



Sensorgestützte VIS-Sortierung zur Charakterisierung und Glasentfernung von Müllverbrennungs-Bettaschen

J. Lederer · F. Feher · S. Skutan

Angenommen: 16. Oktober 2023 / Online publiziert: 24. November 2023
© The Author(s) 2023

Zusammenfassung Das Recycling von Verpackungsglas stellt eine wichtige Maßnahme dar, um im Sinne der Kreislaufwirtschaft Ressourcen und die Umwelt zu schonen. Jedoch werden nicht alle Verpackungsgläser der Altglassammlung übergeben. Ein Teil wird über den Restmüll entsorgt. Wird dieser Restmüll in einer Müllverbrennungsanlage mit Wirbelschichtfeuerung verbrannt, so besteht unter gewissen Umständen die Möglichkeit, Glas aus groben Bestandteilen sensorbasiert rückzugewinnen und dadurch gleichzeitig eine mineralische Restfraktion zu erzeugen, die als Baustoff im Straßenbau oder Beton eingesetzt werden kann. Der vorliegende Beitrag präsentiert die Ergebnisse eines sensorbasierten Sortierversuchs mit Bettaschen aus der Müllverbrennung. Dafür wurden Proben der Bettaschen genommen, geteilt, gesiebt, gewaschen charakterisiert und anschließend im Technikum der Firma Binder+CO AG in drei sensorbasierten Sortierdurchgängen von Glas befreit. Das Ergebnis zeigt einen besonders hohen Glasanteil in der Partikelgrößenfraktionen 4–8 und 8–16 mm. Bei diesen konnten auch beträchtliche Mengen an Glas im ersten sensorbasierten Sortierdurchgang entfernt werden. Die dabei entstandene Glasfraktion hatte einen Nicht-Glasanteil von 2–3 Massenprozent, was einem Wert vergleichbar mit jenem der Altglassammlung ent-

spricht. Die mineralischen Restfraktionen wurden in einem zweiten und dritten Sortierdurchgang weiter von Glas befreit. Nach drei Durchgängen besaß die Partikelgrößenfraktion 8–16 mm etwa nur mehr 7 Massenprozent an Glas, von ursprünglich 75 Massenprozent in der äquivalenten Partikelgrößenfraktion der Bettasche. Der Versuch zeigte, dass durch sensorbasierte Glassortierung nicht nur Glas mit hoher Reinheit und eine mineralische Fraktion mit geringerem Glasanteil gewonnen werden konnte, sondern auch, dass mit der sensorbasierten Sortierung eine Charakterisierung durchgeführt werden kann, die zwar etwas ungenauer, aber bedeutend schneller als die Charakterisierung durch manuelle Sortierung ist.

Schlüsselwörter Kreislaufwirtschaft · Müllverbrennung · Wirbelschicht · Bettasche · Glas · Sortierung · Recycling

Sensor-based VIS sorting to characterize and recover glass from fluidized bed waste incineration bottom ash

Abstract Recycling of packaging glass is an important measure to conserve resources and the environment as foreseen by the circular economy package of the EU. However, not all packaging glasses are handed over to separate waste glass collection. Some is disposed of to mixed municipal solid waste. If this mixed municipal solid waste is treated in a fluidized bed waste incineration plant, it is possible to recover glass from coarse particles by sensor-based sorting. At the same time the residual mineral fraction can be used as a building material in road construction or as aggregate in concrete. This article presents the results of a sensor-based sorting experiment with bottom ashes from fluidized bed waste incineration. For this purpose, samples of the bottom ash were collected, split, sieved, washed, characterized and then freed of glass by sensor-based sorting in

the pilot scale laboratory of Binder+CO AG. The result shows a particularly high proportion of glass in the particle size fractions 4–8 and 8–16 mm. From these fractions, it was also possible to remove considerable amounts of glass in the first sensor-based sorting step. The resulting glass fraction had a non-glass content of 2–3 weight percent, which corresponds to a value comparable to that of the separate waste glass collection. The remaining mineral fractions were further freed of glass in a second and third sorting step. After three sorting steps, the particle size fraction 8–16 mm only had around 7 weight percent of glass, compared to the original 75 weight percent in the equivalent particle size fraction of the bottom ash. The experiment showed that sensor-based glass sorting not only produced glass of high purity and a mineral fraction of low glass content if compared to untreated bottom ash, but also that sensor-based sorting can be used to carry out a bottom ash characterization. Even though it is not as precise as manual sorting and characterization, it is significantly faster than this traditional characterization method.

Keywords Circular economy · Waste incineration · Fluidized bed · Bottom ash · Glass · Sorting · Recycling

1 Einleitung

Moderne Gesellschaften konsumieren große Mengen an Ressourcen. Dieser Ressourcenkonsum ist eine der wichtigsten Grundlagen des Wohlstands moderner Gesellschaften. Gleichzeitig hat dieser Konsum auch schwerwiegende Auswirkungen auf die Umwelt und damit die Lebensgrundlage zukünftiger Generationen. Die Knappheit an natürlichen Ressourcen, der zunehmende Verlust an Biodiversität, aber auch die Emission von Luftschadstoffen und Treibhausgasen, hängen unmittelbar mit dem Ressourcenkonsum moderner Gesellschaften zusammen. Um den

Ass. Prof. DI Dr. J. Lederer (✉) · F. Feher · DI S. Skutan
Christian Doppler Labor für recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, Technische Universität Wien, Getreidemarkt 9/166.1, 1060 Wien, Österreich
jakob.lederer@tuwien.ac.at

DI S. Skutan
Ingenieurbüro Stefan Skutan e.U., Fritz-Weigl-Gasse 1a, 3423 St. Andrä Wördern, Österreich

Konsum an natürlichen Ressourcen zu reduzieren und somit auch zukünftigen Generationen eine Lebensgrundlage zu erhalten, hat die Europäische Union das Kreislaufwirtschaftspaket verabschiedet (Kalmykova et al. 2018). Durch verschiedene Maßnahmen soll der Konsum an natürlichen Ressourcen und die damit in Verbindung stehenden negativen Auswirkungen auf Gesellschaft und Umwelt reduziert werden. Eine wichtige Maßnahme dabei ist Abfallrecycling. Gemessen wird der Erfolg dieser Maßnahme durch die Erreichung von Recyclingzielen, angegeben als recycelte Abfälle in Massen-Prozent (m-%) der in Umlauf gebrachten Güter (Fellner und Lederer 2020). Festgelegt wurden Recyclingziele für verschiedene Abfälle, inklusive Verpackungen aus Glas. Hier sollen bis zum Jahr 2025 70 m-% und bis zum Jahr 2030 75 m-% aller in Umlauf gebrachten Glasverpackungen recycelt werden (EU 2018). Zwar ist Österreich hier mit einer Recyclingrate von 81,6 m-% im Jahr 2020 schon auf einem recht guten Weg. Trotzdem ist Vorsicht geboten. Zum einen ist die Recyclingrate seit dem Jahr 2016, als ein Höchststand von 85,2 m-% erreicht wurde, rückläufig (BMK 2023). Zum anderen bietet das Recycling von Glas ein großes Potenzial zur Einsparung von natürlichen Ressourcen wie mineralischen Rohstoffen oder dem wichtigsten Energieträger bei der Glasproduktion, nämlich Erdgas. Dadurch können auch Emissionen, vor allem Treibhausgase, reduziert werden (Haupt et al. 2018; Turner et al. 2015). Aus diesem Grund wird nicht nur versucht, die getrennte Sammlung von Glas zu forcieren (Tallentire und Steubing 2020). Auch die automatisierte Sortierung aus gemischten Abfallströmen ist zunehmend Objekt von Forschungs- und Umsetzungsprojekten (Lederer et al. 2022). Besonders eignen sich dafür feste Rückstände aus der Abfallverbrennung und hier wiederum die Bettaschen aus Wirbelschichtanlagen. Der Grund ist, dass Gläser in Rostaschen von einer geringeren Qualität sind und auch schwerer vom Sensor erkannt werden können (Mühl et al. 2023). Das hat etwa dazu geführt, dass bereits installierte Glasentfernungssysteme in der Rostaschenaufbereitung (Makari 2014) nicht oder nur mehr zum Teil betrieben werden (Šyc et al. 2020). Bettaschen eignen sich hier deswegen besser, da im Wirbelschichtbett niedrigere Temperaturen als am Rost herrschen und es durch den fehlenden

Nassaustrag auch nicht zu Oberflächenverkrustungen kommt (Blasenbauer et al. 2023). Aus diesem Grund werden in Österreich, welches im Vergleich zu anderen Ländern eine recht hohe Kapazität an Wirbelschichtanlagen für die Verbrennung von Abfällen besitzt, auch bereits Gläser aus den Bettaschen gewonnen und dem Recycling zugeführt (Hauer et al. 2014). In Kombination mit erweiterter Metallentfernung entsteht dadurch auch eine mineralische Restfraktion, die sich potenziell zum Einsatz als Baustoff eignet (Mühl et al. 2023). Hier ist es jedoch wichtig, festzustellen, woraus diese mineralische Restfraktion besteht, wobei hier sowohl traditionelle manuelle, als auch moderne automatisierte Charakterisierungsmethoden zur Anwendung kommen können. Letztere wurden etwa bereits für die Charakterisierung von Kunststoffen in Abfallströmen erfolgreich angewendet (Curtis et al. 2021; Kroell et al. 2022; Sarc und Pomberger 2022). Während der Glasanteil für die meisten bautechnischen Anwendungen wie Straßenbau oder als Gesteinskörnung im Beton möglichst gering sein soll, sind hohe Anteile an Steinen und ähnlichen Partikeln von Vorteil (Müller und Rübner 2006).

