Bissingen, Germany
[3)] LEIPA Group GmbH, Berlin, Germany
[4)] STADLER Anlagenbau GmbH, Digital Solutions, Bottrop, Germany
[5)] TOMRA Recycling, TOMRA Feedstock GmbH, Mülheim-Kärlich, Germany

Paper recycling offers ecological and environmental advantages compared to primary paper production. However, a relevant quantity of the produced paper and board in Germany is currently discarded in mixed waste collections such as lightweight packaging, residual and commercial waste. These papers and boards are often not material recycled. Therefore, the EnEWA research project developed a recycling process for paper and board from mixed waste collections. This article provides an overview of the results obtained during the three-year research project.

The material characterizations revealed a resource potential of good usable paper and board from lightweight packaging waste of 100,000 tons per year in Germany. This paper and board potential represents an immediately available and mostly unused secondary fiber potential. For paper and board from residual waste, manual analyses for different settlement structures in the city of Hamburg were conducted. Average paper and board contents between 7 - 12 wt% and paper composite contents between 3 - 4 wt% were determined. However, potentially hazardous substances and contaminants as well as the current categorization as a pollutant sink complicate the material usage of paper and board from residual waste. For mixed commercial waste, high paper and board contents can be expected if no separate paper curbside collection system is available. Sampling campaigns of mixed municipal commercial waste from a pedestrian area in Hamburg showed paper and board contents up to 60 wt% and paper composite contents up to 25 wt%. For all sampled mixed waste collections, 40 - 50 wt% of the contained paper and board could have been discarded via separate paper collection.

During large-scale trials, the dry mechanical sorting, the defibration, and the wet mechanical sorting processes for paper and board from mixed waste collections were optimized with a focus on paper composites. A significant reduction in microbiological contamination was achieved through hot dispersion using an overpressure operation. The technical feasibility of recycling paper and board from lightweight packaging waste was demonstrated during two production trials. Marketable cardboard qualities were produced and used in non-food applications. However, the increased impurity contents in paper and board from lightweight packaging waste lead to higher reject quantities.

Due to the direct availability and the prevention of potentially hazardous contaminants, the developed recycling process is planned to be industrially implemented particularly for paper and board from lightweight packaging and selectively collected commercial waste. Besides environmental and economic assessments of the developed process, an adaptation of the XXXVI. Recommendation of the German Federal Institute for Risk Assessment is currently aimed at ensuring high-quality fiber usage and thus contributes to closing the paper cycle.

How much is (still) in it? Realistically recoverable materials from municipal solid waste in Austria

Peter Beigl & Anna Happenhofer
BOKU University, Institute of Waste Management and Circularity, Vienna, Austria

Against the backdrop of ambitious EU targets for material recycling, increasing attention must be paid to effective separate waste collection as a necessary intermediate step. The key questions here are what quantities of mass-relevant waste materials can (still) be recovered from mixed municipal waste, where and in which settlement structures and regions and with which measures this potential can be realised with appropriate (additional) effort. In official reports, these questions usually remain unanswered apart from aggregated comparisons at national or provincial level, as there is no requirement to collect structural and measure-related indicators or use them for optimisation in addition to data on waste volumes including origin on the basis of waste statistics. One aim of the project "Factors influencing residual waste composition and waste collection rates in Austria and development of an efficient analysis concept", which was completed in 2023, was to close this gap.

The core objective of this study was to consider and combine data on residual waste composition as well as waste collection volumes of e.g., biogenic waste, waste paper and packaging waste at municipal level. Based on this, more than 50 influencing factors were evaluated at property and municipal level with reference to the settlement structure and waste management organisation (e.g., collection systems, collection intervals). The evaluation of waste management influencing factors aims to identify models for measures within regions with similar settlement structures and waste management organisation according to the basic intention of the benchmarking concept of "learning from the best" and to estimate the impact and potential for exploitation.

Special attention was paid to the feasibility of the methodology for estimating the potential for absorption. By applying variance analysis methods, it was ensured that the groups of municipalities to be compared nationwide are very similar in terms of demographics (e.g., household size), building structure and density and businesses included in the municipal collection (e.g., tourism businesses). This ensures that separate collection rates or waste collection rates of municipalities can be compared and that those with a high collection rate or low waste collection rates can be identified as quasi pioneers for other municipalities.

The results presented include 1) fraction-specific illustrations for biogenic waste, waste paper and cardboard, used glass and lightweight packaging by comparing residual waste fraction shares and waste collection rates for four settlement structure classes and 13 key influencing factors and their combinations, 2) determined potentials for the extraction of used materials from mixed municipal waste (residual waste) and additional quantities of used materials that can be collected if collection is optimised, 3) region-specific benchmarks for collection volumes of 9 separately and mixed collected waste types, and 4) the synthesis of the realistically achievable additional waste collection volumes.

A summary of the fraction-specific results shows that 1) there are strong differences in settlement structure within the urban-rural classes (e.g. settlement density), especially in urban municipalities, which favour better collection of used materials, whereby these effects are also noticeably strong in other urban-rural classes, especially for biogenic waste, 2) that the emptied residual waste container volume, including the underlying factors of container volume and collection interval, is very strongly related to the degree of waste collection in all urban-rural classes, and 3) in those urban-rural classes in which alternative collection systems for waste types exist, the densification of the waste collection system leads to higher waste collection rates and lower residual waste fractions.

ReMFra – Recovering metals and mineral fraction from steelmaking residues

Wolfgang Reiter[1], Klaus Doschek-Held[2], Christoph Gatschlhofer[2], Johannes Rieger[1] & Christoph Thaler[3]
[1)] K1-MET GmbH, Area 1 Metallurgical Process Efficiency & Circularity, Leoben, Austria
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria
[3)] voestalpine Stahl Linz GmbH, Forschung Bramme, Linz, Austria

The ReMFra project encompasses two sustainable solutions for treating by-products derived from steel production. The first is a novel Plasma Reactor for the treatment of coarse-grained by-products. The second is the RecoDust process for treating fine-grained by-products, including those derived from the basic oxygen furnace (BOF), electric arc furnace (EAF) and the HIsarna process, a smelting reduction technology for ironmaking with a reduced carbon footprint. The primary objective of the RecoDust process is the separation of zinc and iron from fine-grained feedstocks via smelting and reduction in the so-called Flash-Reactor. This paper describes two trials, in which a zinc separation degree of over 98% could be reached with a highly stable pneumatic dosing rate being one important requirement for an efficient process. The specific energy demand is significantly lower than before, thanks to previous optimisations. This also resulted in a significant high zinc separation, from approximately 20% in the feedstock to less than 0.3% in the iron-rich RecoDust slag (RDS), one of the two products from RecoDust (crude zinc oxide dust is the second product stream).

Possible ways of utilising metal by-products from thermal phosphorus recovery

Matthias Rapf[1], Eva Gerold[2], Dietmar Zobel[3], Willem Schipper[4], Alexander Maurer[5], Andrea Kotze[6], Sander Arnout[6] & Lukas Pohl[1]
[1)] University of Stuttgart, Institute for Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management, Stuttgart, Germany
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Nonferrous Metallurgy, Leoben, Austria
[3)] Ingenieurbüro für Systemtechnik, Lutherstadt Wittenberg, Germany
[4)] Willem Schipper Consulting, Middelburg, The Netherlands
[5)] Alexander Maurer Consulting, Mannheim, Germany
[6)] InsPyro NV, Leuven, Belgium

The FlashPhos process consists of a drying and grinding step and two high-temperature furnaces, in which the dried sludge is gasified in a Flash reactor (a fast-reacting entrained flow dust firing furnace) and subsequently further reduced in the so-called re-finer to extract the gaseous elemental white phosphorus. The remaining slag is separated from the iron alloy, and then granulated to obtain a cement substitute. In both high-temperature steps, different amounts and types of metal-containing dust are produced. In the refiner, we will obtain, next to the phosphorus itself, a melt of ferrophos. With respect to a totally circular economy, it is in the scope of FlashPhos to find ways of valorising all output materials of the process. Due to the fluctuating composition of sewage sludge, it is necessary to evaluate if it is possible to treat the dusts and the alloy with known metallurgical processes.

Before the FlashPhos pilot plant will deliver first practical results, we have collected sludge data all over Europe and simulated the behaviour of different input mixes in our “Virtual FlashPhos Plant”. The data collection and simulations were supported by practically testing the compositions, the thermal behaviour and chemical reactivity of various sludge samples. The resulting expected output compositions we have compared with the requirements of established processes to use similar products.

As summary it can be said that ferrophos from thermal phosphorus extraction from sewage sludge can technically serve as a steel additive. However, typical for secondary raw materials, it is subject to fluctuations in main composition and impurities, which can in some cases cause problems in industrial utilisation. Another challenge is the competition of FlashPhos with the existing ferrophos market. The amounts produced by the primary phosphorus industry are often sufficient to cover the global demand.

The Flash reactor dust consist mainly of slag aerosol carry-out and are expected to have a similar composition to the minerals of the input mix. The resulting low concentrations of valuable metals like zinc are most likely not suitable for metallurgic recovery processes. It can be considered to re-insert the dust into the flash reactor with the feed.

The refiner dust is formed in much lower quantities; however, it will contain most of the zinc fed into the process by the sewage sludge. The high zinc concentrations seem promising for a recovery with the Waelz process. Concentrations of metals critical to the process like Hg, Cd and Sb are only low in sewage sludge. However, the effect of constituents unknown to the Waelz process like P_2O_5 or possible impurities critical to the hydro-metallurgic treatment have to be investigated in the future.

Hence in the further course of the project, we plan to analyse and test the dust and alloy outputs from the FlashPhos pilot plant with established valorisation processes. Already now it seems clear that it will be necessary to thoroughly compose the input mixes not only to maximise P_4 yield, but also to maintain an acceptable composition and contaminant level in the by-products but also to optimise the usability of the process’s by-products.

De-oiling of grinding sludge: What is the potential of mechanical de-oiling by a centrifuge?

Anna-Caroline Assmann[1], Eric Johach[2], Anna Becker[1], Karoline Raulf[1] & Kathrin Greiff[1]
[1)] RWTH, Chair of Anthropogenic Material Cycles, Aachen, Germany
[2)] RWTH, Aachen, Germany

Grinding sludge is a hazardous waste flow emerging from semi-finished products being machined to their near-net-shape. Annually around 280,000 t of grinding sludge is produced in Germany, tendency rising. Grinding sludge has a high recycling potential due to the known components and the known alloy type as relevant recyclable material. The GENESIS project focusses on grinding sludge which is produced during machining broaching tools for aircraft applications. Simplified, the waste flow consists of a metallic fraction, a carbon fraction arising from the oil-based cooling lubricant and a mineral fraction arising from the abrasion of the grinding tool. The goal is to separate the oil and to recover the metallic fraction for a reuse in near-net-shape sintering processes. For this purpose, a centrifuge is used and the effects of machine parametrisation on the de-oiling efficiency is investigated. The assessment of the fractional separation efficiency by thermographic analysis enabled an evaluation without an interference of a disproportionate oil content in the input. The assessment of the mechanically removable amount of oil provided a founder basis of evidence. Taking all results into account, it can be concluded that firstly more oil is separated at a higher rotation speed and secondly that a higher rotation speed leads to a lower residual oil content.

In the following work, the effect of different mesh sizes on de-oiling efficiency are investigated. Furthermore, the effect of machine parametrisation on metallic losses in the separated oil fraction are considered.

Metal recovery over the product life cycle

Josephine Müller[1], Nicos Tsioutsios[2] & Philipp Horner[1]
[1)] voestalpine High Performance Metals GmbH, Sustainability Team inspire, Vienna, Austria
[2)] voestalpine Böhler Edelstahl GmbH & Co KG, Verfahrensentwicklung, Kapfenberg, Austria

The voestalpine Group's High Performance Metals Division is globally known for producing high-quality steels using well defined combinations of alloy elements and sophisticated production techniques. What makes these steels special is the set of exceptional properties such as resistance to corrosion and heat, high purity, and extreme durability that makes our products suitable for diverse applications, from aviation to construction of turbine blades and high pressure die casting tools. On average, 81% of our input material stems from recycled resources, but we want to increase this to 90% by 2030. This will also reduce our Scope 3 emissions, which we want to cut down by 25% by 2029. To achieve this, we are already working across the product life cycle of steel to return scraps, chips, and other metal-containing wastes to our plants. This enables us and all our partners in the chain to reduce their Scope 3 emissions and make their processes and products more sustainable. In this article, an exemplary product life cycle of steel products will be explored to show how different types of metal wastes esp. chips and sludge are generated in the product life cycle and some approaches taken for their collection and return.

Valorisation of Metallurgical Slags: Recovery of Valuable Metals/ Phosphorus and Production of a Binder Component

Christoph Gatschlhofer[1], Anna Krammer[1], Klaus Doschek-Held[1] & Florian Steindl[2,3]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria
[2)] Graz University of Technology, Institute of Technology and Testing of Construction Materials, Graz, Austria
[3)] Graz University of Technology, Institute of Applied Geosciences, Graz, Austria

The urgency to reduce carbon emissions has initiated a transformative shift in the European steel industry. The sector is moving away from the traditional carbon-intensive blast furnace/basic oxygen furnace (BF/BOF) method towards more sustainable practices. This transition is anticipated to significantly impact steel production and the utilization of steel slags, the primary by-products of the steelmaking process. Although often viewed as residues, slags contain substantial quantities of valuable elements such as Fe, Mn, Cr, and P in an oxidized state, embedded in a Ca-Mg-Al-Si matrix. Despite this potential, many slag streams are temporarily stored or landfilled due to limited utilization options. In contrast, granulated blast furnace slag (GBFS) has been a crucial supplementary cementitious material (SCM) in the cement industry since decades. However, the transformation within the iron and steel industry is expected to reduce the availability of GBFS. The chemical, mineralogical, and physical properties of slags produced by new steel production methods, including electric arc furnace slag, are not yet fully understood. Investigating these new slag types is therefore essential. The carbothermic reduction of different metallurgical residues has been researched in the past however a problem within this approach is that usually phosphorus bonds with iron which impedes the reuse of the gained alloy as P deteriorates the quality of steel.

At the Chair of Thermal Processing Technology at Montanuniversität Leoben, several experimental setups have been developed to carbothermally treat various metallurgical slags with suitable industrial residues and rapidly cool them. This approach enables the recovery of separated material flows (valuable metals, slag-like binder components, gas fraction) for use in respective industrial sectors, exemplifying a cross-sector recycling economy. This work provides an overview of these setups and their promising results, as well as a visualization of the potential recyclable components in Austrian metallurgical residues.

Recovery of valuable metals from fine landfill fractions

Paul Demschar[1], Thomas Kremlicka[1] & Klaus Philipp Sedlazeck[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

In Austria, approximately 658.000 tons of residues from waste incineration plants are generated each year. A large amount of those are municipal solid waste bottom ashes. In this work, trials to increase the recoverable metal yield through mechanical processing were conducted with samples from a landfill in Carinthia, Austria. The sampling took place between on-site processing and landfilling. In laboratory processing experiments, the samples were crushed in a jaw crusher, sieved, sorted and separated based on their magnetic properties. In addition to mechanical processing, the material was characterized chemically and mineralogically. Chemical analyses showed a similar composition to the earth's crust. Mineralogical characterization indicates the presence of quartz, calcite, and plagioclase feldspars, as well as magnetite and hematite. Magnetite has been identified as a major chromium carrier by WDX analysis. At this point it is unclear if measured magnetite crystals represent pure endmembers in the magnetite – chromite solid solution series. In optical and electron beam-based microscopy, idiomorphic magnetite crystals could be identified. Due to differences in fracturing characteristics of the metallic (ductile) and mineral (brittle) fractions, these fractions can easily be separated via dry mechanical processes. Preliminary results show an increased proportion of recoverable magnetic metallic fraction in the processed samples. The mineral fraction can be further subdivided into non-magnetic and magnetic components. The latter derives its magnetic property due to a large amount of magnetite crystals. At present, attempts are being made to separate metallic and mineral magnetic fractions based on different susceptibilities to increase selectivity and create purer, valuable fractions.

Cement containing slurries: Recycling instead of deposition – but how?

Peter Freitag[1], Thomas Kirchmaier[1] & Alexander Zöhrer[2]
[1)] Keller Grundbau Ges.mbH, Engineering, Vienna, Austria
[2)] Keller Grundbau Ges.mbH, Engineering, Söding, Austria

Some geotechnical techniques use cement containing slurries to strengthen the soil or to fix other elements. For some of them, the slurries end up as unwanted waste to be deposited in landfills. Especially jet grouting has to be named in this context, as backflow material can reach quite high volumes depending on the soil treated. Rarely, this backflow slurries are upcycled without further treatment. For example, they are used as mortar for rip-raps or self stabilizing back fill material, as the compressive strength is comparably low.

Other use cases require a conditioning, i.e. dewatering of the material. This can be the result of a natural hardening process, which requires time and space, or a more complex technical treatment. Various studies have shown the effectiveness of techniques such as centrifuges and chamber filter presses. But also sieves and hydrocylcones are used. The latter are used on larger sites, especially in combination with coarse grained soil conditions. Here the cementitious slurry, separated from grain sizes larger than sand, can be used again as a substitute for fresh cement. In fine grained soils, centrifuges and chamber filter presses provide more or less the same result with respect to spoil quality. Major differences are the energy consumption and space needed. Space requirements often prevent the usage of chamber filter presses in built up areas, whereas centrifuge plants can be set up on the space of only two 20’ containers. The obtained solid material can, after an additional hardening step, be used in various ways. After grinding it can be used as construction material in earth works e.g. in dams or embankments. It can be milled and used in cement production as clinker replacement. In concrete production, especially for geotechnical applications, it is a suitable additive to reduce the bleeding of concrete.

It can be shown that various ideas exist for the recycling and upcycling of cementitious slurries. However, reasons against pursuing such approaches are manifold. Quite often space requirements are a hindrance, especially when hardening is required. Time constraints, due to transportation, exist when fresh material can be used on other sites. And if the usage as additive in cement and concrete production is intended, varying daily amounts and quality i.e. comprising geologic material can cause problems. All these issues can be handled, but this requires the cooperation of all stake holders involved in a project. Keller aims to bring these stake holders together, sharing information on possibilities of re- and upcycling. Because we firmly believe that higher costs due to spoil treatment are more than compensated by sustainable aspects.

Metal recycling for EoL LED bar lights using waste containing chlorine

Michael Peer[1,2], Burkhard Berninger[1], Thomas Fehn[2] & Alexander Hofmann[2]
[1)] Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden, Department of Mechanical Engineering / Environmental Technology, Amberg, Germany
[2)] Fraunhofer UMSICHT, Advanced Carbon Conversion Technology, Sulzbach-Rosenberg, Germany

The methodology is as follows: By pyrolyzing the PVC waste and using the halogenated vapour to chlorinate the critical metals in a second reactor, a metal-rich condensate is produced from which the critical metals are recovered. Chlorination of the critical metals of another waste stream in a second reactor produces a metal-rich condensate from which the critical metals are recovered. Through subsequent extraction steps and evaporation of the solvent, an indium-rich solution was produced, which ultimately enabled the recovery of elemental indium by electrolysis. In the experiments a large proportion of the chlorine contained in the waste is released as HCl gas and used to chlorinate indium in end-of-life (EoL) LED (light-emitting diodes) bar lights. This accumulated almost completely in the liquid metal concentrate. The optimum leaching parameters were determined from the solid residue of the EoL LED bar lights. It was possible to dissolve 99 wt.-% copper, 46 wt.-% nickel, 85 wt.-% cobalt and 71 wt.-% lutetium in 32 % sulfuric acid. These metals could be separated from the leach solution by recovery electrolysis, liquid-liquid extraction and precipitation and thus returned to the economic cycle. This approach offers the opportunity to solve two waste management problems together: The chlorine problem in waste incineration and the recovery of high-tech metals such as indium and lutetium.

Electronic waste - a waste that is overlooked

Pauline Schleenbecker & Stefan Gäth
Professorship for waste and resources management, Justus-Liebig-university Giessen, Germany

Disposable e-cigarettes are powered by lithium-ion batteries. This represents a high waste of energy and material. In addition, the increasing quantities of these short-lived electrical products cause the generation of waste electrical and electronic equipment. These are often not disposed of properly and can lead to major hazards along the entire disposal chain.

Along the entire disposal chain. Based on this product, the residual electrical voltage of the lithium-ion batteries after they have been used for 600-800 "pulls".

The analysis of the data shows an average residual voltage of 3.02 volts. In addition, a residual energy content of more than 70 % was calculated across all battery sizes was calculated. This indicates that a large proportion of the lithium-ion batteries still contain usable energy. In addition the results make it clear that consumers need to be made aware of the proper disposal and that political regulations on the subject should be discussed.

Optimization parameters for the wet-mechanical processing of plastic flakes in mechanical recycling

Bettina Muster-Slawitsch[1], Mauricio Pane[1], Arianna Quintana[1], Christian Platzer[1], Moritz Mager[2] & Jörg Fischer[2]
[1)] AEE Institut für nachhaltige Technologien, Department Technologieentwicklung, Gleisdorf, Austria
[2)] Johannes Kepler Universität Linz, Institute of Polymeric Materials and Testing & LIT Factory, Linz, Austria

Polymers are indispensable in modern life, enhancing quality, safety, and health. However, improper disposal of plastic waste has led to global issues, including widespread pollution, resource depletion, and high energy consumption. Thus, adopting sustainable practices, such as recycling, is crucial to transitioning from a linear to a circular economy for plastics. Washing plastics is a critical part of the mechanical recycling process chain, essential for achieving high purity and high-quality recyclates. Currently, friction washers and wash tanks have established themselves as standard technologies for washing plastic flakes. Despite their significance, the design and operation of these technologies lack clear optimization strategies, often relying on empirical adaptations of existing technologies from other recycling sectors. Friction washers, though energy-intensive, are essential, with water consumption ranging from 3 to 10 L kg^{-1} of plastic, depending on temperature and the presence of washing chemicals. Currently, there is no standardized quality parameter to compare the quality of washed plastic flake or define purity limits for further processing. For this reason, the circPLAST-mr project aims – besides others – to standardize the assessment of flake cleanliness using the newly developed surface contamination parameters: “surface contamination by Chemical Oxygen Demand (COD)” and “surface contamination by Total Solids (TS)”. These parameters help to analyze the quality of cleaned flakes and evaluate various operational washing parameters and influencing factors throughout the process chains. Specifically, “washable Chemical Oxygen Demand” [mg COD/g plastic] under defined conditions has proven to be a promising parameter for assessing washing efficiency. Research results highlight the impact of water-to-plastic ratio, temperature, cleaning agent, washing residence time, and flake size on plastic flake quality, analyzed at laboratory scale, in small industrial washing machine, and at the pilot plant at the LIT Factory in Linz. The application of these parameters to different washing processes demonstrates variations in washing efficiencies under different operational parameters. This study concludes that the "surface contamination by COD" parameter effectively evaluated different washing parameters and showed potential for standardizing plastic flake cleanliness assessments. The application of this parameter in industrial settings confirmed a washing efficiency of 50%, indicating its reliability as a metric for assessing and improving washing processes in plastic recycling. Furthermore, results indicated that chemical addition significantly improved washing efficiency at lower temperatures, while higher temperatures alone also enhanced washing. Sequential washing experiments showed that washing efficiency, measured by “surface contamination by COD”, improved with each cycle, reaching a plateau after multiple washes. The water-to-plastic ratio notably impacted laboratory tests but was less significant in the pilot friction washer, where efficiencies remained around 50-60%. Future research should determine “surface contamination by COD” of different sorted input material to define washing targets and define target values of “surface contamination by COD” that the washing process must reach for subsequent processing steps to optimize the overall recycling process. Establishing these values will ensure the cleanliness of plastic flakes meets the necessary standards for high-quality recyclate production, contributing to a more sustainable and efficient recycling industry.

The Borealis Borcycle™ M Demo Plant – Borcycle™ M as Best Practice

Andreas Nagl [1]
[1)] Borealis Polyolefine GmbH, Competence Center Compounds & Recyclates, Linz, Austria

Borcycle™ M is the mechanical recycling platform of Borealis, setting new standards for what's possible in mechanical recycling, enabling previously unreachable applications from cosmetics packaging to automotive. The Borcycle™ M Demo Plant is a mechanical recycling plant where best-in-class concepts of the future are developed and put into practice at demonstration scale. Borcycle™ technology consists of advanced dry optical/NIR sorting including AI-sorting, hot-washing with appropriate chemicals, advanced density separation, flake-sorting, purification as well as state-of-the art extrusion and compounding. Borcycle™ unites state-of-the-art technology with the profound Borealis polymer expertise gained over decades.

On the one hand, Borealis is constantly and consistently pushing the boundaries for Borcycle™ M products. Yet, commensurate attention is also being placed on plastic waste feedstock as the starting point of successful recycling.

Current output fractions from lightweight packaging (LWP) sorting suffer from low-quality that, in turn, leads to large reject volumes in mechanical recycling operations. While PP feedstock from state-of-the-art LWP sorting plants comes in color-sorted fractions yielding > 90% product in typical dry sorting processes, some DSD 324 and DSD 324-1 PP feedstock results in yields of ca. 75% or even lower. 2D materials (film/flexible packaging) can reach up to 15-20% of the feedstock, containing a high fraction of metallized, heavily printed, colored and often small-sized flexible packaging, including multilayer packaging.

The 2018 amendment of the Packaging and Packaging Waste Directive (PPWD) mandates the calculation of the recycling quota at the output of recycling, before the extrusion (van Rossem, 2023). Consequently, prioritizing mechanical recycling according to ISCC PLUS regulations, innovative pre-treatment concepts in LWP sorting plant can generate waste streams as input for Borcycle™ M, specialized recycling for flexible packaging and chemical recycling at the earliest possible point. This promotes economies of scale and thereby reduction of CO_2 emissions. Borealis is developing the waste cascading model with partners in the waste management sector. One example is the joint-venture Recelerate, aimed at raising the recycling quota whilst preserving the high quality of mechanical recycling by ensuring, suitable plastic waste feedstock ends up at the right place. Cooperation across the supply chain and digital solutions ensure traceability of materials as required for high-end applications such as cosmetics packaging or the automotive industry as well as consistent application of the ISCC PLUS regulations. Innovative methods for determining the quality of the feedstock and track contaminants across the value chain are needed to make this journey a success. Borealis is actively seeking cooperation with the waste management sector and academia to develop the future of recycling.

