



Suderburger Working Paper No 22

Eine Übersicht zum Zerkleinerungsprozess von Leiterplattenabfällen beim Recycling von Elektroschrott

Kai Quester und Markus Launer

Mai 2024

A Working paper by Ostfalia Hochschule für angewandte Wissenschaften Braunschweig /
Wolfenbüttel, Standort Suderburg, Fakultät H, Studiengang Handel und Logistik

Herbert-Meyer-Straße 7, 29556 Suderburg, www.ostfalia.de/cms/de/h/

DOI: 10.13140/RG.2.2.13354.32960, ISSN 2198-9184

<https://www.ostfalia.de/cms/en/pws/launer/working-papers/>

Herausgegeben von:

Prof. Dr. Markus A. Launer
Herbert-Meyer-Straße 7
29556 Suderburg
m-a.launer@ostfalia.de

Prof. Dr. Markus A. Launer ist Professor für ABWL und Dienstleistungsmanagement an der Ostfalia Hochschule für angewandte Wissenschaften am Standort Suderburg. Dort sind seine Schwerpunktgebiete zudem eBusiness, International Management, Controlling, Finanzierung, ABWL und Wissenschaftliches Arbeiten. Parallel ist er Dozent an der Fresenius Hochschule und International School of Management. Zuvor war er an der Hamburg School of Business Administration (HSBA) tätig. Er hat über 20 Jahre Erfahrung aus der Industrie im In- und Ausland sowie in Groß-, Mittel- und Kleinunternehmen, davon 9 Jahre in den USA.

Autoren:

Kai Quester (Recycling Experte)
Prof. Dr. Markus A. Launer

Bibliographische Informationen

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des Herausgebers unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Vervielfältigung, Übersetzung, Mikroverfilmung und die Einspeicherung, Verarbeitung und Übermittlung in elektronischen Systemen.

Inhaltsverzeichnis

ABSTRACT	- 1 -
1. EINFÜHRUNG	- 2 -
2. GRUNDLAGEN	- 3 -
2.1 ELEKTROSCHROTT UND WASTE PRINTED CIRCUIT BOARDS (WPCB)	- 3 -
2.2. ZUSAMMENSETZUNG VON WPCB	- 6 -
2.3. GRUNDLEGENDE WPCB-TYPEN	- 7 -
2.4. MECHANISCHE EIGENSCHAFTEN DER WPCBS	- 8 -
3. GRUNDLEGENDE SELEKTIONS-VERFAHREN	- 12 -
3.1. PROBENAHME UND PROBENAHMEUNSIHERHEIT	- 12 -
3.2. MANUELLE DEMONTAGE BEIM WEEE-RECYCLING	- 14 -
3.2. AUTOMATISIERUNG DER DEMONTAGE	- 16 -
4. KONVENTIONELLE MECHANISCHE ZERKLEINERUNGSVERFAHREN	- 26 -
4.1. MECHANISMUS	- 27 -
4.2 BEFREIUNG	- 32 -
4.3 PRODUZIERTE PARTIKELMORPHOLOGIE	- 34 -
4.4 FEINSTAUB- UND STAUBENTWICKLUNG	- 35 -
4.5 ENERGIEVERBRAUCH	- 37 -
5. NEUE SCHREDDER- UND SEPARATIONSTECHNOLOGIEN	- 39 -
6. FAZIT	- 43 -
7. LITERATURVERZEICHNIS	- 43 -