Der vorliegende Beitrag beschäftigt sich mit der Zusammensetzung von Bettaschen aus Müllverbrennungsanlagen basierend auf der Wirbelschichttechnologie. Konkret soll diese Zusammensetzung anhand von zwei Verfahren, nämlich einer händischen Sortieranalyse und einer sensorbasierten Materialstromanalyse, untersucht werden. Der Fokus liegt dabei auf Glas und den sonstigen mineralischen Bestandteilen. In weiterer Folge soll auch untersucht werden, inwieweit eine weitergehende Glasentfernung nach dem ersten maschinellen Sortierdurchgang nicht nur zusätzliche Glasfraktionen bereitstellen kann, sondern auch eine glasreduzierte mineralische Restfraktion.

2 Materialien und Methoden

Zunächst werden im Materialien- und Methodenkapitel die untersuchten Wirbelschicht-Müllverbrennungaschen sowie die Probenahme dieser Aschen beschrieben. Anschließend erfolgt die Darstellung der manuellen und sensorbasierten Charakterisierungsmethoden. Abschließend wird die weitergehende Glasentfernung behandelt. Die Fotos wurden von Felix Feher erstellt.

2.1 Bettasche aus einer Wirbelschicht-Müllverbrennungsanlage

Die für die Untersuchung verwendeten Bettaschen stammen aus einer Müllverbrennungsanlage mit stationärer Wirbelschicht in Österreich. In dieser Müllverbrennungsanlage werden vor allem aufbereitete Siedlungsabfälle sowie in geringerem Maße auch Klärschlamm thermisch behandelt, wobei die aufbereiteten Siedlungsabfälle bereits vor der Verbrennung einer Eisen- und Nichteisenmetallentfernung unterzogen wurden. Als feste Rückstände entstehen unter anderem auch Bettaschen (Kellner et al. 2022). Diese werden auf der Müllverbrennungsanlage metallentfrachtet und bei 2 mm gesiebt, wodurch eine Partikelgrößenfraktion 2–35 mm entsteht, welche nicht befeuchtet wird und aufgrund des Trockenaustrags einen vernachlässigbaren Wassergehalt aufweist. Diese bereits metallentfernte Partikelgrößenfraktion 2–35 mm wurde für die gegenständliche Untersuchung verwendet. Abb. 1 zeigt ein Foto der für die Untersuchung verwendeten Bettaschen.

2.1.1 Primärprobenahme der Bettaschen

Die Primärprobenahme erfolgte durch den Betreiber der Müllverbrennungsanlage. Diese Primärprobe bestand aus einer Wochenmischprobe, welche aus fünf Tagesproben zusammengesetzt war. Diese Tagesproben wurden im Zeitraum von 25. Bis 29.01.2021 genommen und als Wochenmischprobe auf eine Deponie nahe der Müllverbrennungsanlage geliefert. Dort wurde die Primärprobe unter Dach auf befestigtem Betonuntergrund gelagert.



Abb. 1 Für die Untersuchung verwendete Bettasche (Bildquelle: Felix Feher)



Abb. 2 Riffelteiler zum Teilen der Bettascheproben (Bildquelle: Felix Feher)



Abb. 3 Analysesiebturm 400 mm zur Erstellung der Partikelgrößenfraktionen (Bildquelle: Felix Feher)



Abb. 4 Manuelle Einzelkornsartierung

2.1.2 Herstellung der Technikumsproben

Am 01.02.2021 wurden aus der Primärprobe die Technikumsproben entnommen. Dafür wurde die Primärprobe mittels Radlader flächig und mit einer Schichthöhe von 10 bis 20 cm ausgebreitet. Über die dadurch entstehende Fläche wurde ein virtueller Raster gelegt und aus diesem 25 Felder zufällig ausgewählt. Aus diesen Feldern wurden 25 Inkremente genommen und zu einer Technikumsprobe von 374 kg Feuchtmasse (mit vernachlässigbarem Wassergehalt) vereinigt. Die Technikumsprobe wurde anschließend mit einem Analysesiebturm (Durchmesser 400 mm bei einer Maschenweite von 16 mm) gesiebt. Der Siebrückstand > 16 mm wurde anschließend von Partikelübergrößen > 32 mm per Sieb befreit und der Rest (16–32 mm) mittels Riffelteiler in zwei Hälften geteilt. Die dadurch entstehenden zwei Probenteile 16–32 mm wurden in A- und B-Probe unterschieden und zur weiteren Aufbereitung verwendet. Der Siebdurchgang < 16 mm wurde mit demselben Riffelteiler einmal halbiert und eine Hälfte geviertelt. Von dieser wurden drei Viertel weiterverwendet. Insgesamt wurden also vom Siebdurchgang < 16 mm fünf Achtel verworfen und drei Achtel weiterverwendet. Diese fünf Achtel wurden anschließend nochmals in zwei Hälften geteilt (A und B Probe). Jede dieser Hälften wurde separat auf dem 400-mm-Analysesiebturm

bei Maschenweiten von 8, 4 und 2 mm gesiebt. Dadurch entstanden Partikelgrößenfraktionen von 0–2, 2–4, 4–8 und 8–16 mm für die A- und B-Proben des Siebdurchgangs < 16 mm. Abb. 2 und 3 zeigen den verwendeten Riffelteiler und den Analysesiebturm.

2.1.3 Aufbereitung der Technikumsprobe und Herstellung der Laborprobe

Die gesiebten Technikumsproben wurden im Labor weiter aufbereitet. Die Partikelgrößenfraktionen 2–4, 4–8, 8–16 und 16–32 mm der A-Probe wurden auf einem Analysesieb mit 400 mm Durchmesser und 1 mm Maschenweite händisch mit Wasser gewaschen und anschließend im Trockenschrank bei 105 °C für 24 h getrocknet. Dies geschah, um Staubentwicklung im Technikum bei der Glassortierung zu verhindern. Aus den Partikelgrößenfraktionen der B-Probe wurden die Sieblinien für die Bettaschen erstellt und durch inkrementierendes Schaufeln der Partikelgrößenfraktionen 2–4, 4–8, 8–16 und > 16 mm eine Laborprobenmasse herausgeteilt, welche ungefähr 1000 Partikeln je Partikelgrößenfraktion entsprach. Diese Laborprobenmassen, die in Summe eine Masse von 12.651 g besaßen, wurden dann manuell entsprechend des Aussehens der Partikel in folgende Fraktionen sortiert:

- Mineralisch: Keramik, Ton (natur), Gestein (natur), Beton und Baustoffe,
- Glas: Weißglas, Grünglas, Braunglas und sonstige Gläser,
- Metalle.