Practical example - processing alternative PET streams

Markus Huemer
[1)] Mission PET GmbH, Herzogsdorf, Austria

In view of the upcoming restrictions regarding the use of PET bottle flakes in non-food applications, other streams are becoming more and more interesting for the processors of PET bottle flakes or rPET granules. Punitive tariffs, restrictions on material availability, CO2 requirements and other issues will pose challenges for processors and producers. What if you could now produce granules from previously unusual PET streams that could replace bottle flakes or virgin granules?

What the industry needs is upcycling, where old products are given more value, not less, as a more general description of the need on this topic. Upcycling offers a creative and sustainable approach to recycling, but requires specialized skills and innovation. Additional questions, aside of the technological view arise, like:

Where does the raw material for fiber, strapping, technical films and other applications come from if:

- …bottle flakes (transparent and mixed colored) will one day be reserved for the food industry?
- ...imports from primarily the Far East will no longer be possible due to the CO2 issues or will they no longer offer a price advantage?

The answer to this can only be locally produced rPET from regional streams that are good enough and therefore suitable for the respective applications.

Improving recycling technologies and developing more efficient collection and sorting systems are crucial to increasing recycling rates of all types of PET streams. Research and development play an important role in optimizing processes and opening up new applications for recycled PET. However, it is also essential that recycling or upcycling capacities are available for these streams in order to be able to process the volume that will arise in the future.

Open- and closed-loop strategies for the mechanical recycling of the Austrian PET residual fraction

Moritz Mager[1], Nikolai Kuhn[2], Gerhard Bräuer[3] & Jörg Fischer[1]
[1)] Johannes Kepler Universität Linz, Institute of Polymeric Materials and Testing & LIT Factory, Linz, Austria
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[3)] Starlinger & Co Gesellschaft m.b.H., viscotec, St. Martin im Mühlkreis, Austria

In Austria's sorting plants for lightweight packaging, post-consumer waste is sorted into different material groups. In current plant concepts, PET beverage bottles in particular play a central role due to their recyclability through to food contact applications. However, according to a recent study, only 12.2 % of sorted PET is made up of beverage bottles. The remaining share can be allocated to the main components (a) other bottles from the food sector, (b) non-food bottles, (c) monolayer trays and (d) multilayer trays. Mechanical recycling has so far only been established for the recycling of PET beverage bottles, whereas other PET packaging is largely sent for incineration. In addition, the PET bottle recyclate available on the market is not only used in closed-loop applications, but also for a variety of packaging and non-packaging applications. This inevitably leads to a discrepancy between recycling targets and actual recycling rates in the PET sector. Particularly with regard to the recently proposed mandatory recyclate content in the packaging sector, a simple mass balance shows that mechanical PET recycling in its current form is not sufficient. Therefore, a case study from circPLAST-mr, the Austrian flagship project for the mechanical recycling of plastics, will be presented. The processing of PET 499 bales from four Austrian lightweight packaging sorting plants was accompanied in an industrial-scale test. In particular, the plant-specific composition of the bales was analyzed, enabling correlations to be made with the final recyclate qualities. Selected fractions are then processed into products with different specifications. The aim is to demonstrate closed- and open-loop strategies for product segments from the residual PET fraction, which can make a significant contribution to achieving the recycling targets.

Parameter studies on the chemical recycling of polyolefin-containing plastic mixtures by means of pyrolysis on a laboratory scale

Angelika Luckeneder[1] & Sven Wolf[2]
[1)] Next Generation Elements GmbH, R&D, Feldkirchen a. d. Donau, Austria
[2)] Next Generation Elements GmbH, CEO, Feldkirchen a. d. Donau, Austria

The future recycling quotas required by the EU can be driven forward by supplementing mechanical recycling technologies with the still "young" chemical recycling technology. In particular, the pyrolysis of raw materials containing polyolefins is currently playing a pioneering role in chemical recycling.

As part of the GPOIL research project, Next Generation Elements GmbH has designed and built a laboratory plant to assess a wide range of polyolefinic materials systematically. Between 3 and 5 kg of material can be processed in batch operation in this pyrolysis reactor. The resulting oil and residues are systematically analysed. Parameter studies are currently being carried out, focusing on temperature, heating rate and condensation temperature and their influence on the pyrolysis oil obtained and the overall process. The parameter study aims to develop basic knowledge about the process and the pyrolysis technology itself. Different machine parameters are changed and compared with each other. The aim was to maximise the oil yield while keeping the proportion of solid residue low and minimising the non-condensable gases.

Due to the enormous potential of solid waste containing plastics, more research has been invested in the pyrolysis of plastics in recent years. The company Next Generation Elements GmbH develops pyrolysis reactors as a specialised machine manufacturer, both in the field of biomass pyrolysis and in the field of plastics pyrolysis on a laboratory scale.

Advancements in Waste Gasification and the Role of the Waste Management Industry in its success

Jan Meier[1], Gerald Schmidt[2] & Richard von Goetze[3]
[1)] Interzero Platics Sorting GmbH, Thermals & Strategy, Berlin, Germany
[2)] Interzero Platics Sorting GmbH, Thermals, Graz, Austria
[3)] Interzero Platics Recycling GmbH, Strategy, Berlin, Germany

This paper examines the current state of waste gasification technology and the pivotal role of the waste management industry in its success. With a focus on the 200,000 tons of sorting residues annually processed by Interzero facilities, gasification emerges as a promising alternative for converting this heterogeneous material stream. The process yields synthesis gas, which serves as a precursor for producing hydrogen, methanol, fuels, and new polymers, thereby contributing to the substitution of fossil resources and the creation of recyclable products.

The study evaluates the critical properties of waste suitable for gasification feedstock, presents common reactor concepts, discusses the impact of feedstock properties on reactor performance, and suggests preparation steps to meet desired thresholds. It also provides an overview of past and future projects to forecast market developments for waste gasification and underline the importance of gasification in the future as part of the waste management industry.

Gasification is a thermochemical conversion process that transforms carbonaceous materials into synthesis gas under high temperatures through partial oxidation. The paper outlines the chemical fundamentals, reactor concepts, and challenges associated with selecting appropriate feedstock due to varying requirements based on reactor design, reaction temperatures, and desired flow properties.

The document further explores approaches to enhance feedstock processability, drawing parallels with the production of Refuse-Derived Fuel (RDF) for the cement industry. It highlights the importance of defined heating value, low chlorine content, quality-assured composition and specific particle size to meet the required specifications of gasification reactors.

In conclusion, gasification holds significant promise for generating value-added products from waste. Upcoming projects must overcome obstacles that have hindered previous projects. The waste management industry can significantly contribute to the success of waste gasification through expertise in handling and processing waste and by improving available information on critical waste stream parameters.

ReOil®-Technology – Schale-up and modelling of a plastic recycling process

Sebastian-Mark Lorbach[1] & Andreas Lechleitner[2]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of process technology and environmental protection, Leoben, Austria
[2)] OMV Downstream GmbH, Schwechat, Austria

Plastic pollution is a pressing global issue, and finding sustainable solutions is crucial. With the “Green Deal” and the new EU packaging regulation contained therein, the European Union has implemented a new legal framework for the selling, treatment and recycling of plastic waste. The regulation is not limited to the established mechanical recycling of plastic waste, but also paves the way for a significant part of the waste stream to be chemically recycled.

The ReOil® process developed by OMV Downstream GmbH is an innovative chemical recycling technology based on the pyrolysis of plastic waste. In the process, the plastics are first melted and then cracked in a temperature range of 400-450 °C. This means that long-chain hydrocarbons are converted into short-chain, lighter hydrocarbons. This produces liquid and gaseous products that can be used as input materials for plastic production. In addition to the primary products, solid coke is produced as a byproduct of the process.

Currently a laboratory-scale plant with a throughput of 2 kg/h plastic and a pilot-scale plant with a throughput of 100 kg/h plastic waste are in operation, which are used for process development and scale-up. A demo system with a flow of 2000 kg/h represents the next scale-up stage of the technology and is currently under construction.

The parallel operation of the plants with different throughputs and scales offers a special opportunity to build up a deep understanding of the process. In particular, when during modelling of the laboratory reactor, assumptions must be made that potentially no longer apply at pilot scale. Due to the very small reactor diameter (di = 4.3 mm), a perfect plug flow is assumed for the tubular reactor, for example. In addition, the heat transfer resistance is negligible given the small reactor size. With these and other assumptions, a kinetic pyrolysis model was developed that not only describes the decomposition of individual plastics, but also the synergistic interactions of polypropylene and polystyrene, which accelerate the decomposition of other polyolefins.

In summary, ReOil® represents a promising step toward a more sustainable future, where plastic waste becomes a resource rather than a problem. The reactor model developed, helps to optimize the process design and maintain maximum product yields and recycling rates.

Turning Chemical Recycling into commercial reality

Gerald Schmidt[1] & Richard von Goetze[2]
[1)] Interzero, thermal utilization and strategic projects, Vienna, Austria
[2)] Interzero Plastics Recycling, chemical recycling, Berlin, Germany

Chemical recycling is an overarching acronym for a group of technologies that can utilize different polymer feedstocks for different technology applications. These various techniques for chemical recycling can be clustered into groups, on a first note into pyrolysis and solvolysis. Both are dealing with different feedstock types, compositions and sources, depending on their respective technology group. What they all have in common is that they are only technically and economically feasible for a narrowly defined quality of input-waste streams. This is why large-scale chemical recycling plants also require large-scale processing plants prior to the chemical reactions in the value chain.

OMV and Interzero have been working together for years now to build a plant with a capacity of 260,000 t/a for the pre-processing of mixed plastics from the lightweight packaging waste in Germany. It has been under construction in Walldürn in southern Germany since the fall of 2023. Following in the value chain in chemical recycling, a plant with a capacity of 200,000 t/a is being planned in Schwechat, Austria at OMV to utilise the feedstock of this pre-processing plant.

The idea of the plant is to save materials from incineration and enable chemical recycling at scale for the two partners. In Germany, around 2.6 million tons of lightweight packaging are collected separately every year. Interzero is handling around a third of these materials in its five sorting plants. In accordance with legal requirements, around 50% of this volume goes into mechanical recycling or equivalent processes. The rest is currently recycled thermally in incineration plants or in the cement industry. Depending on the respective input qualities and sorting depths, around 20-30% of the input material in the sorting plants are fractions with a high proportion of plastics that are not suitable for classic mechanical recycling. This means that in Germany around 520,000 - 780,000 t/a of potential material from the light packaging collection sector would be available for chemical recycling. But the qualities available are not suitable for a direct utilisation in the processes of companies such as OMV, but require a pre-treatment. Due to the choice of materials for the pre-treatment and the following recycling unit, no competition for the feedstocks between mechanical and chemical recycling is created, as the new units only use materials that would otherwise end up in thermal treatment or in cement kilns.

In this presentation, the focus will be on updating the audience on the challenges assigned with the construction and operation of such a large-scale unit and updating on the latest market info incl. capacities and regulatory changes around the field of chemical recycling.

Photovoltaics in Focus: Developments, Future Predictions and How the PVReValue Project aims to Recycle PV Modules

Ferozan Azizi[1] & Thomas Nigl[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Photovoltaic (PV) technology is well on the way to playing a major role in global energy production. In recent decades, the worldwide use of photovoltaic technology has steadily increased, emphasizing the potential for a clean and sustainable future. Strong policy support for solar PV is driving the acceleration in capacity growth. Even though today's PV modules are designed to last as long as possible, sooner or later, every new product will end up as waste. Initially, future waste, which currently includes PV modules, will be produced in relatively small quantities and will not play a role in waste management. At the end of a product's life cycle, the waste and resource management industry must be prepared and have appropriate recycling processes in place – because all waste contains valuable, recyclable resources, often including critical raw materials. As part of the PVReValue research project, the scientific and technical basis for a complete recycling and utilisation process for PV modules is being developed. Due to the complex composite construction, the efficient and high-quality recycling of PV modules represents a major challenge.

High-Throughput Upcycling Plant for Used PV Modules

Simon Prüller[1]
[1)] 2nd Cycle FlexCo, CEO, Amstetten, Austria

2nd Cycle FlexCo is developing an innovative high-throughput upcycling plant for used photovoltaic (PV) modules. This plant revolutionizes the decision-making and refurbishment process by incorporating comprehensive automation and advanced technologies. The primary goal is to extend the lifespan of PV modules and maximize their reusability by automating the decision process between reuse and recycling, thus achieving significant ecological and economic benefits.

With over four billion PV modules installed globally, and about three million new modules added daily, the return flow of used PV modules is expected to increase substantially. By 2030, Germany alone anticipates about one million tons of returned PV modules, equivalent to 30 million units. Studies show that wafer-based PV modules degrade much slower than anticipated, often being dismantled before their end of life due to repowering measures.

The fully automated upcycling plant harnesses the economic potential of these used modules, allowing them to be cost-effectively and environmentally friendly reintroduced into a second lifecycle. A fully automated test report facilitates the reuse of these modules.

The plant features modular sections for handling, cleaning, testing, and plug replacement, integrated along a modern production line. An automatic wet cleaning and drying unit ensures thorough cleaning, crucial for accurate defect detection. Post-cleaning, PV modules are classified and typed using AI algorithms, streamlining the process.

A key advancement is the fully automated electrical contacting system, which ensures reliable connections for testing. Advanced testing procedures, including flash tests, electroluminescence tests, I-V curve analysis, and spectroscopy, assess the modules' condition. Machine learning algorithms support precise fault diagnostics.

The upcycling plant offers high throughput (up to 120 modules per hour), significant labor cost reductions, over 80% cost savings in testing, and precise diagnostics. It processes a wide range of PV module types, enhancing flexibility and environmental benefits by conserving resources and reducing waste.

In conclusion, 2nd Cycle FlexCo's upcycling plant provides an efficient, cost-effective, and environmentally friendly solution for recycling companies and PV system operators, extending the lifespan and reusability of PV modules while achieving significant ecological and economic benefits.

Towards closed material cycles in lithium-ion batteries and PV systems: a sustainable resource approach

Eva Gerold[1], Klaus Ebenauer[2], Andreas Anbauer[3], Sergei Shaveko[3] & Helmut Antrekowitsch[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Nonferrous Metallurgy, Leoben, Austria
[2)] Litech GmbH, Sankt Andrä, Austria
[3)] ATM Recyclingsystems GmbH, Fohnsdorf, Austria

This paper examines the critical role of recycling in the sustainable management of photovoltaic (PV) modules and lithium-ion batteries (LIBs), which are fundamental to the global transition to renewable energy supply. Both technologies not only share critical raw material requirements - such as lithium, cobalt (LIBs) and silicon (PV) - but also face similar challenges in establishing effective recycling processes. This analysis highlights the current technological, economic and regulatory barriers to efficient recycling and discusses the synergies between PV module and LIB recycling practices. Key areas of focus include the advancement of recycling technologies, particularly hydrometallurgical, pyrometallurgical and direct recycling methods, and the development of policies that can support robust recycling systems. By examining both the similarities and differences between recycling processes, it provides a comprehensive view of how improved recycling practices can contribute to sustainable resource management and the circular economy. The paper emphasises the need for continued technological innovation, improved regulatory frameworks, economic incentives and cross-industry collaboration to achieve effective and sustainable recycling of materials from green transition technologies. This paper sets the stage for future research and development efforts aimed at overcoming current limitations and unlocking the full potential of recycling to support environmental sustainability and economic efficiency.

Limits and Challenges of the Calculation and Verification of the Recycling Efficiency of Lithium-ion Batteries posed by the new European Battery Regulation

Bettina Rutrecht[1], Cornelia Rutkowski[2], Thomas Hafner[3], Astrid Arnberger[3], Robert Hermann[4], Thomas Nigl[2] & Roland Pomberger[2]
[1)] K1-MET GmbH, Area Metallurgical Process Efficiency and Circularity, Leoben, Austria
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing and Waste Management, Leoben, Austria
[3)] Saubermacher Dienstleistungs AG, Research and Development, Feldkirchen bei Graz, Austria
[4)] TÜV SÜD Landesgesellschaft Österreich GmbH, Green Energy & Sustainability, Niklasdorf, Austria

The new European Battery Regulation, introduced as part of the EU's Green Deal, presents significant challenges and changes in recycling lithium-ion batteries (LIB). This regulation not only raises the general recycling efficiency quotas from 50 % to 65 % by 2027 and 70 % by 2030 but also sets specific recycling efficiency requirements for cobalt (Co), copper (Cu), lithium (Li), and nickel (Ni) at the elemental level. These requirements demand comprehensive data collection and data verification, adding complexity to the recycling chain of batteries. This paper explores the implications of these new regulations, focusing on the calculation methods for recycling efficiency and material recovery rates and the challenges in obtaining accurate and reliable data. It discusses the necessary internal and external data collection processes, the role of the first recycler, and the verification of results by third parties. Additionally, the paper highlights the potential economic and organizational impacts on small companies within the industry. The authors emphasize the need for clear definitions and standardization in the calculation and reporting processes to ensure fair competition and regulatory compliance. The paper concludes with recommendations for industry practices and potential solutions to effectively meet the new regulatory demands.

Carbo-thermal recycling of lithium-ion batteries: Development steps from batch to semi-continuous operation

Lukas Wiszniewski[1], Zlatko Raonic[1], Thomas Hochsteiner[1] & Klaus Doschek-Held[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria

Lithium-ion batteries (LIBs) are a key component of the energy transition and can offer a solution for defossilising the transport sector and stabilizing the power grid. Due to the expected complex and large amount of waste, a recycling solution is needed that can circumvent current problems in pyro- and hydrometallurgy. The Chair of Thermal Processing Technology is currently working on the scale-up of a pyrometallurgical recycling process for LIBs from batch operation towards a continuous concept. The major advantage of the process compared to conventional pyrometallurgical processes is the recovery of lithium and phosphorous via the gas phase as well as an alloy consisting of nickel, cobalt, copper and other metals. Core element of the process is the InduRed reactor concept, an inductively heated packed-bed reactor for the carbothermal reduction of the oxidic cathode material. The so-called InduMelt reactor, a batch version of the InduRed reactor, is currently being used for basic research work. The reactor makes it possible to achieve all European recycling targets for 2031 and enables recovery rates of over 90% for all metals. With continued research efforts, this reactor concept shall initially be scaled up to 10 kg/h and 50 kg/h to ultimately provide sufficient data to offer an industrial recycling solution at TRL9 for the future LIB waste stream.

Battery Lifecycle - Decentralised Hub Concepts to offer centralised solutions for challenges along the Supply Chain

Mathias Nippraschk[1], Lukas Brandl[1] & Florian Karlstedt[1]
[1)] BLC - The Battery Lifecycle Company GmbH, Lünen, Germany

The transition from combustion engines to low-emission or emission-neutral drives with lithium-ion batteries (LIB) in the automotive industry presents significant challenges across the entire value chain. This shift encompasses raw material procurement, market entry of new producers, and the move to a circular economy, necessitating radical innovations and strategic rethinking by all stakeholders. This transformation is driven by various entities, including the automotive industry, political bodies, the public, and other industrial sectors, influenced by global events such as the Russian invasion of Ukraine, the COVID-19 pandemic, and the Suez Canal blockade. Climate change and related regulations banning CO_2-emitting vehicles further impact the product portfolio, with consumers demanding sustainably manufactured vehicles.

The circular economy's importance is underscored by the critical availability and geopolitical risks of key raw materials like cobalt, lithium, and natural graphite, as well as the growing relevance of nickel, manganese, copper, and aluminum due to electromobility's rise. Manufacturers are now expected to ensure compliant supply chains and high recycling rates. The entire value chain, including downstream processes like customer usage and necessary infrastructure, must be addressed. The dynamic market changes and uncertainties complicate forecasting and increase uncertainty among customers and investors.

The LIB value chain starts with raw material extraction, followed by refining into battery-grade materials for the cathode, anode, and electrolyte. OEMs then assemble these cells into battery packs or integrate them directly. After production, batteries are combined with vehicle chassis and distributed to customers. In a linear economy, end-of-life batteries are disposed of, losing valuable raw materials and causing negative impacts.

Circular economy strategies such as repair, reuse, remanufacturing, and recycling extend LIB lifespan and recover materials, transitioning from a linear to a sustainable economy and reducing environmental and economic costs. Europe favors mechanical processing and hydrometallurgical treatment for ecological and economic reasons. Efficient logistics, including special measures for high-energy-density batteries, are crucial. The aftersales sector faces additional challenges with decentralized networks and varying battery conditions, necessitating compliance with hazardous substance regulations and preventive fire protection measures.

HUB concepts enhance efficiency and scalability for low-volume processes by centralizing initial treatment and sorting of LIBs, reducing total volume and hazardous waste, and streamlining logistics. Proximity to disposal points and the density of electric vehicles influence HUB system efficiency, enabling rapid collection and redistribution of LIB components and supporting sustainable battery management.

In conclusion, the automotive industry's shift to low-emission and emission-neutral drives requires comprehensive realignment across the value chain. Embracing circular economy principles, improving logistics, and implementing HUB concepts are essential for addressing challenges and uncertainties, promoting sustainability, and fostering innovative solutions that benefit the environment, economy, and society.

Increasing Resource Efficiency in the Recycling of Lithium-ion Batteries Through Advanced Mechanical Processing

Merle Zorn[1] & Sabine Flamme[1]
[1)] FH Münster, Institute for Infrastructur•Water•Resources•Environment, Münster, Germany

Lithium-ion batteries (LIBs) are crucial for transitioning the transportation sector towards carbon neutrality and replacing internal combustion engines, primarily powering electric vehicles. LIBs comprise critical materials such as lithium, cobalt, and nickel, as well as inactive components like copper and aluminum, which serve as current collectors and housing materials. Together, copper and aluminum make up about 10 – 15 % of a battery module. According to the EU Battery Regulation, recycling quotas of 90 % for nickel, cobalt, and copper, and 50 % for lithium must be met by the end of 2027. However, there are no specific quotas for aluminum, impacting the overall recycling efficiency. If aluminum is mixed with copper during recycling, it is lost, as the process targets copper. The BMBF-funded DemoSens project addresses this by exploring mechanical processing techniques for recovering iron, copper, and aluminum from LIBs. This article presents various mechanical processing methods aimed at producing pure fractions that can be effectively recycled, along with evaluating their technical, environmental, and economic impacts.

State-of-the-art mechanical recycling of LIBs involves disassembling end-of-life battery packs into individual components, followed by multi-stage processes including mechanical and pyrometallurgical steps to recover valuable materials. Mechanical processing, as a preparatory step for metallurgy, recovers components such as aluminum and iron. Advanced mechanical processing, as tested in the DemoSens project, includes 13 sorting steps, starting with ferrous metal separation and progressing through air separation and sensor-based technology. These process units achieve high recovery rates: up to 99 % for compacted aluminum and copper foil in density table, and around 95 % for the black mass. However, challenges remain in separating foil-like particles from solid metals due to their different properties. Despite high recovery rates, some mis-sorting occurs, impacting overall efficiency and quality. For example, 55 % of solid aluminum and 70 % of aluminum foil are recovered. Environmental and economic evaluations highlight the benefits and costs of advanced mechanical processing. Although it incurs higher costs than current methods, it offers greater CO_2 savings through reduced need for primary materials. Economic viability depends on high plant throughput, with certain sorting tasks being more cost-effective when outsourced. Overall, advanced mechanical processing enhances resource efficiency and supports a circular economy, although it requires careful balancing of environmental and economic factors.

In conclusion, advanced mechanical processing presents a viable method for LIB recycling, recovering high-quality materials and significantly reducing environmental impact. The complexity of the process depends on the input materials and battery composition. For sustainable and economically feasible operations, high throughput and specialized off-site processing may be necessary. This comprehensive approach can improve the overall efficiency of LIB recycling and contribute to the development of a sustainable circular economy.

Digital sorting analysis and measurement of calorific parameters in the Digital Waste Research Lab

Lisa Kandlbauer, Alexander Egarter & Renato Sarc
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Developments in sustainable recycling require - among other things - innovative methods for describing and measuring the quality of waste, product,s and recyclate streams so that these streams can be recycled in the best possible way. Due to the high heterogeneity in solid mixed waste streams or substitute fuels produced from them, representative quality determinations are currently associated with high time and personnel costs. Sampling, screening and sorting analyses for the representative determination of particle size distributions and material compositions of mixed commercial waste are usually carried out manually or, if technical possibilities are available, mechanically and, depending on the application and issue, using standardised methods. The effort and resources required for sampling and analyses, as well as the time delay until the analyses results are available, is a key incentive for an automated system for online quality determination of certain parameters. The quality of mixed commercial waste is currently already determined using near-infrared technology. In addition to recording the material composition, calorific parameters for fuels (e.g. calorific value, chlorine) can also be measured. This article presents approaches for the development of a real-time measurement system for selected quality parameters. The main focus is on the development of a method for digital waste analysis of mixed waste and determining calorific parameters for substitute fuels in the Digital Waste Research Lab of the Chair of Waste Processing Technology and Waste Management.

The sustainability and circular economy potential of the cement industry

Maximilian J. Enengel[1] & Sandra A. Viczek[2]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair for Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[2)] Holcim (Österreich) GmbH, Retznei, Austria

The cement industry is essential to the global construction industry and significantly contributes to infrastructure development. However, the industry faces considera-ble challenges due to its high CO2 emissions. Many cement manufacturers are working hard to reduce their emissions and have set ambitious net-zero targets. The cement industry has developed various strategies to get closer to this goal. The clinker burning process is at the center of these efforts, as around two thirds of emissions are released during this process. More and more substitute raw materials are being introduced into the process, not only to reduce emissions during the clinker burning process, but also to minimize resource consumption and conserve landfill capacities. A positive side effect is that the proportion of recycled material in the cement is gradually increased. According to a 2019 study, this proportion is 365.5 kg or 387.4 kg per ton of cement produced, as explained in this paper.

AI & Robotics for efficient waste sorting

Barbara Mayer[1], Daniel Schall[2] & Herbert Tanner[3]
[1)] Siemens AG Österreich, Team leader for standardization, technology and innovation at the Graz location, Graz, Austria
[2)] Siemens AG Österreich, Siemens Corporate Technology, Vienna, Austria
[3)] Siemens AG Österreich, Head of the Graz location, Graz, Austria

Waste sorting is an essential process step in waste management. The process for separating a sometimes very large number of different materials, which is often still manual, is time-consuming and prone to errors. The analysis of the individual waste fractions therefore offers potential for applications of artificial intelligence. Special image processing algorithms based on several sensor classes deliver good results in individual object recognition. This article provides insight into a solution framework for AI-based, automated sorting using robotics.

Wear as a major factor influencing the performance of a pre- and post-shredder for solid waste

Christoph Feyerer[1], Tatjana Lasch[2], Karim Khodier[3] & Renato Sarc[3]
[1)] Komptech GmbH, Chief Executive Officer (CEO), Frohnleiten, Austria
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Process Technology and Industrial Environmental Protection, Leoben, Austria
[3)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Stricter rules regarding recycling rates and the restriction of landfill options are leading to the need to treat and recycle more waste. This requires more complex treatment processes. Continuous optimization measures are unavoidable due to cost pressure on plant operators' part, caused by e.g. high energy costs. In particular, the process step of pre- and post-shredding is energy-intensive due to the high drive power required and, conversely, offers corresponding optimization potential. As a result of the loads, wear inevitably occurs on the shredding tools of the machines. At present, its influence on the performance parameters in the running process is rarely considered. As part of this research project, the influence of the wear condition of the shredding tools on the interaction of volume throughput, material quality and energy consumption were investigated. Using the example of a pre-shredder and a post-shredder, it was shown that the specific volume throughput capacity, concerning a defined fraction size of <100mm and <40mm, respectively, decreases by 29% and 20% when worn instead of new shredding tools are used. Furthermore, the specific energy consumption of the pre-shredder increases by 17% and that of the post-shredder by 9%, both in relation to the volume throughput capacity. Further tests will now validate the results and provide a detailed description of the overall service life.

circPLAST-mr – The Austrian flagship project for mechanical plastics recycling

Jörg Fischer[1], Nikolai Kuhn[2], Mauricio Pane[3], Tamara Cwioro[4], Lukas Zeilerbauer[5] & Moritz Mager[1]

[1)] Johannes Kepler Universität Linz, Institute of Polymeric Materials and Testing & LIT Factory, Linz, Austria
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[3)] AEE – Institut für Nachhaltige Technologien, Gleisdorf, Austria
[4)] Transfercenter für Kunststofftechnik GmbH, Wels, Austria
[5)] Energieinstitut an der Johannes Kepler Universität Linz, Linz, Austria

The European Union and Austria have set ambitious goals for plastics packaging recycling with targeted recycling rates of 50% by the end of 2025 and 55% by the end of 2030. In order to achieve these targets, the recycling processes must be significantly improved, which poses major challenges for the entire industry. Austria must therefore increase the rates for the collection, sorting and recycling of plastic waste to 80 - 85 % in each case. In this regard, an overview is given of the project circPLAST-mr, the Austrian flagship project for mechanical recycling of plastics. The project integrates all process steps of the mechanical recycling of plastics and relies on digital technologies and intelligent sensor techniques to achieve technical and economic-ecological optimizations. Particular emphasis is placed on energy efficiency, the use of renewable energies and the recycling of water. The research results are to be implemented directly in industrial practice. The project is structured in such a way that the work packages WP2 to WP5 cover the most relevant process steps in mechanical recycling. The main focus here is on ensuring that material flows pass through all work packages and showing which unused potential can still be exploited in the respective material flows. In addition to the process-relevant work packages, the cross-process work packages focus on digitalization, life cycle analysis and law in the circular economy. Here, particular attention is paid to learning from data and optimizing processes based on this. This not only in terms of quality, but also in terms of the environmental impact of the solutions implemented. Furthermore, a study on the recycling of polypropylene is used as an example to show what additional possibilities exist for manufacturing products from recyclates derived from the yellow bag collection if product specifications are met.

Considering Material Property Profiles of Lightweight Packaging Waste made of Polypropylene during Mechanical Processing

Nikolai Kuhn[1], Moritz Mager[2], Gerald Koinig[1], Jörg Fischer[2] & Alexia Tischberger-Aldrian[1]

[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

[2)] Johannes Kepler University Linz, Institute for Polymeric Materials and Testing, Linz, Austria

The loss of the original properties during the lifetime and the recycling process limits the mechanical recycling of plastics. Due to this loss of functionalities, mechanically recycled plastics have a lower substitutability compared to virgin material reducing their economic and ecological attractiveness. If product-specific property profiles are considered during the recycling process, the original functions of the material are maintained and thus the substitutability of the recycled material is increased. Material property profiles can be created by defining or combining certain technical properties or parameters and can be recorded at item level using direct and indirect characteristics. In this article we describe how 2,240 kg of lightweight polypropylene packaging were processed according to the property profiles material (polypropylene), color (white, transparent), and particle size. The aim was to obtain recycled material with a higher substitutability compared to virgin material, with special focus on the processability.

Advancing Polypropylene Recycling: A Study on Possibilities to Improve Sorting Systems

Jutta Geier[1,2], Márton Bredács[1] & Gernot Oreski[1,2]
[1)] Polymer Competence Center Leoben GmbH, Leoben, Austria
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Materials Science and Testing of Polymers, Leoben, Austria

The current use of recycled plastics is still limited as the quality cannot compete with virgin materials. As a result, recyclates are typically used for less demanding applications or are only added in small quantities to virgin materials. The challenges of producing high-quality recyclates from mechanical recycling include contaminations and degradation, but also the mixing of different grades of the same polymer type.

Polypropylene (PP) is a versatile material and the preferred choice for a wide range of applications ranging from packaging to pipes. PP is available in different types and grades to serve these diverse applications. The types, including homopolymers and copolymers, vary in their chemical structure. The grades further differ in their molecular weight, molecular weight distribution, morphology and additives. During recycling, the mixing of different PP types and grades results in the loss of the tailor-made properties of the former grades. In particular, the low viscosity, i.e., high melt flow rate (MFR), and poorer mechanical properties of the resulting recyclate pose a challenge for their use in various applications.

The aim of this work is to investigate the feasibility of separating different PP types and grades using NIR spectroscopy in order to improve the quality of PP recyclates. To this end, the feasibility of sorting PP samples by type (homopolymer, block- and random copolymers) and by processing method (injection moulding, extrusion blow moulding, thermoforming) was investigated using a laboratory NIR spectrometer and an industrial NIR hyperspectral camera. Multivariate data analysis (MVDA) and machine learning algorithms were used to evaluate the separation capability. Both the separation of PP types and the separation into low and high MFR grades showed promising results, which would help to expand the application range of PP recyclates.

ACKNOWLEDGEMENT
The research work was performed within the COMET project “Improving the quality of recycled polymer waste” (FFG project-no.: 879785) at the Polymer Competence Center Leoben GmbH (PCCL, Austria) within the framework of the COMET-program of the Federal Ministry for Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology and the Federal Ministry for Labor and Economy. The PCCL is funded by the Austrian Government and the State Governments of Styria, Lower Austria and Upper Austria.

More than sorting: Potentials of sensor technology for optimizing sorting plants

Nils Kroell[1], Xiaozheng Chen[1], Bastian Küppers[1], Annika Ludes[1], Marvin Emmerich[1], Elias Pfund[1] & Julia Stadler[1]
[1)] STADLER Anlagenbau GmbH, Digital Solutions, Altshausen, Germany

Sensor technology is an essential component of sorting plants, but in the current state of the art, it is primarily limited to sensor-based sorting applications. If sensor technology is understood not only as a sorting technology but also as a fundamental characterization technology, new potentials for the holistic optimization of sorting systems and the entire lifecycle arise. First, at the material flow level, inline sensor technology can be used for an automatic material flow monitoring and quality control. Second, at the process level, inline sensor technology can be used for an automatic process monitoring and an adaptive process control. In several case studies the large potential of these novel applications was demonstrated. In several research and development projects, it is currently worked on transferring these potentials into industrial practice. The large-scale implementation of these potentials helps further enhancing the performance of sorting plants and thus contributes to further closing material cycles and the realization of a more circular ecomomy.

Sensor-based Optimization of Lightweight Packaging Waste Sorting Plants - Successful case studies

Sabine Schlögl[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Österreich

The sensor-based assessment of material flow properties has the potential to revolutionize sorting plants. This article presents the successful case studies from three years of intensive research. Data from various sensors (NIR, VIS, Induction, 3DLT, LiDAR) were used for different use cases. A particularly economical option is the use of data from sensor-based sorters. The data collected can be used, for example, to find the ideal settings for individual units (e.g. drum screen, eddy current separator, sensor-based sorter, etc.). Further, it is possible to implement material flow monitoring at the plant level. This enables the determination of the optimum operating point of the plant, while considering the interactions between aggregates. Thus, comprehensive modeling and a well-informed feature extraction is required. Another important tool for meeting the new requirements of high-quality recycling is sensor-based quality monitoring, which enables continuous plant operation with minimal personnel requirements. In addition to these purely technical applications, the economic and eco-social perspective was also examined. Sensor-based information on plant operation as well as material flow and product properties will have multiple fields of application beyond the boundaries of the sorting plant in the future.

Sensor-based material flow monitoring is a cost-effective way of meeting the increased demands on sorting plants for recyclable material. Either additional "external" sensors or existing "internal" sensors can be used to collect the necessary data. The type, as well as the spatial and temporal resolution of the sensor, the position of the data collection, the extracted parameters and any necessary processing of the data is essential to ensure economical, ecological and, above all, functional data exploitation. This represents the greatest challenge in the field of sensor-based plant optimization and requires a high level of expertise among the people responsible for implementation. The case studies presented show the enormous potential of material flow monitoring in existing and newly built plants. The extent to which this potential can be utilized both within the plant and throughout the material cycle depends in particular on appropriate legislation, which on the one hand standardizes and on the other demands innovation.

An Iterative Approach for Describing Lightweight Packaging Material Flows in Recycling with Foundation Models

Moritz Ottenweller[1], Michael Kalb[1] & Steffen Rüger[1]
[1)] Fraunhofer Institute for Integrated Circuits IIS, Division Development Center X-Ray Technology, Fürth, Germany

Image-based sorting of valuable materials makes an essential contribution to the extended use of secondary raw materials in the circular economy. To this end, new high-throughput processes for image-based waste separation are currently being researched and established using trainable AI methods. In order to create suitable AI models for material differentiation, a sufficiently large and curated amount of training data is required. In this paper, the use of foundation models is therefore presented and evaluated with regard to a potentially more time-efficient design of the data annotation process for the creation of a representative data set. Annotated data is needed to train and apply supervised learning methods from the field of AI. Two different tasks are considered: the localization and the description (classification) of objects. RGB images were used for this study. The images were recorded with a line scan camera above the conveyor belt of a sorting system for lightweight packaging material flows. The individual objects in the images are first detected and extracted as segments using an adapted SAM (Segment Anything Model) and then classified as "transparent" and "non-transparent" using an adapted DINOv2 foundation model. The "non-transparent" objects are assigned to different colors using threshold values. Based on this automatically annotated data, AI models can subsequently be trained to increase the sorting depth of recyclable materials in the future. A F1 score of 0.77 was achieved for localization and an accuracy of 93.27% for the differentiation of "transparent" objects.

Sensorbased Optimization of Sorting Performance in LWP-sorting plants

Marvin Emmerich[1], Bastian Küppers[1], Nils Kroell[1], Annika Ludes[1], Xiaozheng Chen[1], Elias Pfund[1], Lenard Saenger[1], Daniel Vollprecht[2] & Roland Pomberger[3]
[1)] STADLER Anlagenbau GmbH, Digital Solutions, Bottrop, Germany
[2)] University Augsburg, Chair of Resource and Chemical Engineering, Augsburg, Germany
[3)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

In the treatment of lightweight packaging material, the sorting performance of the system is crucially dependent on the output and therefore the throughput and belt occupation density of the optical sorters. In the present study, short-term periodic material fluctuations with a temporary throughput of up to three times the nominal throughput were generated manually and their influence on the sorting performance was quantified. This simulates sub-optimal material feed through the pre-shredder. Using belt scales and optical sorters, the fluctuations were clearly identified, and the occupation density on the belt was determined. The weighted F1 score is presented for evaluation. The median change in this key figure due to the generated material batches is 0.18% for the roughers (3D), 0.35% for the scavengers and 0.21% for the film sorters (2D). The results provide a necessary basis for a method for determining fluctuation-related performance reductions and the resulting financial profit reductions.

Waste4Future – Digital Methods for „Optimal" Sorting

Malte Vogelgesang[1], Chanchan Li[1], Wladislaw Benner[1], Alice do Carmo Precci Lopes[1], Katharina Hendrich[1], Gert Homm[1] & Emanuel Ionescu[1]
[1)] Fraunhofer IWKS, Digitalization of Resources, Alzenau, Germany

For many plastic-containing waste streams, incineration is still the predominant treatment option. However, the increasingly noticeable impacts of climate change and the resulting political regulations require drastic measures to prevent emissions of fossil carbon (CO_2) into the atmosphere. An effective strategy to minimize these CO_2 emissions is to keep the carbon in technical cycles, e.g., through recycling. In recent years, a variety of physical and chemical recycling processes for plastic waste have been developed, each with specific advantages and disadvantages. For very heterogeneous mixtures, such as the shredder light fraction from the automotive industry, different processes may be preferable for the materials contained, so only a clever combination of technologies can yield the desired results. This is where sorting comes into play, to divide a waste stream and channel its fractions into the appropriate treatment pathways. In 2020, Fraunhofer launched the lighthouse project Waste4Future, in which various physical and digital approaches are developed and combined to find optimal solutions for previously non-recyclable wastes. It focuses on post-consumer waste streams, such as those from automotive, electrical and electronic equipment, and lightweight packaging. The project aims to demonstrate a new approach that does not focus on improving individual processes, but on cleverly linking many players in a holistic, system-wide optimized process network. In respect of the materials and their properties, all available treatment options are combined in individual process chains, which are compared to optimally utilize the recycling potential. Starting with sensor-based material flow characterization and sorting, a problem for many waste streams is black plastics. As part of Waste4Future, new sensor technologies are developed to open up this significant resource for sorting. But how should the fractions be divided to maximize economic yield and minimize harmful environmental impacts? This is where a flexible and dynamic evaluation model comes into play. It facilitates a well-founded decision based on three indicators: the financial indicator EBIT (earnings before interest and taxes), the ecological indicator of global warming potential and the entropic indicator of substance concentration efficiency. Digital twins provide the evaluation with data from waste characterization, sorting and all subsequent recycling processes. Mechanical recycling, solvent-based processes, pyrolysis, gasification, energy recovery, and their combinations are applied to the new material flows in elaborate test series, and realistic models are developed from them. The digital twins then transfer the decision for an "optimal" variant from the evaluation model to the physical processes, controlling them accordingly. The interaction between physical and digital processes will be showcased on a sorting demonstrator.

The heat is on! - From the material characterisation of spent refractory bricks to sensor training (practical examples from Project ReSoURCE)

Florian Feucht[1], Simone Neuhold[2], Alexander Leitner[2], Cord Fricke-Begemann[3] & Julio Hernandez[4]

[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

[2)] RHI Magnesita GmbH, Leoben, Austria

[3)] Fraunhofer Institute for Laser Technology ILT, Aachen, Germany

[4)] Norsk Elektro Optikk AS, Oslo, Norway

Refractory products are essential for high-temperature industrial processes, from steel and cement production to waste incineration and many more. Harsh environmental conditions in these applications result in the frequent renewal of refractory lining. As a consequence of this maintenance, spent refractories are generated which possess high circular raw material value. Current recycling efforts include manual sorting based on visual criteria, with size limitations due to economic factors. To this date no holistic automated recycling process has been developed capable of sorting the sheer variety of different refractory materials, independent of their grain size. The EU-funded project ReSoURCE aims to develop such an automated sorting solution based on a sensor setup consisting of HSI (hyperspectral imaging) and LIBS (laser induced breakdown spectroscopy) combined with artificial intelligence. For this purpose, a database is created using sensor measurements and analysis results from typical primary raw and breakout materials of varying types and sizes. The presented study evaluates the suitability of each sensor for refractory sorting purposes. First tests showing promising results for the differentiation of testing materials. Future work will involve the expansion of the database and the further definition of chemically and mineralogically differentiable sorting classes.

AI-supported reuse and processing strategies for excavated materials in major civil engineering projects

Elisabeth Hauzinger[1], Daniel Schneider[1] & Robert Galler[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Subsurface Engineering, Leoben, Austria

The European civil engineering industry is dominated by major projects: on the one hand, the TEN-T (Trans European Transport Network) corridors for rail freight transport are being expanded, while on the other, the Future Circular Collider (FCC) and the Einstein Telescope are planned underground research infrastructure, each with almost 100 kilometers of tunnel. The millions of cubic meters of excavated material that will be produced pose a major challenge for these projects in terms of sustainability and material management. This material can originate from both hard rock and loose rock excavations with varying degrees of anthropogenic contamination depending on the excavation method. According to the current state of research, some of these lithologies cannot yet be used. However, in order to reuse as much of the material as possible and thus conserve landfill space, work is being carried out on a modular AI-supported real-time analysis and processing unit in order to provide the material with a suitable use depending on its composition, without having to build land-intensive intermediate landfills. The long-term goal is to develop a generally applicable EU directive to end the waste character of excavated materials in order to strengthen Europe's circular economy and alleviate the scarcity of resources.

I-STEP – A Case Study: Machine Learning Powered Condition Monitoring of a Linear Motion Industrial Vibrating Screen

Philip Krukenfellner[1] & Helmut Flachberger[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Mineral Processing, Leoben, Austria

Vibrating Screens are ubiquitous in the mineral and waste processing industries, but usually lack sufficient condition monitoring, to determine the condition states or predict future machine errors. To address these and other digitalization needs in the sector, IFE Aufbereitungstechnik GmbH has initiated a multi-year research project to develop its digitalization solution, the "i-STEP-Workbench". This solution aims to integrate any sensor available on the market, offering a customizable plant-wide digital monitoring platform. The project involves collaborative research efforts with the Chair of Mineral Processing at Montanuniversität Leoben and the machine data acquisition company eSENSEial Data Science GmbH.

Over the project phase, a smart vibration sensor, the "Smart Edge Sensor" (SES), has been developed and iteratively improved to meet the specific needs of monitoring the oscillation patterns of industrial vibrating screens. This sensor is designed to be integrated into the i-STEP Workbench, providing the foundation for online condition monitoring and plant optimization.

The first application of this system to a linear vibrating screen was in an industrial case study in a waste processing plant and led to the development of a machine learning (ML) model. This model correctly classifies the screen´s condition states with an accuracy of over 90%, which, along with its implications for the operational efficiency of the screen, will be discussed in this work.

Ongoing research efforts initially focused on validating the usefulness of the previously developed ML model for predicting condition states of a circular motion vibrating screen, operational in a gravel plant. After confirming its applicability to this second type of vibrating screen, further research activities will explore the correlations between fluctuations in throughput rate and other feed material properties, such as grain size distribution, and changes in the vibration pattern of the monitored screen. This phase, which is also briefly described in this work, will be supported by DEM simulations to create a Digital Twin of the monitored screen.

Future research will focus on adapting this condition monitoring system to other types of machinery through new industrial case studies. In addition, the integration of various other condition monitoring sensors into the system is underway to extend its applicability to a broader range of equipment.

The next generation of sensor-based sorting - laser beams and measuring objects in motion and how they are used to sort unit loads on conveyor belts depending on the material

Volker Mörkens, Joachim Makowe, Markus Dargel, Carsten Coenen & Reinhard Noll
Laser Analytical Systems & Automation GmbH, Aachen, Germany

Information cannot be transmitted faster than the speed of light. For efficient high-mass throughput in the recycling of piece goods, it is crucial to accurately locate and identify each item on a conveyor line and assign it to a material-specific sorting fraction. Laser measurement processes are ideal for this purpose, offering real-time 3D measurement and chemical analysis of the objects. Items moving at speeds of up to 3 m/s are tracked with a rapidly deflected laser beam and chemically analyzed using laser spectroscopy. The measurement data for each item are then used to direct the sorting process, employing robotics or a blow-out device to eject and sort the parts accordingly.

The EU-funded project ReSoURCE (Refractory Sorting Using Revolutionizing Classification Equipment) aims to increase the recycling rate in the refractory industry through the use of advanced sensor technology. Refractory materials, due to their varied applications, consist of diverse mixtures of mineral components and additives, making subsequent sorting or recycling complex and costly. Within the ReSoURCE project, demonstrators are being developed to enable highly automated classification and sorting of these materials. The core technology includes laser-based 3D measurement and chemical analysis using laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS), supplemented by additional sensor technology. The concept, design, and initial results of these demonstrators are presented as examples of sorting refractory materials across different size classes.

Sustainable Management of Tar-Containing Road Debris: A Holistic Project Approach

Paul Bäcker[1], Georg Maier[1], Volker Thome[2], Ralf Erdmann[3], Thomas Fehn[4] & Thomas Längle[1]

[1)] Fraunhofer IOSB, Visual Inspection Systems, Karlsruhe, Germany
[2)] Fraunhofer IBP, Inorganic Materials and Recycling, Holzkirchen, Germany
[3)] Fraunhofer IML, Supply Chain Engineering, Dortmund, Germany
[4)] Fraunhofer UMSICHT, Advanced Carbon Conversion Technologies, Sulzbach-Rosenberg, Germany

Tar-containing road debris is a major challenge in road construction. It has been widely used until the 1980s, however, the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contained in tar have proven to be carcinogenic and mutagenic and are therefore banned for construction and recycling. For this reason, tar-containing road debris cannot be recycled and is usually disposed of in landfills. This results in high costs and the loss of the bound minerals, which would be valuable for recycling. In the InnoTeer project, a new holistic approach to the processing of tar-containing road debris is being developed. The proposed processing chain starts with sensor-based sorting using mid-wave infrared sensors, in order to remove non-contaminated elements from the material stream. The remaining, contaminated material is then processed using an innovative low-temperature pyrolysis method, that breaks up the PAH while remaining below the conversion temperature for the embedded minerals, retaining their value for recycling. The obtained mineralogy is analyzed both chemically-mineralogically and concrete-technologically, in order to gauge its value for various recycling purposes. The whole processing chain is embedded within a logistics concept, that optimizes material transport and process parameters by sharing batch-level information between processing steps. The project InnoTeer provides a new approach to handling tar containing road debris, maximizing recycling value and minimizing the risks on human health.

Implementation and evaluation of a real-time capable approach to sensor-based sorting using CNNs

Felix Lehnerer[1], Lukas Roming[1], Jürgen Hock[1], Felix Kronenwett[1], Georg Maier[1] & Thomas Längle[1]
[1)] Fraunhofer Institute of Optronics, System Technologies and Image Exploitation (IOSB), Visual Inspection Systems, Karlsruhe, Germany

In sensor-based sorting, color information is often used to characterize material streams. Through feature engineering, such as texture analysis, the stochastic dependency between neighboring pixels can be considered, leading to better classification results than evaluating each pixel separately. However, feature engineering can be very time-intensive and lead to a tasks-specific solution, that can barely be transferred to other sorting tasks. To reduce the need for feature engineering while still making use of the stochastic dependency between neighboring pixels, machine learning can be utilized. Convolutional neural networks (CNNs) can perform various classification tasks and automatically select appropriate features in a local surrounding. In recent years, CNNs have proven their classification abilities in various fields of optical sorting. However, these studies rarely address the whole sorting pipeline. Moreover, the approaches were not optimized for real-time processing, which is crucial in a sorting plant, especially when aiming at high throughput. We train CNNs for two challenging sorting tasks. The networks are trained with synthetic training data. Therefore, no manual image annotations, such as the definition of masks, are needed for training. To evaluate the potential of CNNs for sensor-based sorting, we implemented a complete sorting process from material sensing with an RGB line-scan camera to ejection using pneumatic valves. Semantic segmentation is performed using a U-Net-based architecture to assign each pixel to a material class. The resulting output is post-processed and mapped to pneumatic valves without the need for identifying individual objects, which is a crucial aspect of this work. This makes our approach simple, effective, and sufficiently fast for real-time sorting tasks. The CNN-approach is compared to an established sorting software which utilizes color- and feature-based algorithms to localize and classify objects. For comparison, the sorting quality is measured in two challenging sorting tasks: (1) removing peanuts from hibiscus tea and (2) sorting construction and demolition waste (CDW) with high amounts of dust. For sorting peanuts and hibiscus tea the proposed approach achieves an accuracy of 97.5 % (82.0 % with the conventional approach) and for sorting CDW it achieves an accuracy of 94.9 % (74.2 % with the conventional approach). The proposed approach achieves a significantly higher accuracy while maintaining real-time capability. The implemented pipeline allows for more research on other sorting tasks and network architectures in future works.

The Role of Multispectral Scrap Characterisation and Artificial Intelligence in Efficient Steel Recycling

Heimo Gursch[1], Caroline Mempör[1], Malte Jaschik[2], Harald Ganster[2], Robert Harb[3], Johannes Rieger[4] & Monika Häuselmann[4]
[1)] Know-Center GmbH, Methods and Algorithms for AI, Graz, Austria
[2)] JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH, DIGITAL – Institute for Digital Technologies, Graz, Austria
[3)] Graz University of Technology, Institute for Computer Graphics and Vision, Graz, Austria
[4)] K1-MET GmbH, Area 1, Leoben, Austria

Recycling of steel scrap is an important component in the modern steel industry since it reduces greenhouse gas emissions, helps to conserve primary raw materials, and facilitates the steel industry's decarbonization efforts. However, the composition of steel scrap is highly fluctuating and can contain a large range of unwanted particles, including non-ferrous metals, plastics, or concrete. A good characterisation of the scrap composition is therefore key for an efficient steel recycling process.