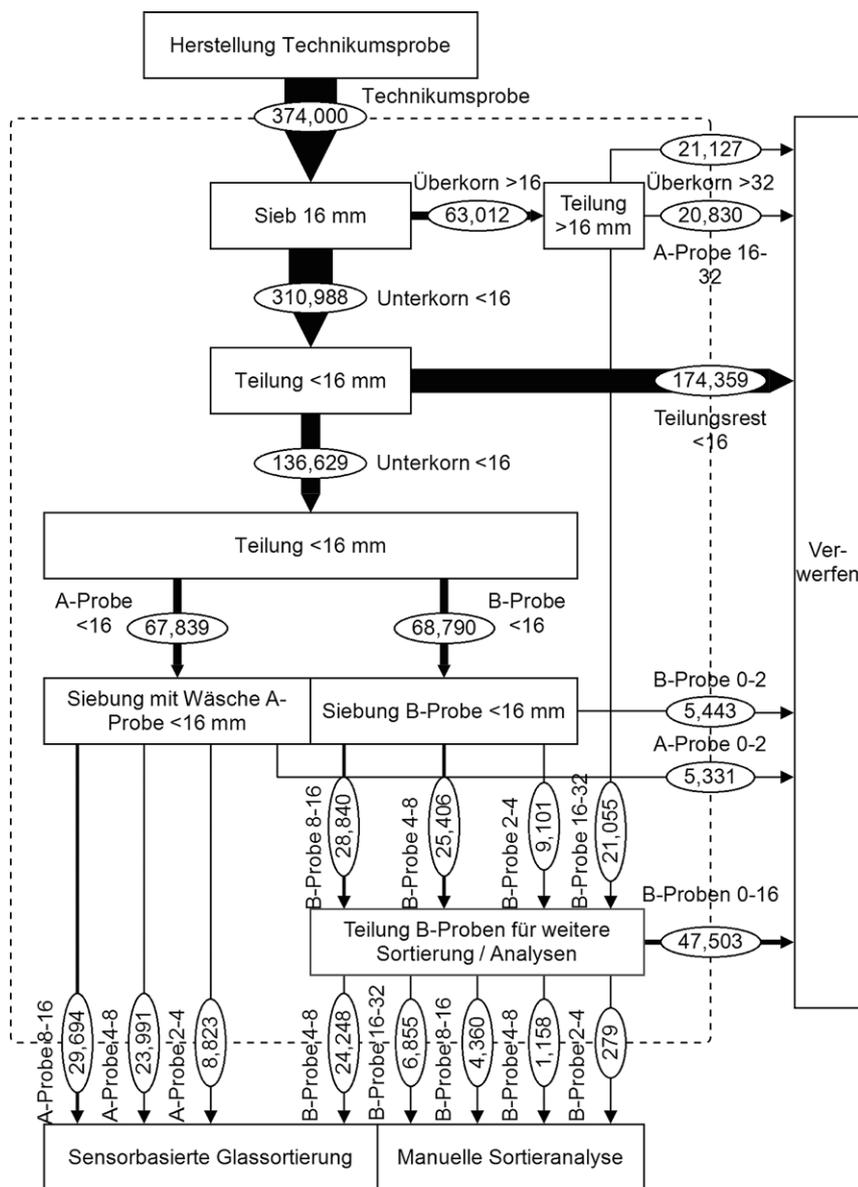
Abb. 4 zeigt die manuelle Einzelkornsortierung der B-Proben. Die gewaschenen und getrockneten A-Probe-Partikelgrößenfraktionen 2–4, 4–8 und 8–16 mm sowie die nicht gewaschene B-Probe-Partikelgrößenfraktion 4–8 mm wurden anschließend für die sensorbasierte Charakterisierung (Abschn. 2.2) und weitere Glasabreicherung (Abschn. 2.3) verwendet.

2.1.4 Zusammenfassung Probenaufbereitungsschema

Abb. 5 stellt das Probenaufbereitungsschema der Technikumsprobe im Feld und im Labor in Form einer Materialflussanalyse dar. Die Darstellungseinheit der Materialflüsse ist [g/Versuch].

2.2 Sensorbasierte Charakterisierung und Sortierung der Bettaschen

Für die sensorbasierte Charakterisierung der Bettaschen wurden ausgewählte Technikumsproben, die als Teilungsrest bei der Erstellung der Laborproben für die manuelle Sortierung anfielen, verwendet (siehe Abschn. 2.1.2). Dabei handelte es sich um die gewaschenen A-Probe-Partikelgrößen-



Materialflussanalyse Probenaufbereitungsschema Bettasche - Flüsse in [g/Versuch]

Abb. 5 Materialflussanalyse Probenaufbereitungsschema der Technikumsprobe

fraktionen 2–4, 4–8 und 8–16 mm. Die Fraktion A-Probe-Partikelgrößenfraktion 0–2 mm wurde nicht verwendet, da bei dieser Partikelgröße eine sensorbasierte Charakterisierung nicht mehr möglich ist. Auch die A-Probe-Partikelgrößenfraktion > 16 mm wurde nicht verwendet, weil sie mengenmäßig wenig relevant ist. Dafür wurde auch die nicht gewaschene B-Probe-Partikelgrößenfraktion 4–8 mm für die sensorbasierte Charakterisierung verwendet, um den Unterschied bei der Charakterisierung zwischen gewaschener und nicht gewaschener Probe festzustellen.

Die sensorbasierte Charakterisierung und Sortierung fand im Technikum der Firma Binder+CO AG an einem VIS-Glassortiergerät des Typs Clarity® statt. Die gewaschenen A-Probe-Partikelgrößenfraktionen 2–4, 4–8 und 8–16 mm sowie die die nicht gewaschene B-Probe-Partikelgrößenfraktion 4–8 mm wurden auf ein Förderband aufgegeben und dem Glassortiergerät zugeführt. Durch das Glassortiergerät wurden für jede der vier aufgegebenen Proben zwei Fraktionen erzeugt, eine positiv sortierte Glasfraktion und eine mineralische Restfraktion. Letztere wird fortan auch synonym als Kera-

mik-Steine-Porzellan oder KSP-Fraktion bezeichnet. Während von jeder Glasfraktion der gewaschenen A-Probe-Partikelgrößenfraktionen 2–4, 4–8 und 8–16 mm durch Teilen mittels inkrementierenden Schaufelns wiederum eine Laborprobe von rund 1000 Partikeln für die manuelle Sortierung gewonnen wurde, blieb die Restfraktion an dieser Stelle uncharakterisiert. Der Grund dafür war, dass die Restfraktion im nächsten Schritt nochmals aufgereinigt wurde (Abschn. 2.3). Auch die nicht gewaschene B-Probe-Partikelgrößenfraktion 4–8 mm wurde nicht weiter charakterisiert, da es hier vornehmlich um einen Vergleich des Austrags zur gewaschenen A-Probe-Partikelgrößenfraktion 4–8 mm ging.

2.3 Glasabreicherung der mineralischen Fraktion durch sensorbasierte Sortierung

Die mineralische Restfraktionen der gewaschenen A-Probe-Partikelgrößenfraktionen 2–4, 4–8 und 8–16 mm durchliefen zwei weitere Sortierdurchgänge auf der Glassortiermaschine. Ziel war es, noch Glas zu gewinnen, aber vor allem die mineralische Restfraktion von Glas zu befreien. Auch hier wurden durch Teilung mittels inkrementierenden Schaufelns Proben der Glasfraktionen sowie der mineralischen Restfraktion nach dem dritten und letzten Sortierdurchgang gewonnen.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Zusammensetzung der Bettaschenlaborprobe basierend auf manueller Sortierung

Die Zusammensetzung der Bettaschenlaborproben der Partikelgrößenfraktionen 2–4, 4–8, 8–16 und > 16 mm sind in Tab. 1 dargestellt. Während die Partikelgrößenfraktionen 2–4 und > 16 mm zu weniger als 50 m-% aus Glas bestanden, beinhalteten die Partikelgrößenfraktionen 4–8 und 8–16 mm fast 75 m-% Glas. Diese Werte decken sich gut mit den Analysen einer anderen österreichischen Bettasche aus der Müllverbrennung, wenn auch die Glasgehalte in der Partikelgrößenfraktion > 16 mm im vorliegenden Fall etwas höher sind (Blasenbauer et al. 2023). Bemerkenswert ist der geringe Metallgehalt der in dieser Studie analysierten Bettaschen von unter 2 m-% in der jeweiligen Partikelgrößenfraktion. Bei den von Bla-

Tab. 1 Zusammensetzung der Bettaschenlaborproben innerhalb der Partikelgrößenfraktionen 2–4, 4–8 und 8–16 mm in m-%

Materialfraktion	Massenanteile je Partikelgrößenfraktion in m-% ^a			
	16–32 mm	8–16 mm	4–8 mm	2–4 mm
Keramik (ohne Ton, natur)	32,1	10,5	5,8	n.b.
Ton, natur	10,2	1,0	0,5	n.b.
Gestein, natur	13,9	10,7	15,4	n.b.
Beton, Baustoffe	4,4	1,1	3,1	n.b.
Summe Mineralisch (KSP)	60,5	23,4	24,8	53,9
Weißglas	26,0	44,5	40,3	19,1
Grünglas	5,0	11,2	12,4	7,9
Braunglas und sonst	7,2	19,1	20,8	19,1
Summe Glas	38,1	74,8	73,5	46,1
Summe Metalle	1,4	1,8	1,7	<<0,1
Gesamt	100,0	100,0	100,0	100,0

^aMassenanteile bezogen auf die beprobte Masse von 12.651 g Trockenmasse
n.b. nicht bestimmt

senbauer et al. (2023) analysierten Bettaschen lag der Metallgehalt der äquivalenten Partikelgrößenfraktionen bei rund 2 bis 30 m-%. Nachdem der Metallgehalt im Restmüll grundsätzlich bei beiden Anlagen recht ähnlich sein dürfte (Beigl 2020), ist die unterschiedliche Metallentfernung in der Restmüllsortierung vor der Müllverbrennung sowie einer Metallabscheidung bei den gegenständlichen Bettaschen in der Müllverbrennungsanlage für die niedrigen Metallgehalte verantwortlich. Innerhalb der Glasfraktionen dominieren bei allen Partikelgrößenfraktionen Weißglas gegenüber Grün- und Buntglas. Innerhalb der mineralischen Fraktionen ohne Glas sind bei den Partikelgrößen-

fraktionen > 16 mm Keramik (ohne Ton, natur) am relevantesten, bei den Partikelgrößenfraktionen 4–8 und 8–16 mm Gestein, natur. Bei der Partikelgrößenfraktion 2–4 mm konnte weder für Glas noch für die mineralischen Fraktionen die weitergehende Unterscheidung in Unterfraktionen durchgeführt werden, jedoch dürfte hier die Zusammensetzung eher der Partikelgrößenfraktion 4–8 mm ähneln.