This work investigates the potentials of hyperspectral imaging and image segmentation to characterise the scrap particles, so that said characterisation can then be used for optimisation or adaptation of the scrap recycling process. Hyperspectral imaging covers a spectrum much larger than then the visible light spectrum. Hence, it is easier to distinguish materials by their hyperspectral profile then by just the visible light profile. The image capturing in this work is done by a hyperspectral system operating in the short-wavelength infrared (SWIR, up to 2500 nm) ranges sampled in 288 individual bands.

The sheer volume of information in hyperspectral images, makes it impossible for humans to inspect these images in an industrial process. Therefore, Artificial Intelligence Methods, in particular Machine Learning (ML) methods, are employed to segment the images into regions covered by different materials. Deep Neural Networks (DNNs) have been selected here, since they do not need any dimensionality reduction and can directly use the 288 colour channels as their input. The results show that the DNNs deliver a good segmentation performance, namely that the DNN can identify the correct object class in most cases. Moreover, when misclassifications occur, the incorrectly assigned classes are often those whose spectral signatures are similar to the actual material, for instance, copper gets frequently misclassified as iron or paper as plastic. The scrap characterisation provided as the output of the image segmentation is an important input for the digitalisation of scrap recycling since it provides information about impurities in the steel scrap. This information has potential future use for optimisation and automatic adaption in steel recycling.

This work is part of the project InSpecScrap funded by the Future Fund of the State of Styria (“Zukunftsfonds Steiermark”) by grant No. PN1510.

Classification of scrap metal using deep learning methods

Gerald Koinig[1], Melanie Neubauer[2], Walter Martinelli[3], Yves Radmann[3], Nikolai Kuhn[1], Thomas Fink[1], Elmar Rückert[2], Gerhard Ebenhofer[4], Thomas Pönitz[4] & Alexia Tischberger-Aldrian[1]

[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Cyber Physical Systems, Leoben, Austria
[3)] Scholz Austria GmbH, Vienna, Austria
[4)] PROFACTOR GmbH, Visual Computing, Steyr-Gleink, Austria

In the iron and steel industry in Europe, the blast furnace route is increasingly being replaced by the lower-CO_2 electric arc furnace (EAF) route. It is to be expected that new scrap will become scarcer and more old scrap will have to be used. It is therefore becoming increasingly important to separate unwanted metals from steel-based old scrap before it is used as a raw material in the EAF. Although there are special copper-alloyed steels, copper is usually undesirable in steel production as it cannot be removed from the melt using conventional metallurgical processes. At the same time, copper itself is increasingly in demand and the European Union has included copper in the 2023 list of critical raw materials.

In the steel fraction of large shredder plants, copper is largely separated by manual sorting according to the current state of the art. The KIRAMET project aims to develop a cost-effective process for sorting copper from the steel fraction.

This contribution shows how copper-containing particles in a shredder fraction can be detected using convolutional neural networks.

A wide variety of scrap particles from a post-shredder fraction were selected for data collection. These were manually divided into the classes copper and steel. The copper fraction included copper wires, rotors, copper wool, transformers and stators of electric motors as well as complete electric motors. The tests were carried out on a sensor-based sorting unit equipped with a color line scan camera (Teledyne AViiVA® SC2 CL).

A total of 20 CNN architectures were compared based on the achievable prediction accuracy and inference latency. Based on these metrics, the best performing architecture was selected and the inference latency was reduced by streamlining. In the final step, the adapted architecture was applied in inline tests to detect copper particles and control a rejection mechanism. The inline test fraction was chosen broadly to obtain a cross-section of the copper fraction and included electric motors, copper metal balls and wires. The fraction contained 50% steel particles and 50% copper particles.

Selecting a suitable architecture is the first step in creating a classification algorithm. Given the large number of architectures available, this can be time-consuming. The following list of tested CNN architectures provides a basis for the quick pre-selection of suitable models for sorting copper-containing scrap. This shortens the preparation time for the development of the sorting method and enables a more efficient use of resources for training and implementation.

Value Chain Optimization for Metal Recycling Processes through Probabilistic Modeling

Valeria Fonseca Diaz[1], Ramin Nikzad-Langerodi[1], Roman Rainer[1], Klemens Winkler[2] & Alexia Tischberger-Aldrian[3]
[1)] Software Competence Center Hagenberg, Hagenberg, Austria
[2)] K1-MET GmbH, Area 3, Linz, Austria
[3)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Metal recycling's value chain optimization is challenged by process complexity and limited sensor technology. This study introduces a Bayesian Network framework for modeling the entire recycling process, integrating machine learning with expert knowledge. Using simulated data, we demonstrate how our probabilistic approach predicts output fractions with a confidence interval and optimizes input parameters to maximize economic efficiency. Our findings highlight the role of probabilistic modeling in advancing recycling process sustainability and efficiency.

The full contribution in the Recy & DepoTech conference book is in English.

DeB-AT: Detection and separation of portable batteries from mixed waste using sensor technology and artificial intelligence

Elias Grath[1], Thomas Nigl[1] & Michael Autischer[2]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[2)] SAMsoric GmbH, Leoben, Austria

The increasing number of improperly disposed waste batteries complicates the ecological and economic management of various waste streams and poses particular challenges to waste management due to the increase in fire events. The desire of the legislation to change to a circular economy requires the increase in the collection volumes of resource-intensive waste such as batteries. The use of optical systems in combination with machine learning offers potential for future applications in waste treatment plants in the areas of fire prevention and disposal of waste materials. This paper includes the consideration of the methodological approach to the development of a system for the detection and disposal of batteries in mixed waste streams.

BatterySort: A sorting system for detecting and removing Li-ion batteries from waste streams

Johannes Leisner[1] & Nathanael Laier[2]
[1)] Fraunhofer IIS, Development Center X-ray Technology EZRT, Fürth, Germany
[2)] WeSort.AI, Würzburg, Germany

The incorrect disposal of batteries, especially lithium-ion batteries and WEEE containing lithium-ion batteries, often leads to fires in municipal waste sorting plants, causing considerable damage. Current fire containment systems are limited to detecting objects with excessive heat generation using thermal imaging cameras and subsequently extinguishing these objects. This article presents a new type of X-ray sorting system that utilizes machine learning methods to detect batteries in waste streams and remove them from the stream using high-speed switching valves. The X-ray sorting system is located at the beginning of the waste sorting plant's process line and prevents lithium-ion batteries and WEEE from entering the process, where they can cause fires.

Intelligent assistance systems: a game changer in manual waste sorting

Julian Aberger[1], Lena Brensberger[1], Benedikt Haecker[2], Georgios Sopidis[3], Michael Haslgrübler[3] & Renato Sarc[1]
[1)] Montanuniversitaet, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[2)] Siemens Aktiengesellschaft Austria, Vienna, Austria
[3)] Pro2Future GmbH, Linz, Austria

Sorting waste is the first and most important step towards successful recycling and is a fundamental part of the circular economy. Innovations in manual waste sorting have stagnated for decades, which is why the recAIcle project has set itself the goal of bringing manual sorting into the 21st century by digitizing it. The aim is to develop an assistance system that supports sorting workers in their sorting decisions by highlighting relevant waste items on the sorting belt. The focus is on the sorting of plastics. The prototype of the recAIcle system is currently being trialed and is continuously developed. This publication focuses on the prototype design and the most relevant features of the system. In particular, how the system learns from the sorting employees, the implementation of continuous learning in the system for the classification model and the augmentation system as an interface between the sorting employees and the recAIcle system.

The recAIcle system is able to learn from sorting employees as an expert instance. To do this, the detected objects on the belt are compared before and after the sorting employee. This feedback loop enables the implementation of continuous learning. The augmentation system shows the employees whether an object should be sorted out or not by utilizing differently colored borders around the particles. The particles are highlighted using a bright projector mounted vertically above the sorting belt. The recAIcle system represents a significant step towards the digitalization of manual sorting. The system's prototype is deployed and is constantly being developed further. The integration of modern and forward-looking technologies, such as continuous learning, makes the recAIcle system future-proof and offers the possibility of continuous improvement of the system

Comparative Analysis of Transfer and Continual Learning for Vision-Based Particle Classification in Plastics Sorting for Recycling

Somayeh Shami, Benedikt Haecker [2], Julian Aberger [3], Mohammadreza Hosseini [4], Jesus Pestana[1] & Michael Krisper[1]
[1)] Pro2Future GmbH, Graz, Austria
[2)] Siemens Aktiengesellschaft Österreich, Vienna, Austria
[3)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology Waste Management, Leoben, Austria
[4)] University of Bologna, Dipartimento di Informatica - Scienza e Ingegneria, Bologna, Italy

In this study, we evaluate the effectiveness of transfer and continual learning techniques for vision-based trash particle detection and classification in plastics recycling. This task poses unique challenges for vision-based methods due to the great variety of particles in recycling material flows, their variability over time, and the lack of real recycling industrial datasets available for research. We use the publicly available computer vision research dataset CIFAR100 to assess model performance, calibrate the model hyperparameters, simulate and explore transfer and continual learning techniques. According to our results, the main factors affecting test accuracy are the following: calibration of hyperparameters, such as the learning rate (up to +13%), bigger batch sizes of only new data (up to +9%) or mixed with previous data with more frequent retraining phases (+4%) and differing continual learning strategies (±3%). Based on these assessments, we provide evaluations on our DWRL dataset, which features plastic trash particles on a moving conveyor belt and provide recommendations for the implementation of continual learning frameworks in the context of plastics recycling.

Current status of chemical-physical waste treatment in Austria

Michael Roll[1], Thomas Weissenbach[1] & Christian Neubauer[1]
[1)] Environment Agency Austria, Waste & Material Flow Management, Vienna, Austria

Chemical-physical waste treatment is an important treatment option for hazardous waste in Austria. The aim of the study was to obtain an overview of the processes and technologies used in the Austrian plants. The most frequently used procedures have been briefly described. In addition, the study provided an overview of the legal framework for the operation of chemical-physical waste treatment plants. This describes the requirements at EU level and their implementation into national law. In 2021, 47 plants treated organic and inorganic waste. The nationwide treatment capacity was 1.065 million t. The volume processed was around 690,000 tonnes annually between 2019 and 2021. The data was collected using annually reported data and questionnaires. The type and quantity of waste and operating resources were analysed, covering both, the input as well as the output of the processes. In addition, a process description and the applied procedures to manage the respectively waste were analysed. All operators of a chemical-physical treatment plant in Austria were asked for their participation. 30 questionnaires were returned. The reported data on input and output, plant utilization and capacities were listed and calculated for the different treatment types. 12 plants were visited and described in more detail.

BAT in Practice: Saubermacher CPB-Plans as Case Study

Andrea Zirkl[1] & Sabine Tanzer[1]
[1)] Saubermacher Dienstleistungs AG, Research and Development, Feldkirchen bei Graz, Austria

The European Commission publishes Best Available Techniques Reference (BREF) documents and Best Available Techniques (BAT) conclusions that describe processes of industrial activities and set standards for various industrial sectors, including waste management. Currently, there are 53 BAT conclusions for waste treatment that define technologies and procedures for emission reduction and ensuring a high level of environmental protection.

Plant operators must demonstrate these in the permitting process and have them regularly reviewed. In Austria, environmental inspection also plays a crucial role in ensuring compliance with BAT conclusions for existing IPPC installations. Here, IPPC stands for "Integrated Pollution Prevention and Control. Saubermacher operates two IPPC treatment plants for liquid and pasty wastes in Styria, one chemical-physical-biological treatment plant (CPB plant) and one physical-biological treatment plant (PB plant). Therefore, there are BAT requirements that are pertinent to both facilities.

Generally speaking, compliance with BAT-associated emission values can be quite challenging from a technical and economic perspective, but it also represents a significant opportunity for sustainably improved waste treatment.

Wastewater treatment and resource recovery of metals from industrial wastewater

Iphigenia Anagnostopoulos[1] & Soraya Heuss-Aßbichler[1]
[1)] Ludwig-Maximilians-Universität München, Department for Earth and Environmental Sciences, Munich, Germany

The processing of metals produces considerable quantities of wastewater containing heavy metals. With the conventional purification method, the various wastewaters are collected, mixed, and treated together. This results in voluminous sludges with small quantities of heavy metals, which are generally not profitable to recycle. Furthermore, valuable metals are lost when these sludges are disposed of. We are working on the recovery of metals as oxides and zero-valent metals from industrial wastewater to (1) recover heavy metals as raw material from wastewater and (2) purify the wastewater at the same time.

We investigate the effects of parameters such as reaction temperature, alkalisation conditions during precipitation, and alteration conditions after precipitation on the metal phases. Based on the basic research, we have developed treatment recipes for different types of wastewaters. In a further step, a controllable pilot plant was built. It has been shown that the method can be used successfully on a pilot scale and the laboratory results can be reproduced. Some product phases can be obtained specifically via intermediate phases. This means that the phase composition of the product phases can also be controlled via conversion reactions.

Three examples of wastewater types, zinc- (Zn), gold- (Au) and copper- (Cu) containing wastewater from various branches of industry such as electroplating and chemical catalyst production are treated in this study. Zinc can be recovered as ZnO. The water purification results show a purity meeting the requirements of the German Wastewater Ordinance for discharge (> 2 mg Zn/l). The copper-enriched electroplating wastewater is a multi-element wastewater with lower concentrations of Zn, Pb, Ni, Cr and Mn. Depending on the process, Cu is recovered as Cu ferrite ($CuFe_2O_4$) or Cu oxide. In all cases, the metal concentration in the filtrate can be reduced by ageing the suspension. In a two-stage process, Au is first recovered as a metal and then iron as magnetite.

The evaluation of this process following the classification of projects by the UNFC shows that the SPOP process can be categorised as a "prospective project".

Pressureless membrane filtration in industrial water treatment and circular economy

Jürgen Gamweger[1], Thomas Grießler[2]& Andrea Udier[3]
[1)] fluvicon GmbH, Chairman of the Board, Graz, Austria
[2)] fluvicon GmbH, Managing Director, Graz, Austria
[3)] fluvicon GmbH, Customer-Project Manager, Graz, Austria

In industrial water treatment, pressure-based membrane processes repeatedly reach their limits. This is because in these processes, all dissolved and undissolved substances are pressed against the used membrane. This creates negative scaling and fouling which means that membranes need to be replaced very frequently. In addition, the pressure range in which these processes can be used is limited by their design. In contrast to that by using pressureless membrane filtration, scaling and fouling are avoided. This means that with this technology wastewater can be processed at a way better cost point or even made treatable for the first time.

Austria's PFAS Action Plan – Reducing PFAS Contamination in Population and Environment

Barbara Perthen-Palmisano[1]
[1)] Federal Ministry for Climate Action, Department V/5 Chemicals Policy and Biocides, Vienna, Austria

What are PFAS?
Per and polyfluorinated alkyl substances, abbreviated PFAS, are a group of several thousand chemicals that are used in industrial processes as well as in consumer articles. As they have very useful characteristics – they are very stable against high temperatures, acids and corrosive chemicals – PFAS can be used for metal plating, for the production of semiconductors and computer chips, in firefighting foams, as impregnation agents in textiles, leather and paper and in many more applications. Fluorpolymers as PTFE (the well-known "Teflon) and PVDF are produced in very high amounts and used in the chemical industry itself, e.g. as pipes, filters, sealings.

Why are PFAS substances of concern?
PFAS are extremly persistent and can be – dependent from their chain length and polarity – bioaccumulative, toxic and very mobile. They accumulate in the blood and can have effects on the health of organs, in particular the liver. They have a negative influence on the lipid metabolism, the thyroid and the immune system. Emissions from the production of PFAS and fluoropolymers and the use of fluorine-containing firefighting foams have led to widespread contaminations of soil, water, food, feed and drinking water in several EU member states (NL, BE, F, IT, DE). It is highly costly to remediate these contaminated sites. In Austria there are currently at least three sites that were contaminated with PFAS.

Why do we need a national PFAS Action Plan?
When areas contaminated with PFAS are identified, it is necessary to offer transparent, neutral and thorough information and risk communication. The action plan is based on existing and future regulations and directives, but adds to that guidelines for dealing with PFAS pollution. Information exchange between relevant stakeholders as well as raising the awareness in the general population and the authorities are main goals of the plan. Coordination and cooperation is key for a successful reduction and remediation of existing hot spots and the prevention of further cases.
Examples of recommendations are control and sustainable disposal of firefighting foams, monitoring of soil, water, air, workshops for authorities, relevant stakeholders, general population, regular control of food and feed, informing consumers on PFAS in articles and viable alternatives.

"PFAS Strategy" regarding the enforcement of the Contaminated Sites Remediation Act

Gernot Döberl[1]
[1)] Umweltbundesamt/Environment Agency Austria, Contaminated Sites Team, Vienna, Austria

The widespread use of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in the past means that numerous historically contaminated sites and old landfills (according to the Contaminated Sites Remediation Act, ALSAG) are potential PFAS sources. In order to identify PFAS sources as quickly and efficiently as possible, all ALSAG-relevant topics were analysed and the necessary measures for ALSAG-enforcement were derived. The following measures were identified as the most important to be implemented in a short term perspective: the systematic recording and investigation of fire-fighting training sites, the investigation of sites using fluoropolymers, civil and military airports, refineries, large fuel storage sites, plating plants and large MSW landfills as well as the establishment of a PFAS research focus regarding national R&D-funding.

Focus actions on PFAS contamination in soil and Groundwater in Styria

Elisabeth Winkler[1], Roman Prantl[2] & Julia Thüringer[1]
[1)] Office of the Styrian Government, Waste and Wastewater Engineering, Chemistry, Graz, Austria
[2)] blp GeoServices GmbH, Linz/Vienna, Austria

Due to their widespread use for decades and their high persistence in nature, PFAS occur ubiquitously. Lately contaminations of groundwater used for drinking water became public due to large-scale monitoring projects on persistent organic pollutants, such as POPMON *(„Identification, monitoring and risk communication of persistent organic pollutants at potentially contaminated sites in Austria“,* POPMON I 2017-2018, POPMON II 2019-2021) as well as through systematic monitoring of groundwater quality in the enforcement of the water law. In many cases, the use of PFAS-containing extinguishing foams is one of the main causes for groundwater pollution. Especially training areas for firefighters were identified as hot spots. One example is the "Lebring Fire Brigade School", where firefighting exercises with AFFF extinguishing agents were associated to massive PFAS concentrations in the (groundwater) runoff. Besides that, also singular events of fire potentially increase the amount of PFAS in soil and groundwater. So far, little is known about influencing factors (type, extent and intensity of fire events) that may induce a PFAS damage. To improve empirical knowledge on the behaviour and mobility of PFAS in soil and groundwater further projects were launched by the Styrian Government in 2022. In a pilot project, firefighting training areas were registered. Further investigations will be conducted on areas that could be polluted. Another project focuses on comprehensive groundwater sampling in areas with elevated PFAS concentrations in groundwater. The areas are selected based on results of priority actions for groundwater monitoring in 2022 and 2023 (GZÜV, (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung BGBl. II Nr. 479/2006). The aim is to determine the pollution source and define the plume in these areas. Besides that, further projects investigate the impact of firefighting exercises on groundwater and soil quality at civil and military airports.

PFAS removal via combination of adsorption on highly selective fluoropolymers and ultrafiltration

Rania Bakry[1], Jan Back [2], Johanna Freilinger[1], Maria Fürhacker[3], Sebastian Handl[3], Claudia Hledik[3], Simon Jabornig[4], Marc Koch[2], Madeleine Larch[2], Jana Marx[1,2], Herwig Schottenberger[1], Thomas Obholzer[5], Marco Rupprich[5] & Martin Spruck[2]

[1)] University of Innsbruck, Institute of Analytical Chemistry and Radiochemistry, Innsbruck, Austria

[2)] MCI – The Entrepreneurial School, Department of Environmental, Process & Energy Engineering, Innsbruck, Austria

[3)] University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU), Institute of Sanitary Engineering and Water Pollution Control, Vienna, Austria

[4)] SFC Umwelttechnik GmbH, Salzburg, Austria

[5)] Ionoxess GmbH, Innsbruck, Austria

Per- and polyfluorinated alkyl compounds (PFAS) have received widespread public attention in recent years due to their proven extreme environmental and health hazards. Contamination of groundwater poses a particular risk to humans and the environment. The research project PFAS-Trap aims to develop novel highly selective fluoropolymeric adsorbents with ionic character. High removal efficiencies have been observed for both short-chain PFAS (PFBA, GenX) and long-chain PFAS (PFOA) as determined via LC-MS, significantly outperforming the benchmark activated carbon. The combination with ultrafiltration (UF) membranes is investigated in different process designs to allow for complete retention of the adsorbent, efficient regeneration, and the removal of potentially competing organic matter. Overall, a promising solution is presented that covers a wide range of contaminated site characteristics aiming to meet the objectives of both the recent EU Drinking Water Directive and the proposed new EU groundwater directive.

PFASAN – Development of innovative remediation strategies for PFAS contaminated sites in Austria

Thomas G. Reichenauer[1], Ottavia Zoboli[2] & Thilo Hofmann[3]
[1)] AIT Austrian Institute of Technology GmbH, Bioresources, Tulln, Austria
[2)] TU Vienna, Institute of Water Quality and Resource Management, Vienna, Austria
[3)] University Vienna, Department of Environmental Geosciences, Vienna, Austria

Poly- and Perfluorated Alkyl Substances (PFAS) are a big group of anthropogenic chemicals consisting of more than 5,000 single substances with a broad spectrum of applications, including industrial ones and such for daily life. Du to this frequent use, their mobility and persistence, PFAS can be found in all environmental compartments around the globe. Due to their chronic toxicity, combined with bioaccumulation and biomagnification these substances form an increasing environmental problem. Thus, the EU commission currently elaborates regulations to ban PFAS.

Due to their specific features, PFAS were used in fire-fighting-foams (FFF) for many decades. Consequently, sites where firefighters practiced with FFF are contaminated by PFAS in the soil and groundwater. Since PFAS-containing products were deposited in landfill sites, these are another potential source of groundwater contaminations by PFAS. Off course production and storage sites are also potential "point sources" of PFAS. The remediating of these sites can help to reduce further spreading of PFAS in the environment (apart from the banning of PFAS-containing from daily life products).

The aim of the research project PFASAN is the development, testing and evaluation of in-situ and on-site methods for remediation of PFAS contaminated sites with a focus on types of sites found in Austria. In a first step typologies of PFAS-sites relevant for Austria are developed to better understand, which PFAS are relevant and what is their environmental fate and behaviour. Potential methods for immobilisation, sorption and degradation of PFAS are tested in the laboratory scale. The following methods are investigated in the project:

- Immobilisation of PFAS by biochar with the aim to improve sorption of short-chained PFAS,
- Immobilisation of PFAS using concrete and calcifying bacteria,
- Chemical degradation of PFAS using advanced oxidation processes (AOP) and modified zerovalent iron (nZVI),
- Search for microbes that are able to defluorinated PFAS under aerobic and anaerobic conditions and
- Combination of several methods to improve the degradation efficiency for PFAS.

MIBICYD - Microbial Remediation of Gasworks-Specific Contaminants with Special Consideration of Cyanides – Laboratory Investigations and Small-Scale Field Test

Daniel Ruech[1], Jessica Beyert[1] & Thomas Reichenauer[2]
[1)] Sensatec GmbH, NL Ulm & Overath, Germany
[2)] Austrian Institute of Technology, Tulln, Austria

Background:
The technology for producing illuminating gas and town gas from coal experienced a significant boom in Europe in the mid-20th century and quickly spread to major cities across nations. Gasworks were used to produce town gas, initially for street and home lighting, and later for cooking, baking, heating water, and other uses (DVGW Deutscher Verein des Gas- und Waser-faches e.V. - Technisch-wissenschaftlicher Verein, 2021). Although only a manageable number of former gasworks have been officially designated as contaminated sites, it is assumed that there are many more sites yet to be investigated. Additionally, gasworks-related contaminants (cyanides, PAHs, mineral oil hydrocarbons, and BTEX) are frequently found at other types of sites.

Project Goals:
Since cyanides are rarely found as isolated contaminants, this project will also examine the microbial degradation of other contaminants commonly found alongside cyanides, such as PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons), BTEX (benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene), and mineral oil hydrocarbons. The aim is to achieve a sensible (technical, temporal, and economic) integration with microbial cyanide degradation. Comprehensive laboratory investigations will be conducted, followed by a small-scale field trial at the aforementioned site of the former “Gaswerk Simmering” in Vienna.

Investigations & Results:
Enrichment cultures from various sites have been prepared using material from growth bodies. These growth bodies were hung in groundwater monitoring wells with cyanide-contaminated groundwater for eight weeks. The cultures have been enriched over several months by adding glucose as a carbon source and KCN as the sole nitrogen source. Degradation experiments with the cultures under different conditions have shown a good success. Based on the identified bacteria, a quantitative polymerase chain reaction (qPCR) will be developed to monitor the degrading bacteria in the pilot phase of the project. After completing the laboratory investigations, a field application is planned. of contaminants and cultivate it in practical quantities, as well as to implement an optimized field application through pilot tests to determine the necessary and optimal conditions.

The project is funded by Kommunalkredit Public Consulting GmbH.

Comparing the sustainability of active and passive groundwater containment systems for the treatment of PFAS plumes

Marcello Carboni[1] & Gareth Leonard[2]
[1)] REGENESIS, Turin, Italy
[2)] REGENESIS, Bath, United Kingdom

Very large, highly dilute plumes of PFAS exist in groundwater worldwide. Groundwater extraction and filtration/destruction ('pump and treat') has been considered effective for partial hazard removal in the circumstance of gross contamination depletion in source areas for contaminants such as petroleum hydrocarbons. However physical removal of dilute contamination in the plume is ineffective due to low efficiency of removal and replenishment of aquifer contamination through ongoing desorption and back-diffusion. Therefore, the inability of pump and treat systems to 'flush clean' the aquifer means the approach is more correctly categorized as risk pathway mitigation. An alternative passive PFAS plume containment approach employs the *in situ* emplacement of Colloidal Activated Carbon (CAC) into PFAS-impacted groundwater to enhance PFAS retention and reduce mass flux. The PFAS in-flux is adsorbed by the CAC, providing a significant, long-term reduction in downgradient concentrations and mass discharge. Treatment through enhanced retention is designed to last decades and can be maintained through occasional re-application, or may be sufficient if application in the source area is also completed.