In Bezug auf die Gesamtmenge der Bettasche, dargestellt in Tab. 2, befinden sich knapp 50 m-% Glas der Partikelgrößenfraktionen 4–8 und 8–16 mm. In den anderen analysierten Partikelgrößenfraktionen 2–4 und > 16 mm finden sich nur etwas mehr als 10 m-

%, obwohl diese, gemeinsam mit der Fraktion 0–2 mm, welche sich für eine Glassortierung nicht eignet, rund 25 m-% der Gesamtmenge ausmachen. Bei einer angedachten Glasentfernung ist es also sinnvoll, sich zuerst auf die Partikelgrößenfraktionen 4–8 und 8–16 mm zu konzentrieren.

Tab. 7 im Anhang zeigt zusätzlich die analysierten Laborprobenmassen, aus denen die Ergebnisse in Tab. 1 und 2 berechnet wurden.

3.2 Sensorbasierte Charakterisierung und Sortierung der Bettaschen nach einem Sortierdurchgang

Bei der sensorbasierten Sortierung wurden, wie Tab. 3 zeigt, annähernd jene Massenanteile im ersten Sortierdurchgang aussortiert, die auch bei der manuellen Sortieranalyse identifiziert wurden. So wurden bei den Partikelgrößenfraktionen 8–16 und 4–8 mm 71 bzw. 69 m-% aussortiert. Die aussortierten Glasfraktionen der Partikelgrößenfraktionen 8–16 und 4–8 mm bestanden zu 97 bis 98 m-% aus Glas. Diese Glasreinheit ist nicht nur vergleichbar mit jener, die bei der getrennten Sammlung von Altglas in Österreich erreicht wird (Gritsch und Lederer 2023), sie zeigt auch, dass eine sensorbasierte Charakterisierung sehr gut möglich ist. Zum Vergleich: In der Partikelgrößenfraktion 8–16 mm wurde bei der manuellen Sortierung ein Glasanteil von 75 m-% gefunden, bei der sensorbasierten Charakterisierung 71 m-%. Die Abweichung

Tab. 2 Sieblinie und Zusammensetzung der einzelnen Partikelgrößenfraktionen bezogen auf die Gesamtmasse der Bettaschen, inklusive nicht analysierter Anteil 0–2 mm

Partikelgrößenverteilung	Massenanteile je Partikelgrößenfraktion in m-% ^a					
	16–32 mm	8–16 mm	4–8 mm	2–4 mm	0–2 mm	Summe
Partikelgrößenverteilung	16,8	36,8	27,9	10,7	7,9	100
Materialfraktionen						
Keramik (ohne Ton, natur)	5,4	3,9	1,6	n.b.	n.b.	10,9
Ton, natur	1,7	0,4	0,1	n.b.	n.b.	2,2
Gestein, natur	2,3	3,9	4,3	n.b.	n.b.	10,5
Beton, Baustoffe	0,7	0,4	0,9	n.b.	n.b.	2,0
Summe Mineralisch (KSP)	10,1	8,6	6,9	5,7	n.b.	31,4
Weißglas	4,4	16,4	11,3	n.b.	n.b.	32,0
Grünglas	0,8	4,1	3,5	n.b.	n.b.	8,4
Braunglas und sonst	1,2	7,0	5,8	n.b.	n.b.	14,0
Summe Glas	6,4	27,5	20,5	4,9	n.b.	59,3
Summe Metalle	0,2	0,7	0,5	<<0,1	<<0,1	1,4
Summe Feinfraktion 0–2 mm	0,0	0,0	0,0	0,0	7,9	7,9
Gesamt	16,8	36,8	27,9	10,7	7,9	100

^aMassenanteile bezogen auf die beprobte Masse von 12.651 g Trockenmasse plus nicht beprobter Feinanteil 0–2 mm von 1076 g Trockenmasse
n.b. nicht bestimmt

Tab. 3 Sensorbasiert aussortiertes Glas und (mineralischer) Rest in [g] und [m-%], sowie Zusammensetzung der Probe an sensorbasiert aussortierten Glasfraktionen in [g] und [m-%] nach dem 1. Sortierdurchgang

Partikelgrößenfraktion								
	8–16 mm		4–8 mm		2–4 mm		2–16 mm	
	Glas	Rest	Glas	Rest	Glas	Rest	Glas	Rest
Masse in [g]	20.982	8712	16.538	7453	4756	4067	42.276	20.232
Massenanteil in [m-%]	71	29	69	31	54	46	68	32
Zusammensetzung Probe aus Glasfraktion								
Materialfraktion	[g]	[m-%]	[g]	[m-%]	[g]	[m-%]	[g]	[m-%]
Metalle	15,6	0,4	8,2	0,9	2,4	0,8	26,2	0,5
Mineralisch (KSP)	66,0	1,7	21,2	2,3	53,8	18,4	141,0	2,7
Weißglas	2940,0	73,9	673,6	73,8	177,8	61,0	3791,4	73,1
Grünglas	665,4	16,7	134,6	14,7	39,2	13,4	839,2	16,2
Buntglas & sonstiges	293,4	7,4	75,2	8,2	18,4	6,3	387,0	7,5
Summe	3980,4	100,0	912,8	100,0	291,6	100,0	5184,8	100,0

ist also nur sehr gering. Bei der Partikelgrößenfraktion 4–8 mm war die Abweichung etwas größer. Auch bei der Partikelgrößenfraktion 2–4 mm konnten 54 m-% Glas mit einer Glasreinheit von 80,8 m-% gewonnen werden. Jedoch war hier die Glasreinheit bedeutend geringer.

Um auch den Einfluss der Wäsche bei der sensorbasierten Glassortierung beurteilen zu können, wurde parallel eine nicht gewaschene Partikelgrößenfraktion 4–8 mm sensorbasiert sortiert. Das Ergebnis zeigt, dass auch hier 67% Glasfraktion aussortiert wurden, im Vergleich zu 69% bei den gewaschenen Bettaschen. Der Glasanteil in den Glasfraktionen war gleich groß. Das bestätigt die Einschätzung der Experten der Firma Binder+CO AG, dass der Staubbelag auf den Bettaschen-Glaspartikeln

auf die Sortierung keinen negativen Einfluss hat.

Wie in Tab. 1 und 2 gezeigt werden konnte, ist die Partikelgrößenfraktion 4–16 mm, bestehend aus 4–8 und 8–16 mm, jene, die den größten Anteil an Glas enthält. Aus Tab. 3 wiederum ist ersichtlich, dass die Glasreinheit der aussortierten Glasfraktion, ausgedrückt im Glasanteil, der Partikelgrößenfraktion 4–16 mm am höchsten ist. Dieser Zusammenhang ist auch in Abb. 6 plakativ dargestellt. Eine Glassortierung mit einem Sortierdurchgang aus den Bettaschen macht daher vor allem für die Partikelgrößenfraktion 4–16 mm und weniger für die Partikelgrößenfraktion 2–4 mm Sinn. Das geht auch aus den Glassortierversuchen von Mühl et al. (2023) hervor, wo etwa nur Par-

tikelgrößen größer 8 mm glassortiert wurden.