Using a real-world, full-scale application of a CAC injectable permeable reactive barrier (IPRB) on a PFAS impacted site, a comparison was made between this approach and an equivalent pump and treat system. This comprised cost, carbon footprint and a sustainability assessment for the CAC and an active containment system with two filtration approaches. The subject site comprised a commercial airport from which a PFAS plume was egressing the boundary and impacting offsite surface water. The 110m CAC IPRB was applied at the site boundary. A 'pump and treat' system was then designed that could provide an alternative groundwater treatment along the same length. A Life Cycle Cost Analysis (LCCA) was completed using net present value. Finally, a Tier 2 sustainability assessment was completed using Ramboll's SURE model.

The site conditions, IPRB installation and pump and treat designs are explained. A description of the LCA, LCCA and Tier 2 sustainability assessment approach and results are shown. A comparison will be discussed and conclusions drawn on the relative sustainability and environmental impact of each process.

Improved PFAS-soil-washing: Experiences on the large scale and future developments

Benjamin Faigle[1], Bernhard Volz[1] & Thomas Meyer[2]
[1)] Züblin Umwelttechnik GmbH, Stuttgart, Germany
[2)] Züblin Umwelttechnik GmbH, Nürnberg, Germany

Since 2022, Züblin Umwelttechnik GmbH has been operating a soil washing facility in northern Germany to clean PFAS-contaminated soils, treating over 180,000 tons each year. The facility effectively reduces PFAS levels in sandy soils, making them suitable for unrestricted refilling on the site. The process separates the soil into different fractions for specific treatments, ensuring comprehensive decontamination. While soil washing is generally effective, it may not be economically viable for all sites, and the required treatment steps and aggregates might differ. Preliminary technical scale tests are conducted to assess the feasibility and effectiveness of soil washing for different projects. Selected results from different soil-washing-tests are shown that describe potential of the treatment method and the limits of applicability.

Continuous optimization and further research can reduce costs and improve washing efficiency, particularly for fine soil fractions. On-site soil washing offers significant environmental and logistical benefits compared to off-site disposal. This method minimizes transportation needs and reduces the carbon footprint. Overall, soil washing is the most effective and sustainable method for dealing with PFAS-contaminated soils, with potential for further enhancements.

PFAS Leibnitzer Feld – Possibilities and Limits of Groundwater- and Transport Modeling

Richard Moderegger[1,2], Klaus Philipp Sedlazeck[1] & David Misch[3]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[2)] STRABAG Umwelttechnik GmbH, Düsseldorf, Germany
[3)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Energy Geosciences, Leoben, Austria

This contribution is an excerpt of a larger work dealing with the PFAS contamination in the pore aquifer Western Leibnitzer Feld, Styria, which most likely originates from the Styrian firefighting training site in Lebring - Sankt Margarethen. The focus lies on modeling the groundwater flow and PFAS transport in the affected area, using only already available datasets from public sources or preliminary site investigations.

An existing groundwater flow model of the area showed discrepancies between the calculated groundwater flow direction and the observed PFAS plume. Therefore, the existing groundwater flow model was evaluated with respect to identifying model parameters exhibiting the largest impact on the groundwater flow. Results show that especially leakage of the river Mur near Lebring as well as a possible anisotropy of hydraulic conductivity are heavily influencing the groundwater flow direction. After implementing geologically plausible adaptions, the match of groundwater flow direction and PFAS transport can be significantly improved resulting in only a slight increase in model error regarding hydraulic heads.

Following that, the chemical fingerprint of the contamination was investigated. The substances PFOS, PFHxS, PFPeA and PFHxA can be classified as main contaminants. The reactive transport of the main contaminants was coupled to the groundwater flow and modeled for varying adsorption coefficients. The results allow the estimation of adsorption coefficients for the investigated site ranging from about 2 kg/l for PFOS and PFHxS to about 8 kg/l for PFPeA and PFHxA. While these values fit relatively well with literature values for PFOS and PFHxS, an overestimation can be seen for PFPeA and PFHxA. This might be due to the release of PFPeA and PFHxA having started later than the release of PFOS and PFHxS, which likely began when the site was opened 50 years ago. Furthermore, the contaminant transport model qualitatively fits well with the observed PFAS distribution. From the results of this work, suggestions can be deducted on parameters of interest for further site investigations and modeling intentions.

Recycling of aluminium-containing residues from an old landfill as per example of N6

Johannes Czeczil
BALSA Bundesaltlastensanierungsgesellschaft m.b.H., Vienna, Austria

The major waste is depleted aluminium dross. Dross from all over Europe had been mechanically/physically processed (crushing, grinding, screening) in the 1980s to recover metallic aluminium. The remaining filter dust as well as the particles < 3 mm were dumped (about 680,000 tons) – lots too near to one of the largest drinking water reservoirs in CEE.
Consequently, all the waste (680,000 tons of hazardous waste plus 310,000 tons non-hazardous contaminated soils) has to be removed. Aluminium dross residues have a high reactivity (hydrogen, methane and ammonia are formed by reaction with water) – thus, this waste fulfils the hazard criterion HP3 "flammable".

Average composition of the 680,000 tons of dross-residues:

- Al(met) 10%
- Al in other chemical compounds 20% (Al_2O_3, AlC_3, AlN, $AlCl_3$)
- Salts 7%
- Cd, Cu, Pb, Sb, Zn

These chemical contents complicate the targeted highest recovery ratio – and often even block landfilling without stabilization.
The aim and purpose of the treatment is to recover Al(met) and a max of minerals and to reduce the reactivity of the rest. Utilizing the secondary materials instead of fresh raw materials saves about 11 tons of CO_2-equivalents per ton of Al(met).
The core of the on-site mech./phys./chem. process is a brand-new type of eddy current technology (“system Exner”) with highest efficiency in fine-grain metal recovery. Thus, Al(met) in the grain range of 0.5 to 4 mm is reclaimed nearly completely. By separating the Al(met), the reactivity of the remaining mineral fraction is massively reduced and, in consequence, most of this fraction can be used e.g. as substitute for bauxite in clinker process for cement production.

Main fields/equipment:

- Housing of the exploitation area to avoid emissions and humidity in material
- Protective screening
- Crusher/Pre-Screen/Grinding drum/Fractioning
- Demetallization/Al-recovery
- Conditioning
- Temporary storage/waste assessment

Contaminated Site N94 “Hirschwanger Accumulatorenfabrik”

Heimo Zimmermann[1]
[1)] UVP Environmental Management and Engineering GmbH, Vienna, Austria

The AFA - Akkumulatoren Aktiengesellschaft, which operated in Hirschwang an der Rax from 1898 to 1924, produced batteries for trains, buses and submarines of the k.& k.-Army. In the course of investigations in 2020 and 2021, high levels of lead and polycyclic aromatic hydrocarbons, as well as subordinate antimony and cadmium, were detected on the site. High levels of lead were also detected in vegetable samples taken from contaminated gardens. An exposure assessment and risk analysis revealed the possibility of increased uptake of pollutants by infants playing in contaminated areas and by the consumption of vegetables from lead-contaminated beds. In accordance with the criteria for priority classification, the site was designated as a contaminated site with priority class 1, and in order to ensure sustainable remediation or removal from the register of contaminated sites, the site will be fully remediated in 2024/25 down to the quality of construction waste.

State of the art of waste disposal in landfills in Germany and its contribution to climate protection in preparation for the work on a BAT reference document on landfills

Marco Ritzkowski[1], Bastian Beythien[1], Kai-Uwe Heyer[2] & Philipp Benkus[2]
[1)] HiiCCE Hamburg Institute for Innovation, Climate Protection and Circular Economy GmbH, Hamburg, Germany
[2)] IFAS Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft, Prof. R. Stegmann und Partner, Hamburg, Germany

The Industrial Emissions Directive (IED) forms the EU-wide basis for the authorization of particularly environmentally relevant industries. It is based on the guiding principle of sustainable production and on the concept of best available techniques (BAT). In Germany, this corresponds to the concept of the state of the art.

Even though landfills fall within the scope of the IED, there is no BAT reference document for them. Instead, compliance with the technical requirements of the Landfill Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 was sufficient. In the IED it is proposed to delete Article 1(2) of the Landfill Directive. This means that the state of the art in the area of landfills can/should be regulated in future via a BREF in order to minimize environmental impacts in connection with landfill operation, such as the release of climate-relevant methane emissions.

Against this background, the Federal Environment Agency's ReFoPlan project aims to systematically record and document the state of the art of waste disposal in landfills in order to prepare the development of a landfill BAT reference document. The aim is to describe technical and organizational measures to reduce or prevent emissions and to determine practical factors for calculating the gas formation potential of landfills.

The preparation of the BREF also requires the provision of extensive data, so that an inventory of landfills in inventory of landfills in Germany is one of the main tasks of the research project.

The presentation will discuss the framework conditions for the preparation of the BREF on landfills at EU level ("Seville Process") and the preparatory work in the ReFoPlan project, which will be carried out from 2022 to 2025. The results of the inventory of landfills in Germany, differentiated according to the operating and decommissioning phase and according to landfill classes I - IV. The determination of the state of the art for landfills is determined in particular with regard to the aspects of groundwater protection, climate protection and monitoring and controls. These three aspects are supplemented by the pre-treatment of the waste to be deposited in order to sustainably reduce of the emission potential.

Survey investigation of a surface sealing system consisting of geosynthetic clay liner and geocomposite drain 24 years after construction

Stefan Niewerth[1], Bernd Märtner[2] & Herbert Lassnig[3]
[1)] HUESKER Synthetic GmbH, Engineering Department, Gescher, Germany
[2)] M&S Umweltservice, Managing Director, Plauen, Germany
[3)] HUESKER Synthetic GmbH, Sales Management Austria, Weitensfeld, Austria

The Ansprung landfill is a class II municipal waste landfill (analogous to residual waste landfill according to DVO). It is located in the Saxon district town of Marienberg in the Erzgebirge district. The landfill was operated as a domestic waste landfill from around 1970 to 1993 and covers an area of approx. 1.4 ha. The volume deposited here is approx. 30,000 m³. In 1999, a cover sealing system consisting of a geosynthetic clay liner (GCL) and an overlying geocomposite drain (GCD) was installed in the course of closing the landfill. The GCL is a stitched, heavy calcium clay liner with a 10 kg/m² bentonite weight, which has been used as an alternative sealing system according to DVO in Austria for many years. The aim of the survey investigation is to assess the effectiveness of the cover sealing system after 24 years in the field. A special feature is that the sealing system has already been excavated and sampled several times in the past. This allows a long-term evaluation of possible system changes. The excavation of the sealing system, consisting of a 1.5 m thick recultivation layer (incl. protective layer for the GCD), the geocomposite drain and the heavy calcium GCL, shows that even after 24 years in the field, the system has extremely satisfactory properties in terms of soil functions, water drainage and permeability. Even if the current test results show a slightly higher permittivity than in 2011, the requirements for the hydraulic conductivity in accordance with the German Landfill Ordinance (DepV) and the Austrian Landfill Ordinance (DVO) are met on the safe side. Compared to the DVO requirements for a residual waste landfill with a 0.6 m mineral clay layer with $k_f \leq 1 \cdot 10^{-9}$ m/s, the required permittivity is met by around three times the permeability level. One of the key findings of the sampling is that the assumption of a contributing factor of 1.5 as a result of cation exchange for Ca-bentonite appears to be correct. The stability has even improved compared to the assumptions made during planning and sampling in 2011. The stability of the cover sealing system is proven to be on the safe side with the results of the shear tests for all relevant interfaces.

Landfill Post-Utilization for Photovoltaic(PV)-Power-Generation on the Example of the Leoben Seegraben Landfill

Arne Ragossnig[1], Günter Wind[2], Gernot Kreindl[3] & Herwig Ragossnig[4]
[1)] RM Umweltkonsulenten ZT GmbH, Managing Partner, Vienna, Austria
[2)] Dr. Günter Wind, Engineering Office for Physics & Electrical Engineering, Eisenstadt, Austria
[3)] Municipality of Leoben, Head of Waste, Waste Water & Environmental Management, Leoben, Austria
[4)] Carbon Turnaround e.U., Managing Partner, Weitensfeld, Austria

Renewable energies - especially photovoltaics - are becoming increasingly important in our energy mix. In that context, there is a lot of discussion regarding the use of open spaces for that purpose as there is also a need for other kinds of uses. Landfills – especially after the use phase – provide a lot of opportunities to use the plots without competition for that land. However, there are other challenges that have to be overcome in the landfill context. These are related to landfill technology based requirements as well as restrictions or boundary conditions given by waste and landfill related legislation. This conference contribution specifically focuses on landfills that will not receive any more waste and such landfills that received waste with high organic content in the past. The latter requiring special focus as biogenic content in the landfilled waste asks for considerations regarding the water management and landfill gas emissions when a post utilization is to be implemented.

A major advantage of using landfill sites to install photovoltaic modules is that there is no competition for land. In addition, power generation allows for revenues from the landfill site in a phase when usually only costs are incurred in a landfill life-cycle. In case of energy-consumption related optimizations going beyond the mere landfill operation the power generated at the landfill site can potentially be stored and used as transport fuel or to cover power demand from other municipal entities even if not located directly at the landfill site.

Drawbacks of landfill sites for the use as photovoltaic powerplant are related to restrictions that result from landfill technology that is put in place to mitigate negative effects resulting from the decomposition of waste such as leachate and landfill gas. These installations - drainage pipes, liner, gas wells, … - need to be accessible and it must be guaranteed that they can be repaired when needed. In addition, the landfill cover cannot be punctuated for the installation of the PV-modules using deep foundations. The surface of the landfill might not be ideally suited regarding its exposition to the sun and also the surface might change over time due to settlements as a result of the decomposition of waste. From an energy engineering point of view the landfills site might require additional installations to be able to feed the power generated to the grid, this challenge, however, might be overcome by solutions including storage of power.

In the second part of this conference contribution these aspects are discussed and demonstrated in the context of a PV-power plant that is planned to be installed at the landfill Leoben Seegraben.

Sustainability of landfills and landfill sites: Balancing, evaluation and reduction of greenhouse gas emissions along the life cycle of a landfill

Jürgen Forsting[1] & Konstantin Meier[2]
[1]CDM Smith SE, senior consultant, Bochum, Germany
[2]CDM Smith SE, techn. projectleader, Bochum, Germany

As a niche topic in the 1970s/1980s, sustainability has now become a key concept globally as a principle for action. As a result of the Brundtland Commission report from 1987, "sustainability" then developed into a global keyword. The United Nations established this at international level back in the 1970s. The term sustainability was first used in German as early as the 18th century. In 2002, the first strategy for sustainable development (German Sustainability Strategy DNS) was developed in Germany. The first energy balances for the use of mineral and polymer materials in the production of landfill liners were carried out shortly afterwards.
In 2015, the 2030 Agenda with its 17 SDGs (Sustainable Development Goals) was developed as the basis for the German government's sustainability policy. The three equally important pillars of economically efficient, socially balanced and ecologically compatible development form the basic principle of sustainability.
When using the term sustainability, it should not be forgotten that the term resource-conserving is more appropriate in today's world. Recent climate research reports have shown that since the "emergence of the sustainability paradigm in the 1980s, the problems (have) tended to worsen. The discourse of sustainability should be understood as part of the general processes of destruction. The concept of sustainability gives economic growth a seal of quality that is not characterized by self-limitation but by permanent growth". For this very reason, it is urgently necessary to apply a high degree of practical elaboration when determining, balancing and evaluating sustainability aspects without losing sight of actual sustainability.
It is therefore all the more important to subject the topic of sustainability to a critical review and to subject the approach to determining balance sheets to a serious and comparable application (standardization).
Even now, the effects of construction measures on the global climate must be taken into account in planning and approval procedures within the framework of current legislation and assessed in terms of their appropriateness. This can be done with the help of so-called life cycle assessments for individual trades and entire buildings. In view of the national climate protection targets that have been set, such assessments are increasingly becoming an essential component of engineering services, especially with regard to the conservation of resources. Sustainability is increasingly being demanded in all areas of our society. However, the topic is very complex, and concrete implementation in all areas still needs to be worked out to a large extent.
This text is intended to help describe the first concrete approaches and point out the imprecision/inaccuracy of the balances. Standardized boundary conditions can be defined in further working groups and circles so that general comparative approaches to life cycle assessment can be used.

Landfill planning in constraint space: Determination of landfill requirements and site search in Switzerland

Daniel Locher[1], Nadine Schneider[1], Roksoliana Bilovus [1] & Christina Stadler[1]
[1)] Office for Waste, Water, Energy and Air, Waste Management Section, Canton Zurich, Switzerland

The Canton of Zurich aims to close material cycles, ensuring that waste is treated in a way that allows for material recovery whenever possible. However, waste treatment still produces residues containing pollutants that must not be reintroduced into the cycle. As a result, Zurich annually deposits 700,000 to 1,000,000 tons of waste in landfills. The existing landfill volume is scarce and steadily decreasing, prompting the "Gesamtschau Deponien" project from 2020 to 2023 to identify new landfill sites for inclusion in the cantonal planning process.

The goal is to use landfill space judiciously and maximize recycling rates through preparation and treatment facilities, aiming for a 30-50% reduction in landfill waste. A separate study assessed the recycling potential of materials currently deposited in landfills, recommending measures to increase recycling rates and reduce landfill volumes, while also estimating the associated costs.

To estimate future landfill volume needs, a forecast model with scenarios up to 2050 was developed. It incorporates measures to significantly reduce landfill inputs, such as increased recycling of demolition materials. Despite these efforts, adequate landfill space must be maintained for non-recyclable waste. With a planning horizon of 40 years, the model projects the following needs: one type B landfill per region, with 10 active sites providing sufficient volume for 40 years, and 2-3 type C/D/E landfills across the canton, requiring around 6.8 million m³ of volume. To ensure there is no overcapacity, new landfills can only be commissioned once existing ones are filled.

Approximately 400 sites in the canton Zurich were evaluated, with the most suitable identified for the cantonal planning. Evaluation criteria included exclusion and rating metrics, refined through stakeholder input, to ensure comprehensive assessment and prioritization. Ultimately, 23 new sites were selected, with three being extensions of existing sites and six linked to landfill mining projects. The recommended sites are detailed in location dossiers, available on a GIS layer for landfill sites.

Long-term field application of compost in methane oxidation windows and its methane oxidation capacity

Marlies Hrad[1] & Marion Huber-Humer[1]
[1)] BOKU University, Department Water, Atmosphere and Environment, Institute of Waste Management and Circularity, Vienna, Austria

Older municipal solid waste landfills are characterized by fluctuating gas quality and declining gas production, leading to an inefficient and intricate gas collection or flaring. As an alternative to the active extraction of lean landfill gas, passively loaded methane oxidation windows (biowindows) can be established to mitigate gas emissions. Biowindows, integrated into the existing landfill cover, consist of an adequate gas distribution layer overlain by humic-rich materials (such as mature compost) to support microbial methane oxidation. Due to their higher gas permeability compared to the remaining landfill cover, landfill gas is loaded passively to the biowindows. At an old municipal solid waste landfill site in Austria, two vertical gas wells were initially replaced by passively loaded biowindows in a pilot project in spring 2014. The biowindows consist of a 0.5 m thick gas distribution layer combined with a 1.4 m mature compost cover. Eight years later, the methane oxidation behaviour of the substrate was analysed by means of column tests in the laboratory. Compost samples were taken from different areas (hotspot – temporarily overloaded with landfill gas; 'undisturbed' area - adequate landfill gas supply) and depths of the windows. The results show that even the compost samples from the areas identified as hotspots still have a considerable methane oxidation capacity after homogenisation. This suggests that the compost retains its ability to effectively oxidise methane even after prolonged application in the field. Due to the heterogeneous development of the soil-physical parameters (e.g. more fine material in upper layers and hotspot area), mechanical processing and homogenisation of the compost on site is recommended to maintain the methane oxidation capacity.

Landfillmanagement and climate protection – the contribution of landfills to reducinggreenhouse gases

Ulrich Stock[1] & Roman Dinslage[2]
[1)] fmr. The Ministry of Agriculture, Environment and Climate Protection, Potsdam, Germany
[2)] intecus Gmbh, Potsdam, Germany

Landfill management can influence greenhouse gas emissions, among other things, by using landfill sites to build renewable landfill facilities and by capturing and recycling landfill gases generated by the organic decomposition of biological waste. The presentation quantifies the reduction potential that exists when implementing these measures. The legal and technical requirements for the construction of solar and wind energy systems are described and the current problems that stand in the way of the construction of these systems on landfills are identified. The existing solar energy systems in Brandenburg and wind energy systems on landfills in Germany and there avoiding potential are listed.

The amount of greenhouse gases generated by landfill gas formation is described as a model and in relation to existing landfills and placed in the context of the climate impact of waste management as a whole.

Geophysical characterization of an industrial landfill to quantify raw materials and detect possible leakages

Lukas Aigner[1] & Adrián Flores Orozco[1]
[1)] Research Unit Geophysics, Department of Geodesy and Geoinformation, Vienna, Austria

Geophysical electrical methods are standard tools to investigate landfills. However, those methods require galvanic contact between electrodes and the ground, impeding their application in landfills covered by a non-permeable liner that does not allow current injection. To overcome this limitation, we propose the use of transient electromagnetic (TEM) soundings as virtual boreholes, resolving for the vertical changes of electrical conductivity, to quantify variations in porosity, saturation, waste composition and fluid electrical conductivity. TEM soundings can be collected in a few minutes and permit us to explore large areas in a few hours. We present investigations in an industrial landfill (ca. 500 m x 200 m and 20 m deep) sealed by a non-permeable liner, where 100 soundings were collected in one day. Our results demonstrate the capability of the TEM method to efficiently delineate the landfill geometry, internal structure, waste composition and the geometry of the aquifer located ca. 20 m below the waste unit. Moreover, our results identified damage in the non-permeable liner below the landfill, which may act as a pathway for the migration of leachate.

Mobility and Immobilization of Heavy Metals in MSWI Bottom Ashes

Daniel Vollprecht[1], Simon Faul[1], Romy Wittum[1], Lena Putz[1] & Christian Strakos[2]
[1)] University of Augsburg, Institute for Materials Resource Management, Augsburg, Germany
[2)] bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Germany

The release of heavy metals represents a significant obstacle for the recycling of MSWI bottom ashes. While for steel slags leaching control mechanisms have already been identified and thermochemical treatment processes have been tested, there are merely approaches for conditioning of MSWI bottom ashes. Since in contrast to the metallurgical process, there is no homogenization in the molten state, for MSWI bottom ashes the mixing of the cold ash with additives directly before the leaching test is suggested. Therefore, the mineral fractions of selected MSWI plants were sampled and characterized for mineralogy and leachability. It was shown that copper occurs in metallic form and as cuprite, Cu_2O, barium as baryte, $BaSO_4$, and chromioum as chromite, $FeCr_2O_4$. The leachate analyses indicate that the release of chromium (<0.1 mg/kg DM) is significantly smaller than that of barium (1.5 to 3 mg/kg DM) and copper (1.7 to 7.1 mg/kg DM). This suggests that the solubility of chromite is lower than that of cuprite and baryte. In a second step pH-dependent leaching tests were conducted and hydrogeochemical modelling was used to reveal leaching control mechanisms. It was found that the release of zinc is mainly controled by the solubility of willemite, Zn_2SiO_4, that of nickel by the solubility of theophrastite, $Ni(OH)_2$ and that of copper by the solubility of tenorite, CuO, whereas in case of lead and chromium at first the primary mineral phases dissolve and the released heavy metals are subsquently adsorbed to iron hydroxides. These identified mineralogical-hydrogeochemical processes are the reason why the leachable concentrations of chromium copper and nickel at the natural pH are below the limit values for the application in road construction. Finally, the effect of mineral additives on the leachability was investigated. For this purpose, kaolin, the Ca-containing additive MinPlus® and potassium dihydrogen phosphate (KH_2PO_4) were mixed in a ratio of 5:95 with the bottom ash and the mixtures were subjected to a shaken leaching test according to DIN 19529 with subsequent ICP-OES analysis to study the contaminant release. It was shown that all additives decrease the leaching of copper by 19 to 36 %. Regarding the release of Ni, Sb and V the addition of KH_2PO_4 had a negative effect, which can be explained in case of Ni by a decrease of pH and in case of Sb and V by the fixation of Ca in phosphates, which is then not available any more for the formation of low soluble Ca antimonates and vanadates.

Use of optimized grain size fractions of municipal solid waste incineration bottom ash as aggregates and binder in concrete products

Iveta Vateva[1], Marcel Laabs[2], Bernhard Middendorf[2] & David Laner[1]
[1)] Research Center for Resource Management and Solid Waste, University of Kassel, Kassel, Germany
[2)] Department of Construction Materials and Construction Chemistry, University of Kassel, Kassel, Germany

Municipal solid waste incineration bottom ash (MSWI BA) is the main solid residue after waste incineration and accounts for around 20-30% of the input mass. Because of its chemical and physical properties, it can also be used in concrete products. Currently, in Germany MSWI BA is, however, mainly utilized as landfill construction material, as secondary filling material or directly disposed of in landfills. In this study, which is based on the research project HMV-Öko-Beton (funded by Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 36064/01), selected grain size fractions of MSWI BA were optimized by suitable processing steps for the use as aggregates as well as cement replacement in concrete paving stones. The paving stones made with MSWI BA were analyzed with regard to their mechanical properties and durability. Furthermore, the complete processing and recycling process was evaluated using life cycle assessment in order to quantify the environmental impacts and to determine the environmental benefits of the paving stones made with MSWI BA compared to conventional paving stones. By replacing the aggregates (2-8 mm) and partially the cement in concrete paving stones by processed MSWI BA fractions, around 60% of the investigated MSWI BA could be recycled into concrete products. Generally, the normative requirements (according to DIN EN 1338) for paving stones can be met by the MSWI BA paving stones, although with an increasing share of MSWI BA, values such as splitting tensile strength decrease. From an environmental point of view, the utilization of MSWI BA in concrete products is beneficial, because it could reduce the climate impact of produced concrete paving stones by 4% to ca. 12% (depending on the recipe) compared to conventional concrete paving stones. Apart from lower greenhouse gas emissions of the concrete products, the utilization of processed MSWI BA fractions as secondary aggregate and cement replacement also contributes to the conservation of natural resources (sand and gravel) as well as to the saving of landfill space.