Die im ersten Sortierdurchgang aussortierte Glasfraktion der Partikelgrößenfraktion 8–16 mm ist auch in Abb. 7 dargestellt. Hier wurde noch nicht nach Weiß-, Grün- und Buntglas getrennt. Nicht nur die Dominanz des Weißglas ist aus der Abbildung klar ersichtlich,

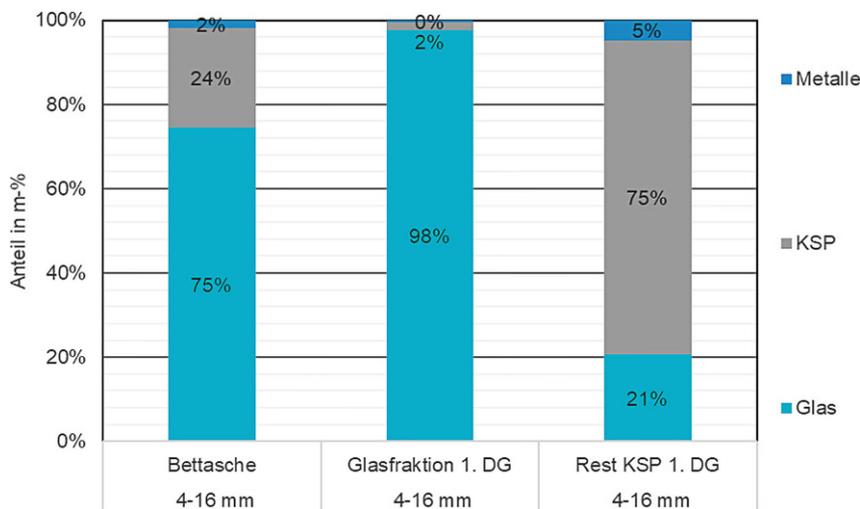


Abb. 6 Anteil von Metallen, Mineralischer Fraktion ohne Glas (Keramik-Steine-Porzellan oder KSP) und Glas (Weiß-, Grün- und Buntglas) in der Partikelgrößenfraktion 4–16 mm der Bettasche, der im 1. Sortierdurchgang (1. DG) aussortierten Glasfraktion und der dabei entstandenen Restfraktion KSP



Abb. 7 Glas aus der Partikelgrößenfraktion 8–16 mm der Bettasche nach einem Sortierdurchgang



Abb. 8 Mineralische Restfraktion aus der Partikelgrößenfraktion 8–16 mm der Bettasche nach einem Sortierdurchgang

Tab. 4 Sensorbasiert aussortiertes Glas und (mineralischer) Rest in [g] und [m-%] sowie Zusammensetzung der Probe an sensorbasiert aussortierten Glasfraktionen in [g] und [m-%] nach dem 2. Sortierdurchgang

Partikelgrößenfraktion								
	8–16 mm		4–8 mm		2–4 mm		2–16 mm	
	Glas	Rest	Glas	Rest	Glas	Rest	Glas	Rest
Masse in [g]	1400	7312	1018	6435	497	3570	2915	17.317
Massenanteil in [m-%]	16	84	14	86	12	88	14	86
Zusammensetzung Probe aus Glasfraktion								
Materialfraktion	[g]	[m-%]	[g]	[m-%]	[g]	[m-%]	[g]	[m-%]
Metalle	26	1,9	8	2,4	1	0,4	34	1,9
KSP	187	13,7	38	11,9	15	11,8	240	13,2
Weißglas	713	52,2	199	62,1	80	62,8	993	54,7
Grünglas	338	24,7	59	18,5	18	14,2	415	22,8
Buntglas & sonstiges	104	7,6	17	5,2	14	10,8	135	7,4
Summe	1368	100,0	320	100,0	128	100,0	1816	100,0

Tab. 5 Sensorbasiert aussortiertes Glas und (mineralischer) Rest in [g] und [m-%] sowie Zusammensetzung der Probe an sensorbasiert aussortierten Glasfraktionen in [g] und [m-%] nach dem 3. Sortierdurchgang

Partikelgrößenfraktion								
	8–16 mm		4–8 mm		2–4 mm		2–16 mm	
	Glas	Rest	Glas	Rest	Glas	Rest	Glas	Rest
Masse in [g]	215	7097	350	6085	313	3257	878	16.439
Massenanteil in [m-%]	3	97	5	95	9	91	5	95
Zusammensetzung Probe aus Glasfraktion								
Materialfraktion	[g]	[m-%]	[g]	[m-%]	[g]	[m-%]	[g]	[m-%]
Metalle	10	5,4	2	0,6	1	0,9	13	2,1
KSP	72	38,6	48	14,7	13	14,0	133	21,9
Weißglas	42	22,3	210	64,6	64	66,9	316	52,0
Grünglas	54	29,0	50	15,4	11	11,2	115	18,9
Buntglas & sonstiges	9	4,7	15	4,6	7	7,0	30	5,0
Summe	186	100,0	325	100,0	96	100,0	607	100,0

Tab. 6 Zusammensetzung der Probe der mineralischen Restfraktion nach drei Sortierdurchgängen in [g] und [m-%]

Partikelgrößenfraktion								
Materialfraktion	8–16 mm		4–8 mm		2–4 mm		2–16 mm	
	[g]	[m-%]	[g]	[m-%]	[g]	[m-%]	[g]	[m-%]
Metalle	116	3,0	29	1,7	24	2,1	168	2,5
KSP	3536	90,3	1244	75,9	713	64,4	5493	82,5
Weißglas	71	1,8	243	14,8	278	25,1	592	8,9
Grünglas	146	3,7	101	6,2	76	6,8	323	4,9
Buntglas & sonstiges	45	1,2	23	1,4	16	1,5	84	1,3
Summe	3914	100,0	1640	100,0	1107	100,0	6661	100

sondern auch die große Reinheit im Vergleich etwa zu Glas aus Rostaschen (Blasenbauer et al. 2023).

Im Vergleich dazu ist auch die mineralische Restfraktion der Partikelgrößenfraktion 8–16 mm in Abb. 8 dargestellt. Neben den Hauptbestandteilen Keramik und mineralische Baurestmassen fallen auch Metallstücke auf. Die Bettasche besitzt aber einen bedeutend geringeren Metallgehalt als Bett- und Rostaschen aus anderen Müllverbrennungsanlagen in Österreich und Europa (Blasenbauer et al. 2023; Hu-

ber et al. 2020; Šyc et al. 2020). Bei der sensorbasierten Sortierung, und das ist aus dem Vergleich von Abb. 7 und 8 ersichtlich, bleiben diese Metalle eher in der mineralischen Restfraktion. Das ist zwar gewünscht, bedeutet jedoch auch, dass für eine weitere Verwendung der mineralischen Restfraktion etwa im Straßenbau oder als industriell hergestellte Gesteinskörnung im Beton, wie es durch den Bundes-Abfallwirtschaftsplan in Österreich erlaubt ist, eine nochmalige Metallentfernung

durchgeführt werden muss (BMK 2023; Mühl et al. 2023).

Die Metalle, die sich noch in der mineralischen Restfraktion befinden, sind überwiegend längliche Partikel wie Drähte. Diese scheinen weder von der Eisen- und Nichteisenmetallentfernung vor der Verbrennung noch bei jener auf der Müllverbrennungsanlage, entfernt werden zu können, wie auch in der Literatur bereits erwähnt wurde (Šyc et al. 2020).

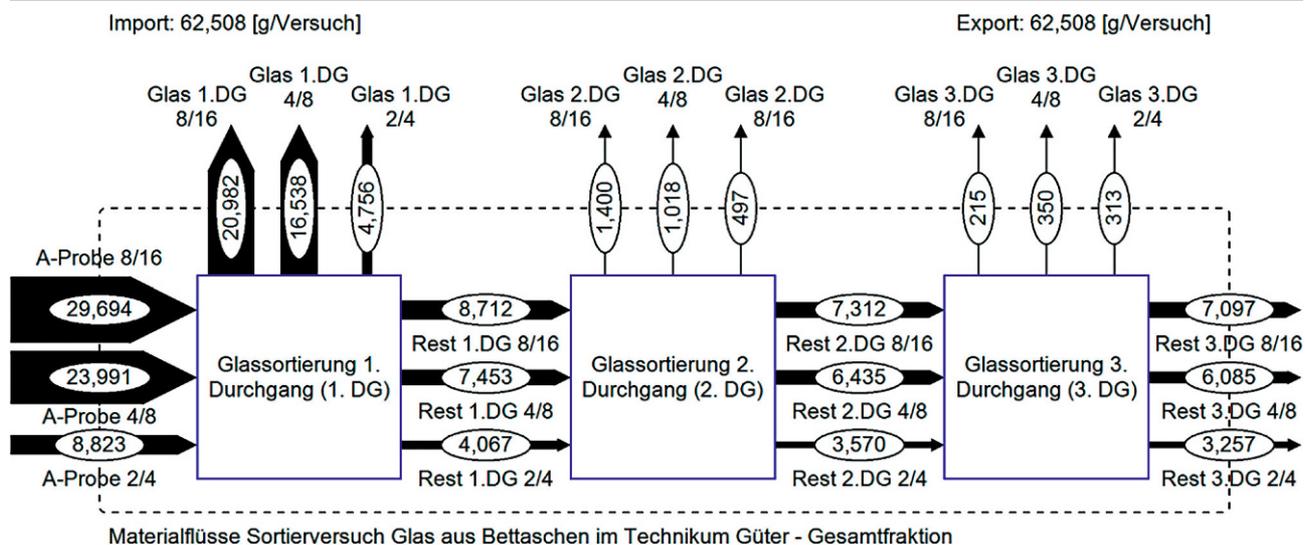


Abb. 9 Materialflussanalyse Technikumsversuch Charakterisierung und Sortierung von Glas auf Güterebe (Gesamtfraction)

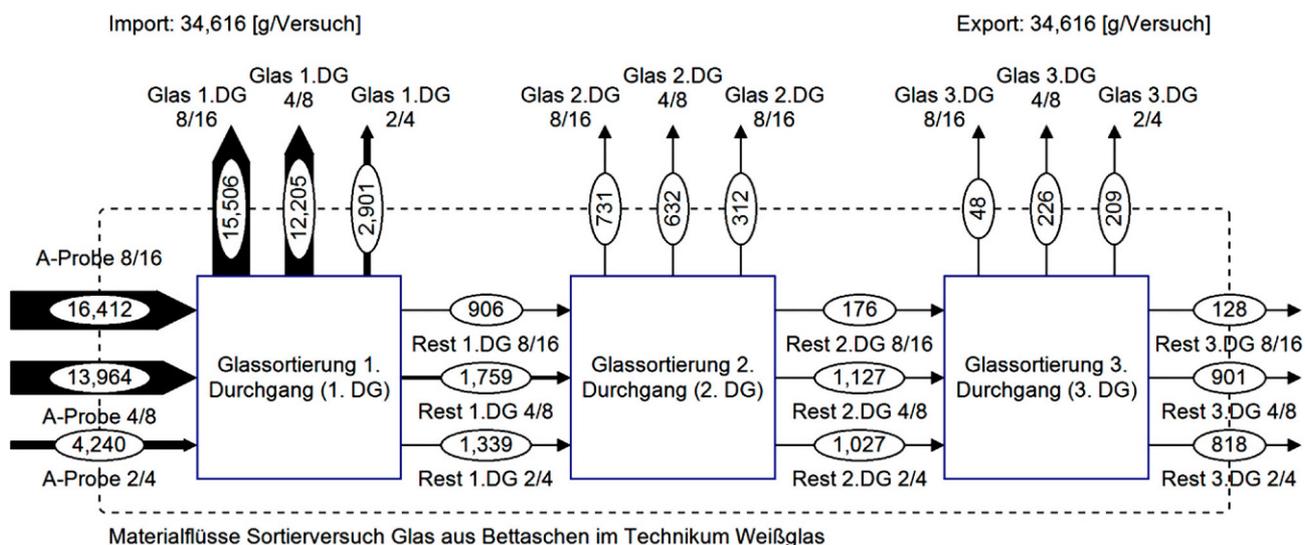


Abb. 10 Materialflussanalyse Technikumsversuch Charakterisierung und Sortierung von Glas auf Subgüterebe für Weißglas

3.3 Glasabreicherung der mineralischen Fraktion durch sensorbasierte Sortierung im zweiten und dritten Sortierdurchgang

Tab. 4 und 5 zeigen die Masse und Anteile an aussortiertem Glas bzw. mineralischer Restfraktion sowie die Zusammensetzung der Glasfraktionen nach dem zweiten und dritten Sortierdurchgang. Es ist klar erkennbar, dass die aussortierte Glasmenge abnimmt, was auch die Effektivität der Glasentfernung im ersten Sortierdurchgang bestätigt. Gleichzeitig reduziert sich auch der Glasanteil in der aussortierten Glasfraktion. Mit einem geringeren Glasanteil im Inputmaterial nimmt also

auch die Glasreinheit der aussortierten Glasfraktion ab.

Die Zusammensetzung der mineralischen Restfraktion nach dem dritten Sortierdurchgang ist in Tab. 6 dargestellt. Zwar ist in allen Partikelgrößenfraktionen noch Glas enthalten, jedoch bedeutend weniger als in der nicht aufbereiteten Probe. Am geringsten ist der Glasanteil in der Partikelgrößenfraktion 8–16 mm mit 6,7 [m-%], gefolgt von der Partikelgrößenfraktion 4–8 mm mit 22,4 [m-%] und der Partikelgrößenfraktion 2–4 mm mit 33,4 [m-%]. Das entspricht einer Reduktion im Vergleich zur nicht behandelten Bettasche um den Faktor 11 für die Partikelgrößenfraktion 8–16 mm und den Faktor 3,5 für die

Partikelgrößenfraktion 4–8 mm. Bei der Partikelgrößenfraktion 2–4 mm war die Reduktion geringer.

3.4 Materialflüsse des Aufbereitungs- und Charakterisierungsversuchs

In Abb. 9 sind die gesamten Materialflüsse des Versuchs zur Glascharakterisierung und -sortierung von Bettaschen im Technikum dargestellt. Bereits im ersten Sortierdurchgang wird ein Großteil der Masse aussortiert, was, wie aus Abb. 10 (Materialflüsse Technikumsversuch für Weißglas) ersichtlich ist, hauptsächlich dem hohen Glasanteil in den Bettaschen auf der einen Seite und der hohen Austragsrate an Glas auf der

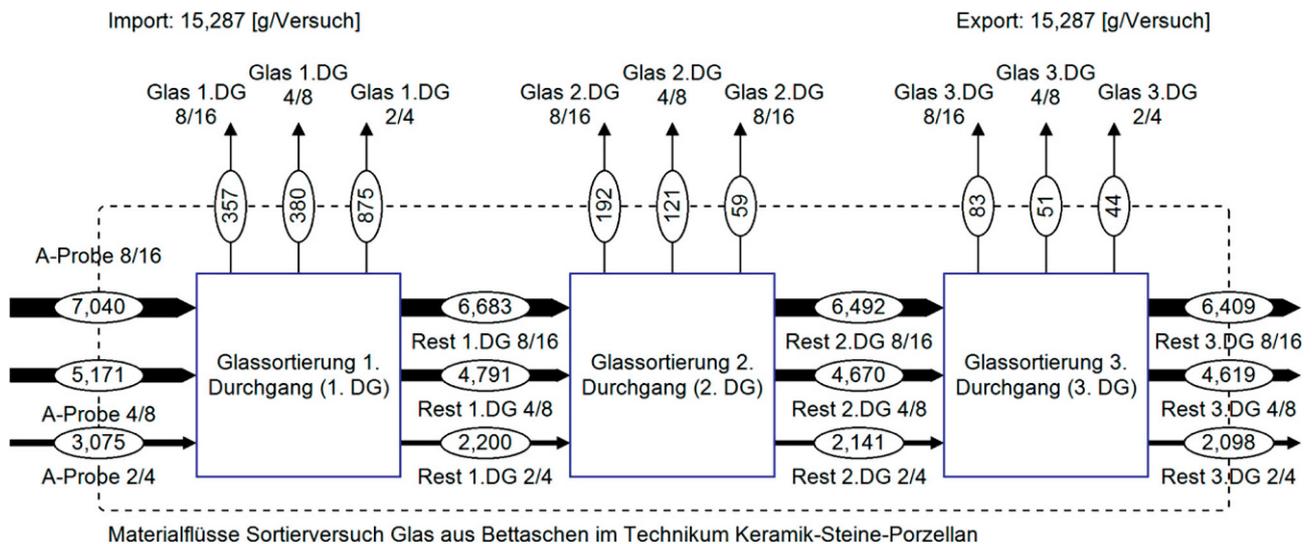


Abb. 11 Materialflussanalyse Technikumsversuch Charakterisierung und Sortierung von Glas auf Subgüterebene für Mineralische Fraktionen ohne Glas (Keramik-Steine-Porzellan oder KSP)

anderen Seite, geschuldet ist. Gleiches wie für Weißglas gilt auch für Grün- und Buntglas (siehe Abb. 12 und 13 im Anhang). Umgekehrt verbleibt ein Großteil von Keramik-Steinen-Porzellan (KSP) in der inzwischen recht kleinen mineralischen Restfraktion (siehe Abb. 11). Beide Fraktionen getrennt, also Glas und Mineralik, weisen ein bedeutend höheres Recyclingpotenzial auf als die Bettaschen vor der Glassortierung, da daraus unterschiedliche Produkte, also Schaumglas oder Gesteinskörnung für Beton, hergestellt werden können.