Utilization possibilities for fluidized bed incineration bottom ash from municipal solid waste incineration

Julia Mühl[1], Simon Hofer[1] & Jakob Lederer[1]
[1)] TU Wien, Christian Doppler Laboratory for a recycling-based Circular Economy, Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering (ICEBE), Vienna, Austria

Worldwide, the majority of municipal solid waste incineration (MSWI) is based on grate incineration. Austria, however, covers a third of its MSWI capacity with fluidized bed incineration. This firing technology differs from grate incineration regarding its firing conditions but also regarding the amounts and properties of the solid residues remaining after the MSWI. After fluidized bed incineration of waste, coarse solid residues remain, which are referred to as fluidized bed incineration bottom ash (FB-IBA). These ashes mainly consist of metals, glass and other mineral material, such as ceramic, stones, bricks or concrete. As is the case with bottom ash from grate incineration, FB-IBA is processed to recover metals for recycling. But also, recovery of the mineral fraction and the glass is possible from the FB-IBAs. To assess the amounts and qualities of secondary raw material that can be recovered from FB-IBAs in Austria, the Christian Doppler Laboratory for a recycling-based Circular Economy at TU Wien conducted several experiments. Therefore, FB-IBAs and bottom ash from grate incineration were industrially treated at the bottom ash treatment plant of Brantner Österreich GmbH in different treatment runs. Output fractions of this treatment process were sampled and analyzed, focusing on contents of aluminum, ferrous metals and glass. All over, it was determined that FB-IBAs tend to contain higher amounts of aluminum, which can be traced back to a lower firing temperature and duration in fluidized bed incineration compared to grate incineration. Generally, scrap qualities are higher in the FB-IBA, as less mineral coating occurs. Regarding the mineral fraction from FB-IBA, environmental threshold values for road construction and concrete production in Austria can generally be met after an aging period of three months. Heavy metal contents tend to be lower in the mineral fraction from FB-IBA than from grate incineration. Only sulfate contents are potentially problematic, as they rise during the aging period. First experiments in concrete production with FB-IBAs showed promising results, if the content of aluminum can be held low in the FB-IBA. One of the most striking differences between bottom ashes from grate and FB-IBAs is the content and quality of glass. Glass is the major single component of the FB-IBA and can technically be recovered from the FB-IBA, also on an industrial scale. However, the content of extraneous material, such as metals, ceramic, stones or building material, in glass fractions from FB-IBAs are too high for direct recycling in the packaging glass industry. Ongoing research in the Christian Doppler Laboratory investigates necessary purification steps to lower the content of extraneous material to allow for recycling of the glass and thereby close material loops. In general, from the research experiments conducted so far, it can be said that FB-IBAs show clear advantages regarding their recyclability when compared to grate bottom ashes. More recoverable metals, the possibility to recover glass and lower contamination of scrap and the mineral fraction from FB-IBAs compared to the grate bottom ashes can be beneficial. Nevertheless, downsides of the fluidized bed incineration have to be considered and further research is essential to secure potential recycling paths of the different components of FB-IBAs.

Waste Management in a European Country of 6,000 islands and Islets

Evangelos Gidarakos & Maria Aivalioti
Technical University of Crete, School of Chemical and Environmental Engineering, Chania, Greece

Every year around 2.2 billion tonnes of waste are generated in the EU. More than a quarter of it (27%) is municipal waste. To reduce waste and its impact on the environment, the EU has adopted ambitious targets on recycling and landfill, promoting a shift towards a more sustainable model known as the circular economy.

However, waste management practices vary between EU countries, leading to important differences in the fulfillment of the targets set. For example, landfill rate of waste is recorded to be less than 10% in countries like Denmark, Belgium and Germany and more than 70% in countries like Malta, Bulgaria and Estonia. The factors leading to these deviations are of course several (e.g lack of funds and infrastructure, climate, limited space, important seasonal variation of population, high transport cost, etc.), so one must look into each country in depth, in order to find and promote solutions or at least amendments.

In the case of Greece, where landfill rate of waste is around 60%, it is easy to realize that geomorphology and tourism are among the determining factors of its waste management practices' adoption and performance; but to what degree?

Greece covers a total area of ~132.000 km^2, out of which ~15 % is islands, In 2011, its population was a little less than 11 millions. Around 35 % of this population is situated on the region of Attiki, where Athens (capital) is situated, while ~12,5% is situated on the islands. At the same time, more than 30 million tourists arrive in Greece each year, mostly during summer, the majority of which visit at least one island.

How can waste be managed on these islands? The space available for MSW management facilities is extremely limited due to several restrictions (archaeological sites, ecosystems, national parks, morphology, etc.) or just to valuable for touristic explotration. Moreover, multiple and smaller infrastructures in every island, result in increased investment and operating cost per tonne of MSW available in any treatment (mixed, bio-waste). On the other hand, there is also great difficulty in transporting waste or even recovered recyclables from the islands and always at a very high cost.

It is clear that proper waste management alone is already too difficult to achieve. How and to what extend can circular economy be applied? A combination of different approaches is necessary, after an extremely detailed study of each island and its prevailing conditions. Circular economy concepts could be partially included, but only after a lot of effort.

Use what's left? Yes, please! – Evaluation of the energetic potential of the residuals from Uganda's composting plants

Sara Neuburg[1], Francis Okori[1,2], Richard David Lee[1], Therese Schwarzböck[1] & Helmut Rechberger[1]
[1)] Institute of Water Quality and Resource Management, TU Wien, Vienna, Austria
[2)] Department of Agricultural and Biosystems Engineering, Makerere University, Kampala, Uganda

Utilizing refuse-derived fuels (RDF) in the cement industry can not only help to reduce the greenhouse gas emissions of the production process but can also lead to economic benefits. In the framework of the UN Clean Development Mechanism 12 composting plants were built in different municipalities in Uganda. Due to poor source separation, a considerable amount of non-compostable materials end up in these plants and are currently dumped into the plants' surroundings or landfilled. With the goal to decrease pollution in the surrounding environment of the plants and to decrease the cement industry's CO_2 emissions, the suitability of the non-compostable materials from two of these plants as potential RDF for the cement industry in Uganda was investigated.

The sieve rejects, containing mainly non-compostable materials, of two of these composting plants were sampled. The samples were sorted into the 15 main fractions Plastics, Textiles, Hair, Glass, Organics, Composites, Hazardous/Medical, Liquids, Rubber, Paper/Cardboard, Batteries, Electronics, Wood, Metals and Others (incl. stones). The Plastics fraction was further sorted into the sub-fractions Kaveera, Foils, PVC, PET, Hard plastics, Foamed plastics and Other plastics. The heavy metal and chlorine contents as well as the lower heating value of the samples were investigated. The heavy metal contents were measured using an XRF handheld spectrometer, if the content was above a set threshold, the samples were further investigated using ICP-EOS. For the mercury contents, mixed samples were measured using a mercury analyser. The lower heating values were calculated according to the material fractions of the samples. The chlorine contents were calculated using the molar masses for the PVC fraction and the PVC shares in the plastics sub-fraction Other plastics as well as the Cl contents measured via XRF.

The share of recyclables is 21% for Plant 1 and 53% for Plant 2. The high calorific fractions make up 21% and 22%, respectively. The results show that the heavy metal concentrations, except for Cd concentrations of Plant 2, are below the limits for refuse-derived fuels according to the Austrian Directive on Waste Incineration. The mercury concentrations of the samples meet the requirements of refuse-derived fuels class 1 according to ISO 21640. For Plant 1 the calculated heating value is 11 MJ/kg, for Plant 2 12 MJ/kg, making them suitable for the utilisation in the secondary firing system. The chlorine contents are 1% for Plant 1 and 3% for Plant 2.

The Allegory of Stupidity and Waste

Torben Kraffczyk[1]
[1)] Meinhardt Group, Hofheim am Taunus, Germany

The paper on the allegory of stupidity and waste is a more or less daring view on tomorrow's capabilities in global waste management. A society facing seemingly unresolvable ecological challenges seems to be immune to its own overconsumption. Although having innovative and groundbreaking (recycling)technologies to our hands we do understand to ignore their potential, or simply not understand it at all. Therefore, an interrogative pronoun is being raised towards these following few lines on a waste management paradox: why? Instead of arguing with highly sophisticated case studies and socio-cultural research, this work focuses more on a dull approach to answer the previous question.

One DPP to rule them all? Proposing custom DPP designs that meet waste treatment and product specific requirements

Eduard Wagner[1], Theresa Aigner[1], Mario Osterwalder[2], Diana Baumgärtel[2] & Anna-Lena Hofmann[3]
[1)] Fraunhofer IZM, Berlin, Germany
[2)] Circular Fashion, Berlin, Germany
[3)] CONTIQ Rechtsanwälte, Germany

The ESPR highlights the importance of DPPs for promoting information transparency and product circularity, significantly enhancing recycling processes (European Commission 2021). DPPs offer detailed information on hazardous or valuable materials and components. However, the technical design of DPPs needs to address specific requirements. Product granularity, which can be at batch, model, or item level, is crucial. Batch level simplifies large quantity management, model level provides detailed type information, and item level offers precise data for high-value products (Smith et al. 2020). Studies show detailed granularity can improve recycling efficiency by up to 30% (Johnson et al. 2022). The data carrier choice is also crucial. QR codes are cost-effective but prone to damage, while RFID chips are robust but expensive (Müller & Schneider 2019). Choosing the appropriate data carrier depends on the product group, with RFID improving traceability by 40%.

Method: This study uses a qualitative approach, combining semi-structured interviews, workshops, and expert discussions. Interviews with professionals from waste management, product development, sustainability, and policy provided detailed insights. Workshops involved interdisciplinary participants discussing various scenarios and models for DPPs, identifying key parameters for product granularity and evaluating different data carriers. Expert discussions validated the findings from interviews and workshops, focusing on practical implications and feasibility.

Evaluation Approach: Attributes such as size, price, and material complexity determine the DPP attributes of data carrier, hierarchy, and granularity for each product group. Size categories include small (e.g., smartphones), medium (e.g., computers), and large (e.g., refrigerators). Price categories range from low (under €100) to high (over €500), and material complexity ranges from low to high.

Technical Specifications Derivation:
Data Carrier: Choice depends on product size and complexity. RFID is used for small to medium or high-complexity items for easier tracking, while QR codes suit larger, less complex items.
Hierarchy: Decides whether the entire product (product level) or its key components (component level) are identified. Detailed component-level identification can improve recycling but requires more effort.
Granularity: Determines the detail level of tracking. Individual item tracking (item level) is suitable for high-value products, while variant tracking is sufficient for low-value items.
Conclusion: The analysis based on size, material complexity, and product value led to logical assignments of data carriers, hierarchy, and granularity. High-resolution tracking with RFID, component level, and individual items is often beneficial. Textiles pose more challenges than electronics due to greater variability within product groups and condition-based resale value. Limitations include variability within product groups and qualitative expert evaluations. Practical barriers include potential damage to RFID tags in certain environments and the resource-intensive nature of component-level tracking. A balanced approach considering cost, implementation effort, and efficiency is recommended for practical and effective DPP design.

Digital product passports as enablers for improved end-of-life handling of automotive parts – the case of the turbocharger

Martin Popowicz[1], Antonia Pohlmann[1], Josef-Peter Schöggl[1] & Rupert J. Baumgartner[1]
[1)] Christian Doppler Laboratory for Sustainable Product Management enabling a Circular Economy, Department of Environmental Systems Sciences, University of Graz, Graz, Austria

Digital Product Passports (DPPs) have gained attention as policy tools to increase transparency along supply chains and, depending on the information they contain, could also support the transition to a circular economy. The main focus so far has been on battery passports, which will be mandatory in the EU from 2027 for batteries of electric vehicles (EVs), light means of transport, and industrial batteries with a capacity of at least 2 kilowatt hours. In contrast, this study focuses on the turbocharger as a simpler automotive part and focuses especially on the end-of-life (EoL) phase as a crucial element of a circular economy. Two expert workshops were held to identify what information could be included in DPPs for turbochargers to support stakeholders and facilitate EoL processes. The results include a list of data points (such as separation instructions) that are relevant for different EoL actors and a detailed description of what information would be beneficial at each step of the refurbishment and recycling processes (e.g., typical damages for the assessment of end-of-life turbochargers).

Potential for the circular economy: digital product passports for optimized metal recycling

Felix Strohmeier[1] & Alexia Tischberger-Aldrian[2]
[1)] Salzburg Research Forschungsgesellschaft mbH, Intelligent Connectivity, Salzburg, Austria
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

This contribution describes ways of integrating digital technologies into the circular economy in the context of metal recycling. It highlights the benefits of a Digital Product Passport (DPP), which can increase resource efficiency in the product life cycle by providing detailed product information. "Smart waste", waste enriched with information, optimizes recycling processes through the use of digital technologies such as IoT and AI. Key technologies for digital twins in Industry 4.0, such as the Asset Administration Shell (AAS), enable high data quality and availability to improve recycling processes, e.g. through improved pre-sorting and more targeted dismantling of components. The article emphasizes the importance of digitalization for the circular economy and calls for standardized information models and interoperable systems in order to fully exploit the potential of digitalization and make material cycles more efficient.

Mineral Wool Waste – From on-site Analysis to Recycling

Theresa Sattler[1,2], Jonathan Krobatschek[2], Klaus Philipp Sedlazeck[2] & Roland Pomberger[2]

[1]) Rohrdorfer Umwelttechnik GmbH, Zero Waste Lab, Langenzersdorf, Austria

[2]) Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Mineral wool waste has become increasingly challenging to manage within the Austrian waste management system. At present, the only available option for mineral wool waste of unknown origin is landfilling, as there are no existing recycling options. The presence of respirable fibers represents a potential health risk associated with this waste, but also the landfilling of mineral wool waste leads to technical difficulties due to the material's large volume and low bulk density. Considering these challenges, research activities have recently intensified with the objective of identifying possible recycling options, enabling the creation of closed loop solutions. As it is of critical importance that glass wool and stone wool are separated regarding most future recycling routes, the mixed mineral wool waste must be segregated at the point of collection prior to any potential future recycling process. This article presents the results of an on-site investigation of mineral wool waste carried out by manual sorting and analyses using handheld X-ray fluorescence (XRF) as well as mobile laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS). It also provides an overview of the research activities conducted in the area of mineral wool waste recycling over recent years.

Influence of mineral wool waste quality on its valorisation as binder component through thermochemical treatment in Austria

Klaus Doschek-Held[1], Anna Krammer[1], Franz Lobner[1], Sarah Steiner[2] & Florian Roman Steindl[2,3]

[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria
[2)] Graz University of Technology, Institute of Technology and Testing of Building Materials, Graz, Austria
[3)] Graz University of Technology, Institute of Applied Geosciences, Graz, Austria

Artificial mineral fibres, such as glass and stone wool, are commonly used as insulation materials in construction projects and accumulate as mineral wool waste during the construction and demolition phases. In accordance with the current Landfill Ordinance in Austria, these waste streams should be recycled from 2027 to advance sustainable construction and reduce environmental pollution.

The present article addresses the chemical composition of Austrian mineral wool waste and its influence on thermochemical treatment. The general objective of the treatment is to generate a slag fraction comparable to ground granulated blast furnace slag, which is intended for use as an alternative binder component in the cement industry.

Initially, a database of glass and stone wool waste was created through a literature search. This database was then used to evaluate the influence of chemical and physical material properties on the process conditions of thermochemical treatment. For this purpose, dynamic viscosity was chosen as a significant parameter highly correlated with the chemical composition and temperature. This property is critical to the economics and technical feasibility of the utilisation approach.

The present results demonstrate that the process conditions can be influenced by the targeted adjustment of the chemical composition, particularly the calcium oxide content. The calcium oxide content, therefore, plays a significant role as a control variable for the optimisation, further development and design of the overall process.

Thermochemical-treated mineral wool and steel slag wastes as novel Supplementary Cementitious Material

Sarah Steiner[1], Florian Steindl[1,2], Clemens Bendler[1], Katharina Weisser[2], Klaus Doschek-Held[3], Anna Krammer[3], Klaus Philipp Sedlazeck, Florian Mittermayr[1,5] & Joachim Juhart[1]

[1)] Graz University of Technology, Institute of Technology and Testing of Construction Materials, Graz, Austria
[2)] Graz University of Technology, Institute of Applied Geosciences, Graz, Austria
[3)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria
[4)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[5)] Universität Innsbruck, Unit of Material Technology, Innsbruck, Austria

Cement production generates about 7% of global CO_2 emissions. In order to reduce those environmental impacts, cement is often replaced by industrial by-products such as blast furnace slag. However, the availability of such Supplementary Cementitious Material (SCM) will be strongly limited in future due to climate-related changes in steel production. Consequently, there is a need to develop other mineral residues and by-products for use as SCM. In this study, various residual material fractions from the steel industry and mineral wool were investigated to determine whether they could be used as hydraulic binders through thermochemical conversion. The results show that a high amount of amorphous content and an optimized chemical composition (high proportion of CaO, SiO_2, Al_2O_3 and MgO, high (CaO+MgO)/SiO_2 ratios (>1.0)) are the most decisive factors for achieving high hydraulic reactivity. Thermochemical treatment, including the addition of corrective materials to optimize the chemical composition and subsequent wet granulation, could achieve these parameters. Moreover, the hydraulic reactivity determined by the R3 test, the influence on cement hydration and the activity index of the slags produced by thermochemical treatment is comparable with conventional granulated blast furnace slag. In contrast, the untreated steel slags were only insufficiently suitable as SCMs according to the results of the activity index and the released hydration heat (R3 test). Nevertheless, further research is needed to establish the use of recycled steel slag and mineral wool wastes. The ongoing research project „BitKOIN“is conducting large-scale investigations into the production of thermochemically treated residual materials containing mineral wool wastes, followed by investigating the strength development and durability of concrete made from cement with thermochemical treated wastes. The results presented and planned investigations are intended to take a further step towards a low-CO_2 and energy-efficient circular economy for building materials.

Avoiding food losses and waste in primary agricultural production through professional gleaning and social transfer

Daniel Orth[1], Kevin Kaltenbrunner[1] & Christian Pladerer[1]
[1)] Österreichisches Ökologie-Institut, Vienna, Austria

Global food losses and waste in primary production are significantly higher than previously assumed, with losses in the harvest and post-harvest phase accounting for more than a third of all food waste worldwide (Parfitt, Croker, & Brockhaus, 2021). For fruit and vegetables, losses in this stage of the life cycle are particularly high compared to other foods (Ibid.). According to a study by the University of Natural Resources and Life Sciences, around 167,000 tons of (selected) fruit and vegetables are lost in Austria every year (Scherhaufer, Hrad, & Obersteiner, 2016).

In the Gleaning 2.0 project, the Austrian Institute of Ecology, together with the Arbeiter-Samariter-Bund Österreich Landesverband Wien, established cooperations with agricultural businesses to glean edible but non-marketable or difficult-to-market food. The Samariterbund Wien, as a social institution, collected and distributed the goods from the farmers to customers. Among other things, the goods were delivered to schools and cooked. A lasting cooperation between farms in the east of Austria and the Samariterbund were established. The aim of the project was to avoid food losses and waste in primary agricultural production in the greater Vienna, Lower Austria and Burgenland region by professionally gleaning, distributing and processing B-stock with schools. In addition, an assessment was to be made of the potential of the fruit and vegetables remaining in Austrian fields for social distribution.

The survey of the potential of post-harvest produce for social food distribution did not yield a representative result due to a low response rate. The information on edible fruit and vegetables remaining in the field ranged from 2 to 40 %. The only farm whose figures were based on a scientific survey stated that 20 % remained in the field. These figures depend heavily on the crops grown and the cultivation method. Even after the pilot phase, a longer-term cooperation between a farm and the Arbeiter-Samariter-Bund has been secured.

Survey and avoidance of food waste in school catering

Reinhold Ottner[1], Sandra Luck[1], Elisabeth Schmied[1] & Gudrun Obersteiner[1]
[1)] BOKU University, Institute of Waste Management and Circularity, Vienna, Austria

Food waste in schools is a major challenge as the resources used in growing, transporting, storing and preparing the food getting lost. In addition to the environmental impact, another problem is that schoolchildren do not consume the nutritional values intended for them. In collaboration with caterers, school authorities, parent representatives, school administrators and other stakeholders, a comprehensive data collection was carried out to understand the origin and composition of food waste. In addition, measures to reduce food waste were developed, implemented and monitored in several schools.

One-day surveys were carried out in 20 schools in which all food waste was collected and weighed separately according to where it was produced (leftover plates, leftovers, food not served) and nine different types of food (fish/meat, dairy products, vegetables, fruit, soups, side dishes, salad, desserts, other). A total of just under 1,100 kg of waste was sorted. The average loss rate was 42%. The loss rate was calculated as the quotient of the food disposed of and the food delivered/produced.

Based on these results, measures to reduce food waste were developed in collaboration with the schools and some of these were implemented in eight different schools. These measures included 'family tables' where food was served on the tables, posters about food waste and reducing the portion size of food components. Over a period of three weeks (one week baseline survey and two weeks measure implementation), food waste was collected separately in these schools (as well as in a further six control schools) and weighed daily; the "unserved food" and, in one school, the "leftover soup" were collected separately. After the three weeks, surveys were conducted in the schools with children, teachers and kitchen staff on their perception of the measures.

Due to the large differences in the loss rates between individual days, a measurable effect could only be determined for the "reduction in portion sizes" measures. However, the surveys revealed positive effects for the other measures implemented. Some examples of this are more time to eat, a more pleasant atmosphere in the dining room and children tasting more unfamiliar foods.

LOWINFOOD: Quantification of emission reduction through food waste prevention

Silvia Scherhaufer[1], Nadine Brunnhuber[1] & Gudrun Obersteiner[1]
[1)] Boku University, Institute of Waste Management and Circularity, Vienna, Austria

It is currently assumed that around one third of food produced for human consumption is wasted without being eaten. In the EU, 131 kg of food waste per inhabitant per year was last reported. The production of this food requires the use of resources such as fuel, land, water and raw materials, which are associated with economic and environmental impacts. Significant sources of emissions are agricultural processes such as fertiliser application and livestock farming, but the energy and resource consumption associated with processing, transport, cooling and storage activities also plays a significant role. If food is wasted or disposed of, the valuable resources and energy used to produce it are also wasted.

Food waste can be avoided through better planning, changes in consumer behaviour (e.g. timely consumption or preservation) or redistribution (e.g. distribution of surplus goods). If food is utilised more efficiently, this means that less food has to be produced overall to feed the same number of people. This reduced production results in savings in resources and emissions. As part of the EU LOWINFOOD project, a total of 15 demonstration projects to avoid food waste were monitored. The waste quantities were determined before and after the implementation of the measures and potential emission savings were quantified. The evaluation was carried out in an inter- and transdisciplinary approach. This conference paper presents two of the 15 demonstration projects that were implemented in Austria. The environmental impact is calculated using life cycle assessment (LCA) following the „Product Environmental Footprint“ method as recommended by the European Commission.

Results show that measures to reduce food waste, such as the redistribution and sale of surplus food (innovation "Unverschwendet") and better management of food in households (innovation "CozZo App") reduce greenhouse gas emissions, primarily by avoiding the production of new food. The efforts of the measure (use of IT, additional transport) are negligible in relation to the emission reductions achieved. With a total quantity of 360,000 kg of food saved in 2023 through the innovation "Unverschwendet", this would be a total savings potential of 159 tonnes of CO_2 equivalents (-0.43 kg CO_2 equivalents per kg of avoided food waste). With the innovation "CozZo App", where around 600 g of food waste per week can be avoided, around 54 kg of CO_2 equivalents can be saved per household per year (-1.76 kg CO_2 equivalents per kg of avoided food waste). The potential for reducing food waste is huge considering the fact that a large part of food waste is avoidable. The resulting emission savings can make a significant contribution to achieving climate targets.

Research project Erdbewegung: The path from excavated soil to earth building materials

Tudor Dobra[1] & Ute Muñoz-Czerny[1]
[1)] IBO - Austrian Institute for Building and Ecology GmbH, Vienna, Austria

The extraction, production and transport of construction materials are associated with significant energy and resource consumption and are therefore also among the most significant emitters of CO_2. The disposal of demolition and excavation waste is also associated with considerable environmental impacts. In Austria alone, around 44 million tonnes of excavated soil were generated in 2022, which corresponds to almost 60 % of the total volume of waste. A significant proportion of this material is landfilled and therefore lost in the value chain. Earth building materials are an interesting alternative to conventional building materials due to their regional availability, their low-energy demand during production as well as their high reusability and recyclability at end of life. The use of excavated soil as input material represents a particularly advantageous scenario from a circularity standpoint, as the material can ideally be extracted directly on site, processed and used as a building material in the same place. However, multiple unresolved aspects along the entire process chain exist, thus making implementation difficult in practice. From a legal perspective, the topic of end-of-waste status is of primary importance. Nowadays, it can only be achieved at the point of substitution which for the case of excavated soil and building materials produced from it usually represents the installation into the building. The possibility of achieving an end-of-waste status earlier in the process chain, would significantly simplify the use of excavated soil as a resource. In addition to waste legislation, there are also product-related obstacles, as there are no technical standards for earth building materials in Austria. From a technical standpoint, it is relevant to be aware that the composition of excavated soil varies from region to region. It is therefore necessary to characterise the material as a basis for further processing. The aim should be to establish a standardised testing system that can be carried out before excavation (in-situ). For the production of earth building materials from excavated soil, this also means that there must be a certain degree of flexibility in the processes and the infrastructure used for this in order to be able to the variable input material as well as the product properties required on the output side (depending on the area of application). The research project Erdbewegung aims to expand the use of earth building material through innovative approaches in various areas. This includes the fostering of an improved legal situation for earth building materials by, among other things, developing technical standards. Furthermore, the establishment of an online hub for excavated soil that can be used as a building material is foreseen. Another area is the adaptation of the methodology for assessing the environmental impact, in order to make the benefit of using building materials produced regionally more visible. The development of a prefabricated construction system made out of wood, renewable insulation materials and earth building materials is also planned. Finally, there is a goal of expanding training and education measures in the academic sector as well as for craftsmen. Additional research projects and initiatives are currently addressing related topics such as pollutant and radioactivity analyses as well as the development of a scheme to assess the suitability of excavated soil as a source for earth building materials and there are also corresponding developments at the regulatory level (excavation ordinance with the possibility of an end-of-waste status, technical standardisation of earth building materials in Austria, etc.). Overall, these developments provide a way forward for an increased use of earth building materials within the next years.