4 Zusammenfassung

Der Versuch im Technikum zeigte, dass die in Österreich schon seit Jahren praktizierte sensorbasierte Sortierung von Glas aus Müllverbrennungsbettaschen sehr hohe Ausbeuten und Reinheiten der Produkte erzeugen kann. Voraussetzung dafür ist die Verbrennung in Müllverbrennungsanlagen mit Wirbelschichttechnologie, da nur die daraus entstehenden Bettaschen eine Qualität aufweisen, um effizient Glas zu entfernen und dieses auch sinnvoll wieder als Sekundärrohstoff einzusetzen. Darüber hinaus bietet die sensorbasierte Glassortierung die Möglichkeit, eine glasarme Restfraktion zu erzeugen, die als Sekundärrohstoff in der Bauindustrie eingesetzt werden kann. Die sensorgestützte Sortierung ist durch ihre hohe Effektivität auch eine Option, Bettaschen auf effiziente Art und Weise zu charakterisieren.

5 Ausblick

Obwohl heute bereits aus Bettaschen sensorbasiert sortiert und recycelt wird, gibt es noch weiteres Potenzial zum Recycling. Zum einen wird das derzeit aussortierte Glas hauptsächlich in der Schaumglasproduktion eingesetzt. Diese besitzt jedoch nicht den gleichen Rohstoffbedarf wie etwa die Behälterglasindustrie. Um auch in letzterer Glas aus Bettaschen einzusetzen, müssen einerseits der Störstoffanteil etwa an Keramik weiter reduziert werden, als auch Grenzwerte für bestimmte chemische Parameter eingehalten werden. Ob beides mit aktueller Sortiertechnik erreicht werden kann, ist Gegenstand aktueller Untersuchungen.

Gleiches gilt für die Verwendung der mineralischen Restfraktion. Der Einsatz als industriell hergestellte Gesteinskörnung, welche einen partiellen Ersatz für natürliche Gesteinskörnungen bietet, wird derzeit in weiteren Versuchen geprüft. Erste Versuchsreihen deuten darauf hin, dass diese Verwendung unter den im Bundes-Abfallwirtschaftsplan definierten Bedingungen sehr gut möglich ist (BMK 2023). Dies gilt vor allem für Bettaschen, die im Großmaßstab glasbefreit wurden. Kritische Parameter dürften aber nicht nur die eigentlichen Fremdbestandteile wie Metalle sein, sondern auch diffuse Verunreinigungen wie etwa lösliches Chlorid. Aus diesem Grund kann eine nasse Aufbereitung der Bettaschen mit Ausschleusung löslicher Stoffe, wie beispielsweise in Mühl et al. (2023) beschrieben, gegenüber der

rein trockenen Aufbereitung von Vorteil sein.

Sollten die mit diesen Aspekten auftretenden Fragen in naher Zukunft geklärt werden, so besitzen Bettaschen ein Potenzial, zur Kreislaufwirtschaft und der dadurch erzielten Schonung von natürlichen Ressourcen, der Umwelt und des Klimas beizutragen. Untersuchungen im Labor- und Technikumsmaßstab wie die in dieser Arbeit vorgestellte automatisierte Sortierung von Glas aus den Bettaschen der Müllverbrennung sind dabei nur ein kleiner Teil. Weit wichtiger ist die Umsetzung in der Praxis. Österreich ist diesbezüglich mit den im Land tätigen Unternehmen der Abfallwirtschaft in einer sehr guten Position, um die im Rahmen des Kreislaufwirtschaftspakets gesteckten Recyclingziele auch erreichen zu können.

Danksagung Wir bedanken uns recht herzlich für die Unterstützung der Firma Binder+Co AG in Gleisdorf für die Nutzung des Technikums und die fachliche Expertise.

Förderung Der vorliegende Beitrag entstand im Rahmen der Forschungsinitiative „Christian Doppler 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, die Nationalstiftung für Forschung,

Technologie und Entwicklung und 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 (eine Tochter der Linz AG), Mayer-Melnhof Board & Paper, OMV Downstream GmbH, Wien Energie GmbH und Wopfinger Transportbeton Ges.m.b.H. Die Open-Access-Publikation dieses Artikels wurde durch die Bibliothek der Technischen Universität Wien ermöglicht.

Funding Open access funding provided by TU Wien (TUW).

Open Access Dieser Artikel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Artikel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt.

Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.

Weitere Details zur Lizenz entnehmen Sie bitte der Lizenzinformation auf <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>.

6 Anhang

Tab. 7 Zusammensetzung der Bettaschenlaborproben der Partikelgrößenfraktionen in [g]

Massenanteile je Partikelgrößenfraktion in [g] ^a	16–32 mm	8–16 mm	4–8 mm	2–4 mm	0–2 mm	Summe
<i>Beprobte Menge</i>	6854,7	4359,6	1158,0	278,9	n.b.	12.651,2
<i>Fraktionen</i>						
Keramik (ohne Ton, natur)	2199,6	458,6	67,6	n.b.	n.b.	2725,8
Ton, natur	695,9	45,0	5,9	n.b.	n.b.	746,8
Gestein, natur	950,2	466,0	177,9	n.b.	n.b.	1594,1
Beton, Baustoffe	298,7	50,0	35,8	n.b.	n.b.	384,5
Summe Mineralisch KSP	4144,4	1019,6	287,2	150,3	n.b.	5601,5
Weißglas	1779,2	1939,0	466,9	53,2	n.b.	4238,3
Grünglas	339,9	490,0	143,3	22,0	n.b.	995,2
Braunglas und sonst	493,2	832,0	240,8	53,4	n.b.	1619,4
Summe Metalle	98,0	79,0	19,8	<<1,0	<<1,0	196,8
Gesamt	6854,7	4359,6	1158,0	278,9	1075,8	13.726,8

^aMassenanteile bezogen auf die beprobte Masse von 12.651 g Trockenmasse plus nicht beprobter Feinanteil 0–2 mm von 1076 g Trockenmasse
n.b. nicht bestimmbar

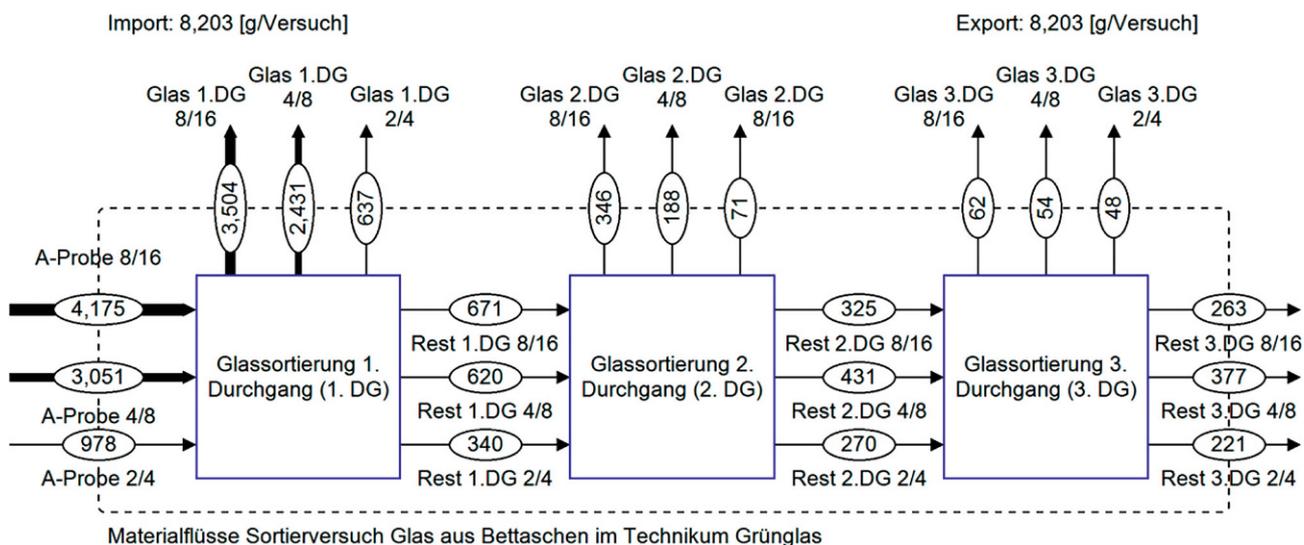


Abb. 12 Materialflussanalyse Technikumsversuch Charakterisierung und Sortierung von Glas auf Subgüterebe für Grünglas