Low-CO_2-Content Eco-Brick

Frank Hlawatsch[1, 2], Harald Kurkowski[3], Wolfgang Eden[4], Zakaria Istanbuly[4] & Daniel Ufermann-Wallmeier[1, 5]
[1)] Institute for Materials Testing – MPA Bremen, Department of Leibniz-IWT, Bremen, Germany
[2)] Reseach Association for Recycling and Recyclable Materials in Construction, RWB, Bremen, Germany
[3)] Bimolab gGmbH, Soest, Germany
[4)] Reseach Association of the German Calcium Silicate Masonry Industry, Hannover, Germany
[5)] Institute for Building-Materials Technology, University of Applied Sciences Bremen, Bremen, Germany

Against the background of advancing climate change and in order to achieve the climate goal of Germany becoming climate neutral by 2045, it is important to conserve natural resources and reduce CO_2 emissions. In the practice-oriented research project "Low-CO_2-Eco-Calcium-Silicate-Masonry-Unit", both objectives are pursued at the same time by exploring the material's own hydrothermal hardening potential of mineral crushed sand from construction rubble processing for the production of wall-forming shaped stones with similar properties to Calcium Silicate Masonry Units. The focus is on crushed concrete sand (BBS). Due to their concept, these contain the components required for hydrothermal hardening:

- Reactive lime from the atmospheric hydration of the clinker phases and from recrystallization of the CSH phases during hydrothermal hardening
- Quartzitic sands of concrete and/or other mineral aggregates.

For the necessary expansion of the BBS investigations within the factory production control, an investigation method is presented to ensure hydrothermal reactivity.

The article presents test results from laboratory, pilot plant and factory tests, which show concrete crushed sand as an independently hydrothermally reactive, starting material that can be used to conserve natural resources and avoid CO_2 emissions.

GECCO$_2$: A new Christian Doppler laboratory for environmentally friendly waste-based construction materials

Florian R. Steindl[1,2], Bettina Ratz[3], Stefanie Radinger[1], Iris Zögl[1], Amr Hassan[1], Sara Raič[1], Ognjen Rudic[1,2], Klaus Doschek-Held[4], Klaus Philipp Sedlazeck[3], Florian Mittermayr[2,5] & Cyrill Vallazza-Grengg[1]

[1)] Graz University of Technology, Institute of Applied Geosciences, Graz, Austria
[2)] Graz University of Technology, Institute of Technology and Testing of Construction Materials, Graz, Austria
[3)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[4)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria
[5)] University of Innsbruck, Institute of Material Technology, Innsbruck, Austria

Waste-based geopolymer construction materials allow reducing the CO_2 emissions and resource usage caused by construction materials production, as well as lowering the amount of mineral wastes landfilled in Austria within the scope of a sustainable circular economy. To investigate this goal, a broad selection of Austrian waste and secondary raw materials (WSRM) was chemically and mineralogically characterised and subsequently their usability for the production of alkali-activated geopolymer pastes was analysed. The resulting waste-based geopolymer paste specimens exhibited adequate compressive strengths of 21 to 45 MPa after 7 days of reaction, at high WSRM contents of up to 60 wt-%. Leaching tests (liquid-solid ratio = 10:1) performed on crushed hardened geopolymer samples showed relatively low release of environmentally relevant elements, in most cases not significantly higher than the initial materials. This contribution demonstrates the possibilities offered by the usage of WSRM in innovative binder systems, supporting the establishment of a sustainable and trendsetting circular economy for construction materials.

ReSTex: Josef Ressel Centre for Recycling Strategies for Textiles

Christian B. Schimper[1], Birgit Herbinger[1], Judith Rudolf-Scholik[1], Agnes Grünfelder[1], David Lilek[1], Felice Quartinello[1], Jean Marie Egan[1], Georg Gübitz[2], Thomas Rosenau[3], Wolfgang Ipsmiller[4], Nika Depope[4] & Andreas Bartl[4]

[1)] University of Applied Sciences Wiener Neustadt, Josef Ressel Centre for Recovery Strategies for Textiles, Biotech Campus Tulln, Austria

[2)] University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Institute of Environmental Biotechnology, Department of Agrobiotechnology, IFA-Tulln, Austria

[3)] University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Institute of Chemistry of Renewable Resources, Tulln, Austria

[4)] TU Wien, Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering, Research Group for Particle Technology, Recycling Technology and Technology Assessment, Vienna, Austria

The Josef Ressel Center “ReSTex – Recovery Strategies for Textiles”, addresses one of the central issues on the way to more sustainable societies and bioeconomies: the recycling of textiles. The focus is on utilization of cellulosic textiles and the separation of cellulosic blends, such as cotton/polyester, the so-called “polycotton”. The Ressel Centre is funded by the Christian Doppler Research Association (CDG) and is located at the University of Applied Sciences Wiener Neustadt, Biotech Campus Tulln and will tackle the scientific challenges of the topic together with its scientific partners, two institutes at the University of Natural Resources (BOKU) and one at TU Wien, Vienna, and three partner companies: Salesianer Miettex GmbH, a textile rental company, provides clean and sorted starting material of known composition. Starlinger & Co Gesellschaft m.b.H. and EREMA Engineering Recycling Maschinen und Anlagen GmbH provide PET recycling machines and seek to optimize their processes for fibrous material and enlarge their portfolio to textile recycling machinery.

Two general recycling routes will be explored: first, cellulose hydrolysis by biotechnological methods converts cellulose to fermentable carbohydrates while purifying out the PET fraction from polycotton blends. Second, the selective dissolution of cellulosic blended textiles aims at separating the cotton and PET fractions in polymeric form without extensive degradation. Initial work phases address screening and characterization of the starting textile blends, as well as evaluation of requirements for recycling. A database of spectral analysis data will be established and processed by AI. Several pre-treatment methods and special cellulose solvents for separation of cotton-rich articles will be tested. Enzymatic hydrolysis of cotton involves mechanical pretreatment of cotton/PET blends, chemical activation procedures and evaluation of conditions for enzymatic action, as well as screening of commercially available enzyme formulations. Follow-up work optimizes the solvents/solvent systems towards improved selectivity, suitable conditions for minimal impact on polymer integrity in case of high cotton fractions. The cellulose residues in the PET fraction that negatively influence the extrusion process are dealt with by two different methods: elimination by selective dissolution and by stabilization of cellulose for the extrusion process. In later phases, process engineering will allow scale-up of the processes to pilot scale. All developments will be accompanied by economic and ecological considerations, including Life Cycle Analysis.

www.fhwn.ac.at/en/research/josef-ressel-centre-restex
www.cdg.ac.at/en/research-units/labor/recovery-strategies-for-textiles
www.linkedin.com/company/jrc-restex

Textile recycling: essential, but not enough!

Andreas Bartl, Wolfgang Ipsmiller & Sebastian Rosenbusch
TU Wien, Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering, Vienna, Austria

Fast Fashion is an extremely successful business model that brings clothing to market at increasingly cheaper prices and shorter delivery times. This enables people with low incomes to purchase fashionable and always up-to-date clothing. However, the production of Fast Fashion takes place without adhering to any social or environmental standards. The primary goal is to produce as cheaply and quickly as possible. The European Union is currently transitioning from a linear to a circular economic model, including in the textile sector. The primary focus is often on achieving a high recycling rate. However, this presentation demonstrates that recycling alone cannot be the solution. The growth in the textile sector is so substantial that even aiming at achieving very high (almost unattainable) recycling rates cannot reduce the demand for virgin raw materials. Moreover, the Fast Fashion business model exacerbates environmental degradation and social inequities. The rapid turnover and short lifespan of Fast Fashion items lead to increased waste and pollution. The intense production pressure often results in poor working conditions and inadequate wages for workers in the supply chain. It is evident that Fast Fashion and the circular economy are fundamentally incompatible. While recycling can mitigate some negative impacts, it cannot address the root cause: the relentless and unsustainable growth driven by the Fast Fashion business model. A comprehensive approach to sustainability in the textile industry must include measures to reduce consumption, enhance product durability, and ensure fair labor practices. Ultimately, the solution lies in transforming the fashion production and trade itself. This requires robust policy interventions, corporate accountability, and consumer awareness to shift towards more sustainable practices that prioritize long-term environmental and social well-being over short-term profits.

Circular economy challenges in the management of waste of textiles

Markus Meissner, Kevin Kaltenbrunner & Daniel Orth
pulswerk GmbH, Vienna, Austria

The article discusses challenges in the circular economy sector of textile waste management in Austria. It highlights the current legal changes on the EU level that will reshape the collection and treatment of textile waste, a significant stream in the circular economy. The paper presents data on collected textile waste. In the year 2021 the amount of waste of textiles was 236.204 tons. About 28% were already collected separately, mainly for the purpose of reuse. App. 92% of the waste is incinerated. An estimation for 2025 results in the expectation of 241,000 to 251,000 tons of waste, whereabout approx.118,000 to 128,000 tons could be collected separately. There is a lack of sorting and recycling capacities in Austria and the EU, and the export of textile waste for treatment abroad. The article suggests that to achieve a more sustainable and circular textile waste management, there is a need for technological development, increased sorting capacities, and legal framework definition to drive investment and project development. It also proposes that extended producer responsibility systems should be designed according to various strategic documents' requirements and that cooperation is key to circular economy principles. The EU Commission's proposal for amending the Waste Framework Directive is also discussed, aiming to enhance circularity and sustainability in textile waste management by expanding collection, sorting, reuse, and recycling capacities in the EU.

Challenges in the automated sorting of post-consumer textiles using standard NIR spectroscopy

Hana Stipanovic, Tanja Bäck, Hanna Kobald, Sophie Zirps & Alexia Tischberger-Aldrian
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Textile waste is one of the fastest growing waste streams in the world. The total consumption in Europe amounted to 6.6 million tons of textile products in 2020, which corresponds to an average of 15 kg per person per year. Approximately 5.8 million tons of textiles are discarded each year, resulting in 11.3 kg of waste per person. Recognizing the need for action, the European Commission has designated textiles as a "priority product for the circular economy," requiring member states to establish separate collection systems for textiles by 2025. Currently, most textile waste is either incinerated, landfilled, or exported to developing countries. To transition to a circular economy, the textile industry must increase recycling rates. Effective sorting is crucial in achieving high-quality recycling, but the current manual sorting process is time-consuming. Developing and enhancing existing sorting systems, such as near-infrared (NIR) spectroscopy, is key to addressing this issue. However, it is necessary to identify and overcome the remaining challenges before implementing further improvements.

The aim of this conference contribution is to present the identified challenges of standard NIR spectroscopy based on available literature and our own analysis, for which over 500 waste samples were analyzed. The main limitation of NIR spectroscopy is the limited penetration depth that can affect the identification of textiles, which is especially challenging in the identification of spectrally similar textiles (i.e., textiles made from natural fibers), fibers in small quantities and the quantification of textiles. All of the above factors can be additionally influenced by the thickness of the samples, moisture, various coatings and finishes, textile structure, mercerization process, color and ageing of the textiles. Furthermore, the presence of accessories in the textiles can affect their sorting and recycling. Ultimately, all of the above challenges can affect the desired sorting quality, which presents an additional challenge. The results presented will be the focus of future developments and improvements in automated textile sorting processes.

Evaluation of alkaline solid wastes for CO_2-sequestration via direct, aqueous carbonation: MSWI residues

Sarah Reiter[1], Florian Schinnerl[1] & Markus Lehner[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Process Technology and Industrial Environmental Protection, Leoben, Austria

The need for strategies to mitigate hard-to-abate emissions from sectors like waste incineration, has amplified the focus on carbon capture, utilization and storage (CCUS) technologies. A promising method for long-term CO_2-sequestration is mineral carbonation, a process based on natural silicate weathering. Carbonation involves the reaction between alkaline metals and carbon dioxide, resulting in the formation of insoluble carbonates, which represent the thermodynamically most stable derivative of CO_2.
Various industrial solid residues, including municipal solid waste incineration (MSWI) ash, steel slag, cement dust, and residues from the refractory industry are rich in CaO or MgO-bearing minerals, rendering them a suitable feedstock for carbonation. Mineral carbonation is therefore particularly promising for industries generating both, alkaline solid by-products and CO_2-containing flue gas, potentially allowing a mitigation in carbon dioxide emissions by repurposing waste streams.

Silicate weathering is characterized by its slow reaction kinetic, requiring process intensification for industrial application. The most prominent route is direct, aqueous carbonation, using water as a solvent for gaseous CO_2, yielding higher degrees of carbonation compared to alternative routes. To accelerate the reaction, elevated temperatures and pressures are necessary. Yet, achieving economic viability requires further optimization of operational parameters.

This study explores the CO_2 sequestration potential of two bottom slag and two bottom ash samples from an Austrian municipal solid waste incineration plant. Mild experimental conditions at ambient temperature and CO_2-partial pressures of 0.15 bar simulate the carbonation with flue gas, while intensified conditions aim at process optimization.

Both bottom slag samples, one fresh and one aged, demonstrate CO_2 storage potential. At intensified conditions a CO_2-uptake of 59 and 50 kilograms per ton of feed material is achieved, corresponding to 25 % of the maximum, theoretical uptake. Notably, the fresh slag sample achieves comparatively high carbonation levels even at ambient temperature. In contrast, the two bottom ash samples show insignificant CO_2-uptakes, rendering them as unsuitable for CO_2-sequestration, at least without further pretreatment. These findings highlight the storage potential for certain MSWI residues while emphasizing the need for further optimization.

Investigation of the Carbonation Potential of Industrial Waste via Direct Aqueous Carbonation

Florian Schinnerl[1], Sarah Reiter[1] & Markus Lehner[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Process Technology and Industrial Environmental Protection, Leoben, Austria

According to a report by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) the global temperature rise caused by human activities has reached approximately 1 °C above pre-industrial levels with an increase of 0.2 °C per decade. If global warming keeps climbing at this rate the 1.5 °C mark set by the Paris Agreement in 2015 will be reached between 2030 and 2052. To reduce the risks and impacts that climate change causes a path towards climate neutrality is essential. Mineral carbonation offers a promising solution in this regard. By converting CO_2 into stable carbonates through reaction with naturally occurring minerals, this process can provide long-term storage for greenhouse gases. Additionally, mineral carbonation can utilize industrial waste, making it a dual-purpose strategy for reducing emissions and managing waste.

The research investigated the carbonation efficiency of 11 different waste materials under uniform conditions of 180 °C and 20 bar total pressure, comparing them to untreated and thermally activated serpentinite. This study focused on secondary materials from refractory production, waste incineration, and the paper industry. Various analytical methods, including X-ray fluorescence, X-ray diffraction, scanning electron microscopy, Brunauer-Emmett-Teller analysis, and thermogravimetric analysis, were employed to determine the chemical and mineralogical composition of the materials both before and after the carbonation process.

Each material was subjected to reaction times of 6 and 10 hours in a 0.6 l stainless steel batch reactor. The results were compared to the theoretical CO_2 uptake, defined as the maximum carbon dioxide storage potential if all Ca, Fe, and Mg ions were converted to carbonates. The findings showed carbonation efficiencies ranging from 14 % to 65 % for the secondary materials, significantly higher than the 0.7 % to 14 % observed in the serpentinite samples. Refractory materials exhibited the highest uptakes due to their high metal oxide content while materials with higher SiO_2 content performed worse, likely due to passivation layer buildup during carbonation. These results highlight the potential of mineral carbonation using industrial waste materials as a viable method for CO_2 sequestration, contributing to climate change mitigation efforts.

Concrete in the circular building materials economy: potential waste recycler and CO_2 storage

Joachim Juhart[1], Sarah Steiner[1] & Florian Steindl[1,2]
[1)] Graz University of Technology, Institute of Technology and Testing of Construction Materials with TVFA, Graz, Austria
[2)] Graz University of Technology, Institute of Applied Geosciences, Graz, Austria

Concrete as a "conglomerate" has a potentially diverse composition into which processed waste or residual materials can be incorporated. They can serve as a substitute for aggregates and be included in the fine fraction, i.e. in the cement and the additives as "secondary cementitious materials" (SCM). However, this can have both positive and negative effects on concrete quality and environmental impact. The article shows the state of the art and the potential for the utilization of secondary raw materials in individual fractions of concrete. An increase in the proportion of recycled or industrially processed aggregates and new SCMs would in any case be technologically possible and desirable in terms of resource savings through the circular economy. It is important to ensure that the CO_2 emissions associated with cement and concrete production are reduced. This can be achieved primarily through the use of low-emission binders, performance-based concrete optimization and innovative CO_2-storing ingredients in the concrete.

The article describes the potential composition of a future vision of concrete. It mainly consists of recycled or industrially processed aggregates and materials that capture and permanently store CO_2 meaning “negative CO_2eq” in the life cycle of the construction material. It is also produced with low-emission binders, i.e. with multi-composite cements and new SCMs made from previously non-utilized mixtures of residual materials from the iron and steel industry (blast furnace slag, steelworks slag, electric furnace slag, etc.), various ashes and sewage sludge as well as mineral fibre waste, which have been processed by thermochemical conversion.

Assessing Climate Neutrality and Circularity in LCA – Methodology and Application in a Case Study

Gerfried Jungmeier[1], Michael Schwingshackl[2], Ladislaus Lang-Quantzendorff[1], Jarod Kelly[3] & Niklas Hill[4]
[1)] JOANNEUM RESEARCH, Austria
[2)] Graz University of Technology, Austria
[3)] ARGONNE, USA
[4)] Ricardo, UK

Climate neutrality and circularity are two main challenges and can only be addressed by the methodology of dynamic Life Cycle Assessment (LCA), where GHG emissions, resource demand and material recovery are calculated over the life time from construction, operation until the end of life management. A methodological framework to assess the climate neutrality potential and the circularity potential is developed and applied in a case study to compare trucks with different propulsion & fuel combinations. Based on the life cycle material flows the Material Circularity Index (MCI) is used to assess the circularity potential (0% - 100%) and the climate neutrality potential is based on the radiative forcing (W/m²) in 2100.

The indicators for the assessment in the LCA are

- Circularity Potential (CPO)
  - Based on Inventory Analysis: mass flows in and out of the considered systems
  - Material Circularity Index (MCI) based on mass flows over lifetime: 100% = circular (whereas: 0% = linear) [1]
  - Linear Flow Index of materials ($LFI_{material}$)
  - Utility Factor of product ($UF_{product}$t): Utility = lifetime * intensitiy of use
  - MCI = $LFI_{materials}$ * $UF_{product}$
- Climate Neutrality Potential (CNP)
  - Based on GHG emissions for the impact assessment
  - Physical measure is total top-of-atmosphere radiative forcing based on GHG emissions over lifetime: RF = 0 W/m²

The following conclusions and observations can be drawn:

- Climate Neutrality Potential and Circularity Potential describe additional environmental effects not covered yet in the different LCA assessment categories.
- The Climate Neutrality Potential measures the radiative forcing in W/m² on the top of the atmosphere in the year 2100. Thus, the timing of the GHG emissions during the lifetime of the system is relevant.
- The Circularity Potential is measured with the Material Circularity Index, which is between 0% (linear) and 100% (circular), which is mainly determined by the amount of primary material (incl. fossil fuels) and the non-recoverable waste.
- Systems using renewable energy have the potential to direct towards Climate Neutrality and Circularity.
- The assessment of circularity using MCI shows that material circularity is significantly determined by the amount and type of material used.
- The case study shows tat the amount of material for the renewable electricity power plants is significantly higher than the amount of material used in the truck.

NETZWERKEN MIT 270 PARTNERN

Der Cleantech-Cluster der oberösterreichischen Standortagentur Business Upper Austria ist die Plattform der Umwelttechnik- und Energietechnologie-Unternehmen in Oberösterreich. Wir bringen Lösungsanbieter und Lösungsanwender in der Umwelt- und Energietechnologie zusammen. In branchenübergreifenden nationalen und internationalen Wertschöpfungsnetzwerken entwickeln wir gemeinsam innovative Lösungen, um die Ressourceneffizienz zu steigern, Emissionen zu reduzieren und eine saubere Umwelt zu fördern.

Unsere Themenschwerpunkte

- Kreislaufwirtschaft
- Defossilisierung
- Nachhaltigkeitsmanagement
- Reinhaltung von Boden, Luft und Wasser

Unsere Leistungen

- Unterstützung und Begleitung von Cluster-Kooperationsprojekten von der Idee bis zur Umsetzung
- Vernetzung von Unternehmen, Forschungs- und Entwicklungseinrichtungen sowie Ausbildungsstätten
- Know-how-Transfer durch Qualifizierung
- Neutraler Boden für kooperative Zusammenarbeit bei freiem Wettbewerb
- Steigerung der Reichweite und Sichtbarkeit am Markt

www.cleantech-cluster.at

Sichern Sie sich mit uns den Informationsvorsprung, auf den es ankommt.

CTC CLEANTECH CLUSTER

business upper austria

DAS **MAGAZIN** FÜR DIE BRANCHE.



Trends, Analysen, Meinungen und Fakten zur Kreislaufwirtschaft!

Seit über 75 Jahren berichten wir unabhängig und aktuell über die wirtschaftlichen, politischen und technischen Entwicklungen in der Recycling- und Entsorgungswirtschaft. Mittlerweile auch mit einer App, die neben der digitalen Ausgabe des Magazins auch tagesaktuelle kostenlose Nachrichten beinhaltet.

Überzeugen Sie sich selbst und testen Sie das RECYCLING magazin!

QR Code scannen und in der App registrieren. Freischaltcode 000095 im Menü links oben eingeben. AUSGABE LESEN.

Autorenverzeichnis

A

Aberger Julian ... 579, 585
Adam Josef ... 207, 213
Aigner Lukas ... 711
Aigner Theresa ... 745
Aivalioti Maria ... 729
Allesch Astrid ... 279
Anagnostopoulos Iphigenia ... 603
Anbauer Andreas ... 429
Antrekowitsch Helmut ... 429
Archodoulak Vasiliki ... 305
Arnberger Astrid ... 437
Arnout Sander ... 337
Aschermayer Florian ... 305
Assmann Anna-Caroline ... 343
Atapin Alexander ... 321
Autischer Michael ... 571
Azizi Ferozan ... 417

B

Bachmann Konstantin ... 181
Back Jan ... 629
Bäck Tanja ... 93, 825
Bäcker Paul ... 541
Backes René ... 223
Bakry Rania ... 629
Bär Markus ... 171
Bartl Andreas ... 811, 815
Baumgärtel Diana ... 745
Baumgartner Rupert J. ... 751
Beckamp Sandra ... 285
Becker Anna ... 343
Beigl Peter ... 327
Bendler Clemens ... 775
Benkus Philipp ... 669
Benner Wladislaw ... 511
Berninger Burkhard ... 369
Beyert Jessica ... 637
Beythien Bastian ... 669
Bichler Lorenz ... 305
Bilovus Roksoliana ... 695
Binner Erwin ... 243
Blasenbauer Dominik ... 317
Bockreis Anke ... 229
Brandl Lukas ... 447
Brandt Bernd ... 291
Bräuer Gerhard ... 395
Bredács Márton ... 483

Brensberger Lena 579
Brümmer Thomas 257
Brüning Ralf 137
Brunnhuber Nadine 789
Bunge Rainer 73

C
Carboni Marcello 641
Chen Xiaozheng 487, 505
Christiani Joachim 285
Cwioro Tamara 477
Czeczil Johannes 657

D
Dargel Markus 535
Demschar Paul 213, 359
Depope Nika 811
Deprie Karen 223
Detter Katrin 291
Diethart Ivoneta 243
Dinslage Roman 705
do Carmo Precci Lopes Alice 511
Döberl Gernot 617
Dobra Tudor 795
Dorri Iman 159
Doschek-Held Klaus 333, 353, 443, 769, 775, 805
Dvorak Elena 207
Dworak Sabine 273, 279

E
Ebenauer Klaus 429
Ebenhofer Gerhard 559
Eden Wolfgang 799
Egan Jean Marie 811
Egarter Alexander 459
Emmerich Marvin 487, 505
Enengel Maximilian J. 463
Erdmann Ralf 541

F
Faigle Benjamin 647
Faul Andreas 321
Faul Simon 717
Fehn Thomas 369, 541
Fellner Johann 317
Feucht Florian 517
Feyerer Christoph 471
Fink Thomas 559
Fischer Jörg 379, 395, 477, 479
Flachberger Helmut 529
Flamme Sabine 453
Flores Orozco Adrián 711
Fonseca Diaz Valeria 565
Forsting Jürgen 687

Fredriksson Anja 285
Freilinger Johanna 629
Freitag Peter 365
Fricke-Begemann Cord 517
Frühwirth Matthias 305
Frühwirth Werner 291
Fürhacker Maria 629

G

Gabriel Viktoria Helene 305
Galler Robert 523
Gamweger Jürgen 609
Ganster Harald 553
Gäth Stefan 373
Gatschlhofer Christoph 333, 353
Geier Jutta 483
Gelbmann Ulrike 175
Gerold Eva 337, 429
Gertz Martin 185
Gidarakos Evangelos 729
Gikopoulos Christian 93
Gök Betül 279
Grath Elias 571
Greiff Kathrin 197, 321, 343
Grießler Thomas 609
Grünfelder Agnes 811
Gschanes Markus 155
Gübitz Georg 811
Gursch Heimo 553

H

Hackl Andreas 233
Haddadi Poroshat 257
Haecker Benedikt 579, 585
Hafner Thomas 437
Handl Sebastian 629
Happenhofer Anna 327
Harb Robert 553
Hartl Barbara 279
Haslgrübler Michael 579
Hassan Amr 805
Hauer Walter 269
Häuselmann Monika 553
Hauzinger Elisabeth 523
Hecher Julius 229
Hendrich Katharina 511
Hense Peter 171
Herbinger Birgit 811
Hermann Robert 93, 437
Hernandez Julio 517
Heuss-Aßbichler Soraya 159, 603
Heyer Kai-Uwe 669
Hill Niklas 849
Hlawatsch Frank 799

Hledik Claudia 629
Hochsteiner Thomas 443
Hock Jürgen 547
Hodecek Peter 89
Hofbauer Claudia 251
Hofer Katharina 151
Hofer Simon 725
Hofmann Alexander 369
Hofmann Anna-Lena 745
Hofmann Thilo 633
Holzer Clemenz 305
Holzhauer Ralf 257
Homm Gert 511
Horner Philipp 349
Hosseini Mohammadreza 585
Hrad Marlies 701
Huber Florian 123
Huber-Humer Marion 701
Huemer Markus 389
Huesmann Robin 321

I

Ionescu Emanuel 511
Ipsmiller Wolfgang 811, 815
Istanbuly Zakaria 799

J

Jabornig Simon 629
Jahn Elisabeth 305
Jaschik Malte 553
Johach Eric 343
Juhart Joachim 775, 843
Jungmeier Gerfried 849

K

Käfer Andreas 127
Kalb Michael 499
Kaltenbrunner Kevin 261, 781, 821
Kandlbauer Lisa 459
Karlstedt Florian 447
Kasper Thomas 117
Kaufeld Sebastian 321
Kelly Jarod 849
Khodier Karim 471
Kippert Katharina 165
Kirchmaier Thomas 365
Kladnik Veronika 273
Klett Wolfgang 109
Knapp Julika 229
Kobald Hanna 825
Koch Marc 629
Köhler Hannah 197, 321
Koinig Gerald 479, 559
Kotze Andrea 337

Kraffczyk Torben 739
Krainz Michael 285
Kraml Magdalena 265
Krammer Anna 353, 769, 775
Kreindl Gernot 207, 681
Kremlicka Thomas 359
Krempl Nina 305
Kreuzeder Andreas 203
Krisper Michael 585
Krobatschek Jonathan 763
Kroell Nils 487, 505
Krolle Arne 321
Kronenwett Felix 547
Krukenfellner Philip 529
Kuhn Nikolai 395, 477, 479, 559
Kunter Andreas 213
Küppers Bastian 321, 487, 505
Kurkowski Harald 799

L

Laabs Marcel 721
Laier Nathanael 575
Lambertz Oliver 321
Laner David 181, 313, 721
Längle Thomas 541, 547
Lang-Quantzendorff Ladislaus 849
Larch Madeleine 629
Lasch Tatjana 471
Lassnig Herbert 675
Lechleitner Andreas 409
Lederer Jakob 317, 725
Lee Richard David 733
Lehner Markus 81, 831, 837
Lehnerer Felix 547
Leisner Johannes 575
Leitner Alexander 517
Lenz Sabine 265
Leonard Gareth 641
Li Chanchan 511
Lichtnegger Sabrina 191
Lilek David 811
Lobner Franz 769
Locher Daniel 695
Loidl Alexandra 207, 213
Lorbach Sebastian-Mark 409
Luck Sandra 151, 785
Luckeneder Angelika 397
Ludes Annika 321, 487, 505

M

Mager Moritz 379, 395, 477, 479
Maier Georg 541, 547
Makowe Joachim 535
Martinelli Walter 559

Märtner Bernd 675
Marx Jana 629
Maurer Alexander 337
Mayer Barbara 467
Meier Jan 403
Meier Konstantin 687
Meissner Markus 191, 821
Meitner Daniela 233
Mempör Caroline 553
Meyer Jörg 257
Meyer Thomas 647
Middendorf Bernhard 721
Misch David 651
Mittermayr Florian 775, 805
Mocker Mario 171
Moderegger Richard 651
Mörkens Volker 535
Mühl Julia 725
Müller Josephine 349
Muñoz-Czerny Ute 795
Muster-Slawitsch Bettina 379

N

Nagl Andreas 385
Nelles Michael 223
Neubauer Christian 593
Neubauer Melanie 559
Neuburg Sara 733
Neuhold Simone 517
Neumair Jonas 155
Niewerth Stefan 675
Nigl Thomas 417, 437, 571
Nikzad-Langerodi Ramin 565
Nippraschk Mathias 447
Noichl Anna 265
Noll Reinhard 535

O

Obersteiner Gudrun 147, 151, 265, 785, 789
Obholzer Thomas 629
Okori Francis 733
Oreski Gernot 483
Orth Daniel 261, 781, 821
Osterwalder Mario 745
Ottenweller Moritz 499
Ottner Reinhold 151, 265, 785

P

Pane Mauricio 379, 477
Papsch Felix 133
Patzig Cornelia 219
Peer Michael 369
Perthen-Palmisano Barbara 613
Pestana Jesus 585

Pfund Elias 487, 505
Pinter Elisabeth 285, 305
Pladerer Christian 143, 261, 781
Platzer Christian 379
Pohl Lukas 337
Pohlmann Antonia 751
Pomberger Roland 65, 437, 505, 763
Pönitz Thomas 559
Popowicz Martin 751
Poschacher Franz 213
Prantl Roman 623
Prüller Simon 425
Putz Lena 717

Q
Quartinello Felice 811
Quintana Arianna 379

R
Radinger Stefanie 805
Radmann Yves 559
Ragossnig Arne 681
Ragossnig Herwig 681
Raič Sara 805
Rainer Roman 565
Raonic Zlatko 443
Rapf Matthias 337
Ratz Bettina 805
Raulf Karoline 197, 321, 343
Rechberger Helmut 733
Reh Katharina 171
Reichenauer Thomas G. 633, 637
Reiter Sarah 831, 837
Reiter Wolfgang 333
Reitinger Marie Sophie 103
Rettenberger Gerhard 239
Rieger Johannes 333, 553
Riegler Cornelia 127, 207
Rittmannsberger Franz 297
Ritzkowski Marco 669
Roitner Julia 297
Roll Michael 593
Roming Lukas 547
Rosenau Thomas 811
Rosenbusch Sebastian 815
Rotter Vera Susanne 165
Rückert Elmar 559
Rudic Ognjen 805
Rudolf-Scholik Judith 811
Ruech Daniel 637
Rüger Steffen 499
Rupprich Marco 629
Rutkowski Cornelia 437
Rutrecht Bettina 437

S
Saenger Lenard 505
Sarc Renato 459, 471, 579
Sattler Theresa 763
Saunders Rhodri 191
Schäfer Luzia 229
Schall Daniel 467
Schenk Hanna 291
Scherhaufer Silvia 789
Schimper Christian B. 811
Schinnerl Florian 831, 837
Schipper Willem 337
Schleenbecker Pauline 373
Schlögl Sabine 493
Schmidt Gerald 403, 413
Schmidt Sarah 313
Schmied Elisabeth 147, 151, 265, 785
Schneider Daniel 523
Schneiderk Nadine 695
Schöggl Josef-Peter 751
Schönthier Carsten 535
Schottenberger Herwig 629
Schwarzböck Therese 273, 279, 733
Schwingshackl Michael 849
Sedlazeck Klaus Philipp 359, 651, 763, 775, 805
Shahroodi Zahra 305
Shami Somayeh 585
Shaveko Sergei 429
Sopidis Georgios 579
Spies Alena Maria 197, 321
Spruck Martin 629
Stadler Christina 695
Stadler Julia 487
Stangl Gernot 233
Starke Roland 99
Steindl Florian 353, 769, 775, 805, 843
Steiner Sarah 769, 775, 843
Steinitz Daniel 269
Stipanovic Hana 825
Stock Ulrich 705
Strakos Christian 717
Strohmeier Felix 757

T
Tanner Herbert 467
Tanzer Sabine 597
Tekle-Röttering Agnes 257
Thaler Christoph 333
Thome Volker 541
Thüringer Julia 623
Tischberger-Aldrian Alexia 479, 559, 565, 757, 825
Tsioutsios Nicos 349

U
Udier Andrea 609
Ufermann-Wallmeier Daniel 799

V
Vallazza-Grengg Cyrill 805
Vateva Iveta 721
Viczek Sandra A. 463
Vogelgesang Malte 511
Volk Ulrike 123
Vollprecht Daniel 505, 717
Volz Bernhard 647
von Behr Rosalie 197
von Goetze Richard 403, 413

W
Wagner Eduard 745
Wagner Maximilian 143
Waltner Georg 219
Washüttl Michael 285
Weingrill Georg 213
Weissenbach Thomas 593
Weisser Katharina 775
Wellacher Martin 127, 207, 213
Wind Günter 681
Winkler Elisabeth 623
Winkler Klemens 565
Winter Jens 321
Wiszniewski Lukas 443
Witt Florian 137
Wittum Romy 717
Wlodarczyk Angelika 285
Wolf Sven 397

Y
Yajasinghe Bhagya 159

Z
Zeilerbauer Lukas 477
Zidar David 305
Zimmermann Heimo 663
Zirkl Andrea 597
Zirps Sophie 825
Zobel Dietmar 337
Zoboli Ottavia 633
Zögl Iris 805
Zöhrer Alexander 365
Zorn Merle 453
Zöscher Andreas 207

Sachregister

0-9
35 AWG 2002 117
3D Messung 535

A
Abfallbegriff 103
Abfallbehandlung 471, 593, 597
Abfallcharakterisierung 273
Abfälle 93
Abfallende 65, 103, 117, 795
Abfalllogistik 155
Abfallmineralogie 717
Abfallpyramide 73
Abfall-RRL 103
Abfallsammlung 327
Abfallstämmige Biomasse 133
Abfalltrennung 143, 279
Abfallverbrennung 317, 717
Abfallvermeidung 143, 789
Abfallwirtschaftsindustrie 403
Abfallwirtschaftsplan 123
Abwasser 609
Abwasseraufbereitung 603
Additive 305
Adsorption 651
AFFF 651
Agri-Food 781
Akkufizierung der Umwelt 373
Alkalische aktivierte Materialien 805
Alkylsubstanzen 633
Alpine space 261
ALSAG 623
Altablagerungen 681
Alternative Bindemittelkomponente 775
Alternativenvergleich 123
Altfahrzeug 89
Altholzabfall 251
Altlasten 613, 617, 623, 663
Altlastensanierung 651
Altstofferfassungsgrade 327
Aluminiumkrätzestaub 657
Aluminiumschlackendeponie 657
Anlagenoptimierung 493
Anthropogene Ressourcen 159
Art 6 ARRL 117
Artificial intelligence 261, 553
Asche 831
Ascheaufbereitung 317

Assistenzsystem 579
Aufbereitung 523, 541, 721, 795
Augmentation 579
Aushubmaterial 99
Auslaugbarkeit 717
Auslegung Voraussetzungen durch den EuGH 109
Autoklavierung 799
Automatisiertes Sortieren 467
Automobilindustrie 751

B

Bahntransport 127
BALSA 657
Batterien 373, 571
Battery regulation 437
Behandlung 695
Bestandskartierung 165
Beste verfügbare Techniken (BVT) 597
Bestimmung und Definition von LCA Deponien 687
Betonbrechsand 799
Betonrecycling 799
Beurteilung 219
Bewertungssystem 137
Bioabfall 207, 219, 233
Bioabfallbewirtschaftung 181
Biogas 239
Biogene Abfälle 203, 213
Biogener Kohlenstoff 223
Biokunststoffe 203
Biologisch abbaubarer Kunststoff 269
Biomasse 93, 223
Bioraffinerien 223
Biowaste 257
Blauer Engel 137
Bleibelastung 663
Bodenaushubmaterial 99
Bodenschutz 613
Brandschutz 575
Brandverhütung 571
BTEX 637
BVT-Merkblatt 669

C

Calciumbentonit 675
Calculation standard 437
Carbon Capture and Utilization 81
Carbon negative emission technology 233
Carbo-thermische Reduktion 443
Carlo M. Cipolla 739
CCU 81
CCUS 831
Cement production 733
Chemical Recycling 369, 385
Chemikalien 613

Chemisches Recycling ... 397, 409, 413
Chemisch-physikalisch ... 593
Circular Economy ... 333, 349, 447, 729, 745
Circularity ... 849
Citizen Science ... 265
Climate neutrality ... 849
CO_2 Abscheidung ... 81
CO_2 Nutzung ... 81
CO_2-Aufnahme ... 837
CO_2-Einsparung ... 233
CO_2-Emissionen ... 185
CO_2-Reduktion ... 831
CO_2-Speicherung ... 843
Colloidal activated carbon (CAC) ... 641
Commercial waste ... 321
CompoScan ... 219
Compost ... 257
Construction and Demolition Waste ... 547
Container ... 127
Continual Learning ... 585
Cotton/polyester blends ... 811
Critical Metals ... 369
CRM ... 437
CSRD ... 175
Cyanide ... 637

D
Data Mining ... 493
Data quality ... 197
Daten ... 745
Dauerhaftigkeit ... 721
Deep Learning ... 499, 547
Dekarbonisierung ... 843
Demontage ... 89
Deponie ... 669, 681, 695, 705
Deponiegas ... 705
Deponiestandorte ... 695
Dialyse ... 609
Digitale Technologien ... 751
Digitaler Produktpass ... 745
Digitaler Zwilling ... 511, 757
Digitalisierung ... 579, 757
Distribution of microplastics ... 257
Düsenstrahlverfahren ... 365
Dust ... 547
Dynamic LCA ... 849
Dynamische Viskosität ... 769

E
E40 ... 559
Echtzeitdatenintegration ... 155
Ecodesign ... 191
Economic impact ... 453
Effizienzbetrachtung ... 471

Einwegverpackungen 273
Einzelkornsortierung 535
Eisen 359
Electromagnetic methods 711
Elektrogeräte 373
Elektrozigaretten 373
Emissionswerte 597
End-of-Life 291, 757
Energiesysteme 185
Environmental contaminant 629
Environmental impact 453
Erdarbeiten 99
Erneuerbare Energien 681
Erneuerbaren Richtlinie 133
Ersatzbaustoffe 717
Ersatzbrennstoffe 133, 459
Ersatzrohstoff 365
Erweiterte Produzentenverantwortung 821
Eventmanagement 143
EVOH 285
Explosionsschutz 239
Explosionsschutzdokument 239
Export 89
Extrusion 305

F

F1-Score 505
Fahrzeugklassen 89
Fallstudie 181
Fast Fashion 815
Feedstock-Bewertung 403
Feinfraktion 647
Feldbeprobung 675
Ferrophos 337
Feststoffsortierung 467
Feuerlöschübungsplätze 617
Feuerwehr 623
Feuerwehrschule Lebring 651
Fine-Tuning 499
Flake-Reinheit 379
Flue dust 337
Flughäfen 617
Flugplätze 623
Flussufer 265
Food Contact 297
Food 547
Fotovoltaik 681
Fractional separation efficiency 343
Freiwilliges System 133
Future Waste 417

G

Garbology 739
Gasifizierung 403

Gaswerk 637
GBR-C 675
Gebäudetypologien 165
Gefährdungsbeurteilung 239
Gemischter Gewerbeabfall 459, 471
Gemüse 781
Geophysics 711
Geopolymere 805
Gesamtlebenszyklus 185
Gesetzgebung 745
Getrennte Sammlung 273
Glasrecycling 725
Glass wool waste 763
Glaswolle 769, 775
GR 175
Greece 729
Grenzwerte 243
Grinding Wastes 349
Grundwasser 613

H
Handel 151
Handsortierung 579
Haushalt 151
Heavy metals 733
Herausforderungen 825
High-speed steel machining 343
HIS 517
Hotspot 701
Hub-Concept 447
Human stupidity 739
Hydrolysis 811
Hydrothermales Härtungspotenzial 799
Hyperspectral imaging 483, 517, 553

I
Image Classification 585
Image segmentation 553
In situ 641
Induced polarization 711
Industrial landfill 711
Informationsbedürfnisse 745
Interzero 413
Islands 729

J
Joghurtbecher 305

K
Karbonatisierungseffizienz 837
Karbothermische Reduktion 353
Kennzahl 171
Kinetische Modellierung 409
KIRAMET 757

Klassifikation 159
Klassifizierung 499
Kleinbehandlungsanlagen 203
Klimaschutz 223, 669
Klimawandel 181
Kommunale Abfallwirtschaft 143
Kompatibilitätsprüfungen 285
Kompost 203, 219
Kompostqualität 229
Kompostverordnung 243
KonsumentInnenverhalten 279
Kosten 73
Kreislaufwirtschaft 65, 103, 117, 147, 171, 191, 223, 269, 313, 353, 389, 395, 397, 409, 443, 467, 571, 751, 795, 805, 815, 821
Kritische Rohstoffe 559
Küchen- und Speisereste 203
Künstliche Intelligenz (KI) 155, 467, 499, 571
Kunststoffabfall 265, 409
Kunststoffe 493
Kunststoffentfrachtung 213
Kunststoffrecycling 313, 379, 395, 397, 477, 479
Kunststoffverpackungen 313
Kunststoff-Wäsche 379
Kupfer 559

L

Landfill Mining 657
Landwirtschaft 269
Langzeitstudie 675
Laser induced breakdown spectroscopy 517
Laser-Analyse 535
Laser-Induced Breakdown Spectroscopy (LIBS) 535
LCA 291
Leakage detection 711
Lebensmittelabfall 789
Lebensmittelabfallvermeidung 151, 785
Lebenszyklusanalyse 181
LED 369
Lehm 795
Leichtverpackungen 479, 493, 505
Leichtverpackungsabfall 487
Life Cycle Assessment 197, 261, 291
Lifelong Learning 585
Light weight packaging 385
Lightweight packaging waste 197, 321
Lithium-Ion-Batteries 429, 447, 575
Littering 265, 279, 739
Logistik 127, 781
Löschschäume 651

M

Machine learning 483, 559, 579
Management 729
Manual sorting 763

Maschinelles Lernen 575
Massen- und Volumenreduktion 229
Maßnahmen 123
Materialeffizienz 137
Materialflussanalyse 313
Materialkennwerte 165
Materialkennziffern 165
Materiallager 165
Materialschwankungen 505
Mauerstein 799
Mechanical recycling 385, 483
Mechanische Behandlung 471
Mechanisches Kunststoffrecycling 487
Mechanisches Recycling 297, 305, 379
Metal recovery 337
Metal recycling 453, 565
Metallrecycling 359, 443
Methanemissionen 701
Microplastic 257
Mikroplastik 269
Mineral Processing 529
Mineral wool 763
Mineralische Abfälle 725
Mineralische Reststoffe 359, 805
Mineralwolleabfall 769, 775
Mischkunststoffe 413
Möbel 147
Movement of microplastic 257
Müllverbrennung 725, 831
Multikriterielle Bewertung 511
Multivariate data analysis 483

N

Nachhaltigkeit 185, 687
Nachhaltigkeitsbericht 175
Nachhaltigkeitsdreieck 73
Nachhaltigkeitskriterien 93
Nahrungsmittel 781
Near-net-shape sintering processes 343
Neural Networks 529
NIR 483
NIR-Spektroskopie 825
Normung 795

O

Obst 781
Öffentlicher Abfall 279
Öffentlicher Raum 273
Öffentlichkeitsbeteiligung 123
Ökobilanz 191, 789
Ökobilanzierung 313
Ökodesign-Richtlinie 137
Ökoeffizienz 73
Ökologische Bewertung 721

Ökonomische und ökologische Bilanzierung 687
OMV 413
Optical Sorting 547
Optimierung 647
Osmose 609
Output predictions 565
Oxitop® 243

P

PAH 637
PAK 541, 637
Paper and board production 321
Passive filtration 641
Passive Schwachgasbehandlung 701
Per- and polyfluorinated compounds 629
Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen 617
Permittivität 675
PET 395
PET-Anwendungen 389
PET-Recycling 291, 389
PFAS 103, 623, 633, 641
PFAS-Bodenwäsche 647
Pflastersteine 721
Phasenumwandlung 603
Phosphorrückgewinnung 353
Phosphorus recovery 337
Photovoltaic cells 429
Photovoltaic 417
Photovoltaik 425
Plasma reactor 333
Polyethylene 385
Polyethylenterephthalat 395
Polymer 629
Polyolefins 385
Polypropylen 285, 477
PPWR 285
Prädiktive Wartung 471
Primary data collection 197
Probabilistic modeling 565
Prognosemodell 695
Prozesskennzahlen 511
Prozessoptimierung 597
PS-Rezyklate 305
PVC Waste 369
Pyrolyse 397, 541
Pyrometallurgie 443
Pyroylse 233

Q

Qualitätssicherung 459

R

Rare Earth Elements 369
Reaktorkonzepte 403

RecoDust ... 333
Recovery rates ... 453
Recycklingbeton ... 843
Recycled content ... 349
Recycling efficiency ... 437
Recycling technology ... 429
Recycling ... 171, 251, 279, 395, 417, 479, 517, 523, 585, 751, 757, 805, 815
Recyclingaluminium ... 657
Recyclinganteil ... 463
Recycling-Baustoffe ... 109
Recyclingfähigkeit ... 65, 285
Recyclingmaterial ... 365
Recyclingraten ... 317
Refurbishment ... 751
Refuse-derived fuels ... 733
Rekultivierung ... 99
ReMFra ... 333
Reparatur ... 137
Repowering ... 425
Residual waste ... 321
Ressourceneffizienz ... 171
Ressourcenschohnung ... 463
Ressourcenschonend ... 687
Ressourcenverbrauch ... 789
Ressourcenverknappung ... 523
Restmüllsplitting ... 317
Rese ... 147, 191, 343, 425
Rezyklierte und industriell aufbereitete Gesteinskörnungen ... 843
Rostaschen ... 359, 725
Rottegut ... 243
Routenoptimierung ... 155
Rücklauf ... 365

S

Sampling ... 763
Sanierung ... 633, 663
Säulenversuch ... 701
Scale-Up ... 443
Schadstoffe ... 717
Schlacke ... 831
Schlackenbehandlung ... 353
Schnellkomposter ... 229
Schrotte ... 559
Schulcatering ... 785
Schulessen ... 785
Schwarze Kunststoffe ... 511
Schwermetalle ... 603
Scope emissions ... 349
Screening Technology ... 529
Secondary cementitious materials (SCM) ... 843
Segmentierung ... 499
Sekundärrohstoffe ... 65, 159, 463, 603, 837
Sekundärzumahlstoff ... 353, 769
Selektive Zerkleinerung ... 359

Sensor-based sorting 453
Sensorbasierte Sortierung 477, 479, 487, 511, 575
Sensorbasierte Stoffstromcharakterisierung 487
Sensorbasiertes Qualitätsmonitoring 487
Sensor-basiertes Stoffstrommonitoring 493
Sensorfusion 467
Sensorgestützte Sortiersysteme 541
Sensorgestützte Sortierung 505, 535
Sensorik 459
Sensortechnologie 523
Shredder 89
Sicherheitstechnik 239
Siedlungsabfälle 327
Sieve rejects 733
Solar 425
Solarenergieanlagen 705
Specific binding site 629
Spent refractories 517
Stahlwerksschlacken 775
Stand der Technik 669
Standortuntersuchung 617
Steel recycling 553
Steinwolle 769, 775
Stoffliche Ansatz 117
Stoffliche Verwertung 251
Stone wool waste 763
Störstoffe 207
Strategie 123
Stromverbrauch 229
SURE 93
Sustainability Reporting 175
Sustainability 429
Sustainable solution 641
Sustainable sourcing 349
Synthesegas 403
Szenarioanalyse 181

T

Technikum 647
Teer 541
Textilabfälle 825
Textile recycling 811
Textilien 815, 821, 825
Textilsortierung 825
Thermische Verwertung 251
Total Material Requirement 191
Tourismus 143
Transfer Learning 585
TRAS 120 239
Treibhausgasebilanz 251
Treibhausgasemissionen 171, 705, 789
Trennverhalten 273
Trockenfermentation 233
Trocknung 229

Tunnelausbruchmaterial 523

U
Umweltauswirkungen 721
Umweltbilanz 73
Umweltbundesamt 593
Umweltschutz 613
UNFC 159, 603
Untergrundverfüllung 99
Upcycling 389, 425

V
Verpackung 269, 317
Verwertung 695
Voraufbereitung 213
Voraussetzungen für das Abfallende 109
Vorsammelhilfen 207
Vorwärtsosmose 609

W
Walldürn 413
Warenkreislauf 185
Waschprozess 379
Waschversuche 647
Wasseraufbereitung 609
Waste Management 291, 739
Waste Processing 321, 529
Waste 261, 729
Wastepaper 197
Waste-to-energy 733
Water treatment 629
Wertstoffausbringen 505
Wertstoffpotential 273
Wiederverwendung 147, 821
Windenergieanlage 705
Wirbelschichtfeuerung 725

Z
Zement 463
Zentrifuge 365
Zertifizierung 93, 133
Zinc 337
Zirkuläre Kreislaufwirtschaft 687
Zirkularitätsrate 65



Bereits zum siebzehnten Mal trifft sich im November 2024 die abfallwirtschaftliche Community in Leoben. Die Recy & DepoTech ist einer der Fixpunkte im Reigen der wissenschaftlichen Konferenzen zu den Themen der Kreislauf- und Abfallwirtschaft.

Charakteristisch für die Recy & DepoTech ist die Verknüpfung von Theorie und Praxis. Sowohl wissenschaftliche Erkenntnisse, als auch Fallbeispiele und Berichte aus der Praxis werden von Expert:innen präsentiert und diskutiert.

Natürlich versuchen wir fachliche Schwerpunkte zu setzen.

Sensor-based Sorting & Control, neue Sortierverfahren und Nutzung von KI, innovative Recyclingtechnologien und neue technische Ansätze für spezielle Stoffströme sind besondere Schwerpunkte. Aber auch traditionelle Fachbereiche wie die Altlastensanierung und Deponietechnik haben weiterhin ihren Platz. Innovative Businessmodelle und Kreislaufwirtschaft runden das Programm ab.

Das Programm der Recy & DepoTech 2024 umfasst 163 Vorträge und 46 Poster. In diesem Konferenzband sind die qualitativ hochwertigen, redigierten, wissenschaftlichen Fachbeiträge der VORTRÄGE inklusive englischem Abstract zusammengefasst.

ISBN: 978-3-200-09925-8