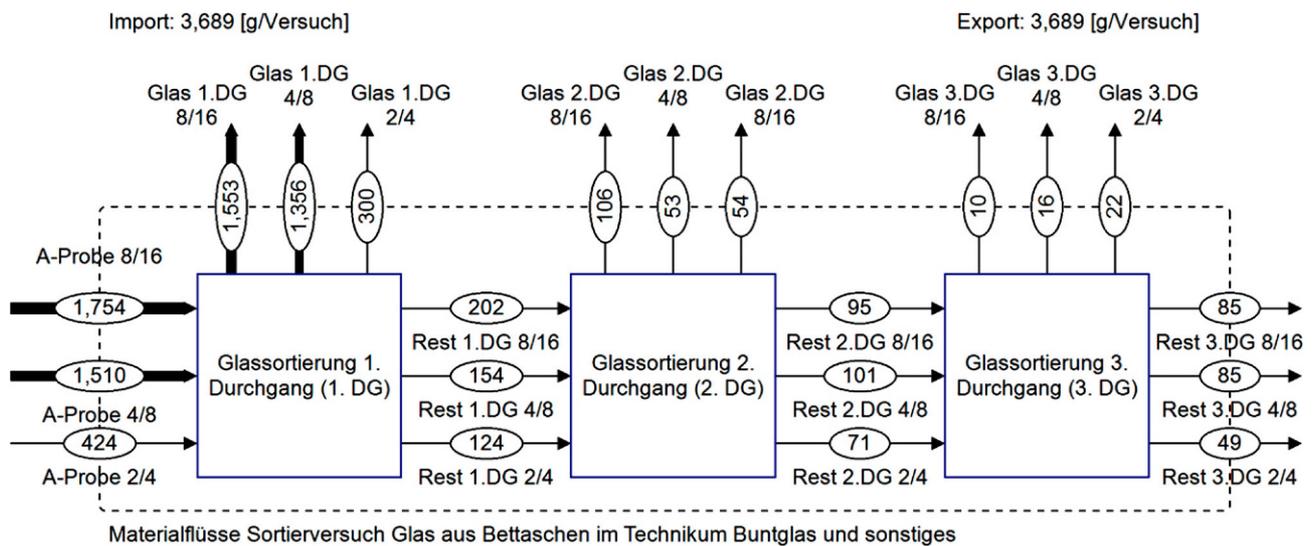


Abb. 13 Materialflussanalyse Technikumsversuch Charakterisierung und Sortierung von Glas auf Subgüterebe für Buntglas

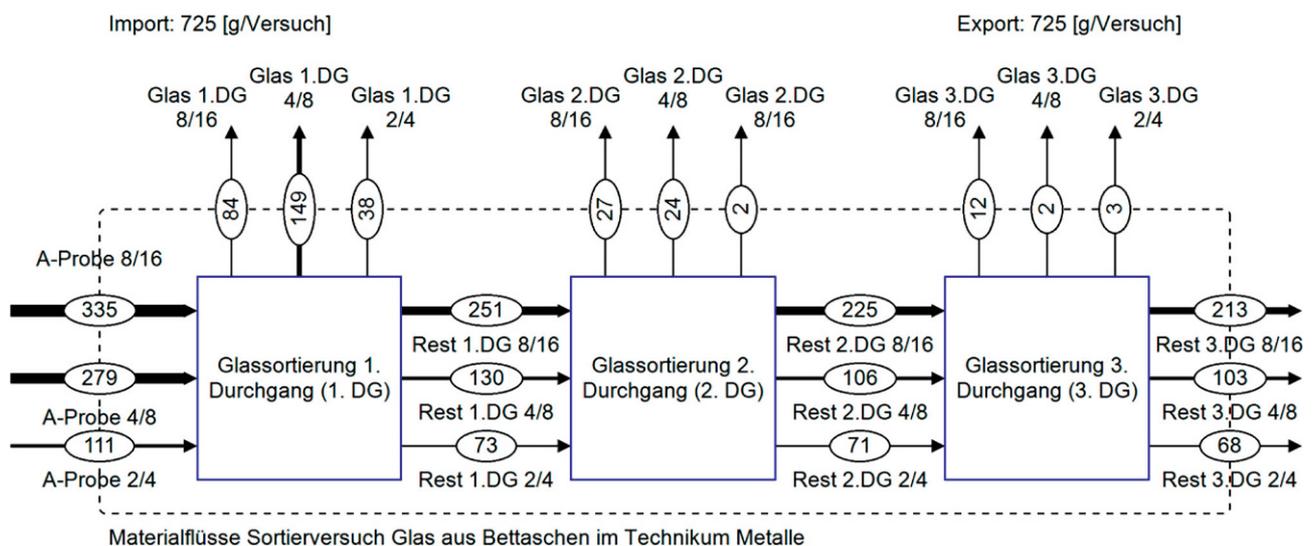


Abb. 14 Materialflussanalyse Technikumsversuch Charakterisierung und Sortierung von Glas auf Subgüterebe für Metalle

Literatur

Beigl, P. (2020): Auswertung der Restmüllzusammensetzung in Österreich 2018/2019 (Analysis of the mixed municipal solid waste composition in Austria 2018/2019): Universität für Bodenkultur, Institut für Abfallwirtschaft, Vienna.

Blasenbauer, D., Huber, E., 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, 142–155. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.02.021>

BMK (2023): Bundes-Abfallwirtschaftsplan (BA-WP) 2023 Teil 1 (Federal Waste Management Plan 2023 Part 1): Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK), Wien.

Curtis, A., Küppers, B., Möllnitz, S., Khodier, K. & Sarc, R. (2021): Real time material flow

monitoring in mechanical waste processing and the relevance of fluctuations. *Waste Management* 120, 687–697. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.10.037>

EU (2018): Directive (EU) 2018/852 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste. Europäische Union (EU), Brussels.

Fellner, J. & Lederer, J. (2020): Recycling rate—The only practical metric for a circular economy? *Waste Management* 113, 319–320. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.06.013>

Gritsch, L. & Lederer, J. (2023): A historical-technical analysis of packaging waste flows in Vienna. *Resources, Conservation and Recycling* 194, 106975. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.106975>

Hauer, W., Zerz, H.-J. & Schöner, H. (2014): Abtrennung und Verwertung von Glas aus Wirbelschicht-Bettasche, in: Pomberger, R. (Ed.) *Depo-Tech 2014*. Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AWAW) der Montanuniversität Leoben, Leoben.

Haupt, M., Kägi, T. & Hellweg, S. (2018): Modular life cycle assessment of municipal solid waste management. *Waste Management* 79, 815–827. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.035>

Huber, E., Blasenbauer, D., Aschenbrenner, P. & Fellner, J. (2020): Complete determination of the material composition of municipal solid waste incineration bottom ash. *Waste Management* 102, 677–685. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.036>

Kalmykova, Y., Sadagopan, M. & Rosado, L. (2018): Circular economy—From review of theories and practices to development of im-

plementation tools. *Resources, Conservation and Recycling* 135, 190–201. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.034>

Kellner, M., Schindler, I. & Jany, A. (2022): Status Report Waste Incineration. Umweltbundesamt, Wien.

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>

Lederer, J., Bartl, A., Blasenbauer, D., Breslmayer, G., Gritsch, L., Hofer, S., Lipp, A.-M. & Mühl, J. (2022): A review of recent trends to increase the share of post-consumer packaging waste to recycling in Europe. *Detritus* 19, 3–17. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2022.15198>

Makari, C. (2014): Optical Sorting for the Recovery of Glass from WIP Slags, in: Thomé-

Kozmiensky, K. (Ed.) *Waste Management*. TK Verlag, Neuruppin, pp. 245–254.

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, 321–333. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.05.048>

Müller, U. & Rübner, K. (2006): The microstructure of concrete made with municipal waste incinerator bottom ash as an aggregate component. *Cement and Concrete Research* 36(8), 1434–1443. <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2006.03.023>

Sarc, R. & Pomberger, R. (2022): „ReWaste4.0“ – Abfallwirtschaftliches Kompetenzzentrum am AVAW der Montanuniversität Leoben. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 74(1), 39–50. <https://doi.org/10.1007/s00506-021-00814-9>

Šyc, M., Simon, F.G., Hykš, J., Braga, R., Biganzoli, L., Costa, G., Funari, V. & Grosso, M. (2020):

Metal recovery from incineration bottom ash: State-of-the-art and recent developments. *Journal of Hazardous Materials* 393, 122433. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122433>

Tallentire, C.W. & Steubing, B. (2020): The environmental benefits of improving packaging waste collection in Europe. *Waste Management* 103, 426–436. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.12.045>

Turner, D.A., Williams, I.D. & Kemp, S. (2015): Greenhouse gas emission factors for recycling of source-segregated waste materials. *Resources, Conservation and Recycling* 105, 186–197. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.10.026>

Hinweis des Verlags Der Verlag bleibt in Hinblick auf geografische Zuordnungen und Gebietsbezeichnungen in veröffentlichten Karten und Institutsadressen neutral.