Abstract

Die zunehmende Menge an Elektroschrott (E-Schrott) stellt ein erhebliches Problem für Gesellschaft und Umwelt dar. Das betrifft insbesondere alte sog. Leiterplatten (WPCBs), die in der Elektronikfertigung unverzichtbar sind. Da natürliche Ressourcen aus Bergwerken knapp werden, hat die Europäische Union den Critical Raw Material Act erlassen. Kritische Rohstoffe sollen die EU nicht mehr verlassen, sondern müssen recycelt werden. Zudem sind diese WPCBs aufgrund ihres seltenen Vorkommens, des hohen Wertes und ihrer großen Produktionsmengen von entscheidender Bedeutung, WPCBs effektiv zu recyceln und zurückzugewinnen. Das Zerkleinern von Leiterplatten ist ein entscheidender Schritt zur Rückgewinnung wertvoller Materialien. Dieses Arbeitspapier bietet einen Überblick über die -Zerkleinerung von WPCB. Er untersucht die Struktur, Arten und Zusammensetzung der WPCBs, einschließlich ihrer mechanischen Eigenschaften. Das Arbeitspapier untersucht gründlich herkömmliche mechanische Zerkleinerungsmaschinen. Die Literatur wurde dabei kritisch geprüft, um Forschungslücken und Inkonsistenzen zu identifizieren, und es werden zukünftige Richtungen für mehr Effizienz und Nachhaltigkeit vorgeschlagen. Dieser Artikel ist eine weitgehende Übersetzung, Überarbeitung und Ergänzung des Artikels von Abbadi, Rácz & Bokányi (2024).

1. Einführung

Dieses Arbeitspapier liefert eine umfassende und detaillierte Übersicht über die Zerkleinerung von WPCBs (Waste Printed Circuit Boards), einem zentralen Prozessschritt in der Rückgewinnung und im Recycling wertvoller und kritischer Rohstoffe, die in modernen Technologien eine Schlüsselrolle spielen. Es beleuchtet eingehend die Struktur, Typen und Zusammensetzung von WPCBs, einschließlich ihrer mechanischen und physikalischen Eigenschaften, und bietet damit eine fundierte Grundlage für ein besseres Verständnis dieser komplexen Materialien.

Darüber hinaus gibt das Papier einen umfassenden Überblick über die aktuell gebräuchlichen Zerkleinerungstechnologien, wie beispielsweise Hammermühlen, Rotorschredder und Schneidmühlen, und beschreibt deren Funktionsweise, Vor- und Nachteile sowie deren Eignung für verschiedene Materialzusammensetzungen. Besondere Aufmerksamkeit wird auf die Herausforderungen der Zerkleinerung von WPCBs gelenkt, die durch ihre heterogene Materialstruktur, Glasfaseranteile und die hohe Dichte an eingebetteten Metallen gekennzeichnet sind.

Das Papier bietet zudem eine kritische Perspektive auf den aktuellen Forschungsstand zur WPCB-Zerkleinerung. Es werden wesentliche Forschungslücken und Unstimmigkeiten identifiziert, wie etwa die unzureichende Standardisierung von Testmethoden, die begrenzte Datenlage zu Rückgewinnungsraten für spezifische Metalle und die mangelnde Berücksichtigung von Umweltfaktoren in vielen bestehenden Studien. Diese kritische Analyse zeigt auf, dass trotz erheblicher Fortschritte in der Technologie weiterhin erheblicher Forschungsbedarf besteht, um die Effizienz und Nachhaltigkeit der Prozesse zu steigern.

Insgesamt trägt dieses Arbeitspapier dazu bei, ein tieferes Verständnis für die Herausforderungen und Chancen der WPCB-Zerkleinerung zu schaffen und den Weg für innovative und nachhaltige Recyclinglösungen zu ebnen, die sowohl ökonomisch als auch ökologisch zukunftsweisend sind. (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Vorbehandlungsmethoden spielen eine zentrale Rolle bei der Anreicherung metallischer Werte aus weggeworfenen Leiterplatten und erweisen sich als unverzichtbarer Bestandteil effizienter Recyclingprozesse. Derzeit basieren die meisten Recyclingtechniken im kommerziellen Maßstab auf pyrometallurgischen Verfahren, die trotz ihrer Effizienz oft mit hohen Energieanforderungen und Umweltbelastungen verbunden sind.

Im Mittelpunkt der Diskussion stehen die Behandlung elektronischer Bauteile und Studien zur Rückgewinnung von Metallen, die insbesondere auf die Wiederverwertung wertvoller Rohstoffe wie Edelmetalle abzielen. Dabei haben Mehrwertprodukte, die aus entsorgten Leiterplatten hergestellt werden, in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung gewonnen, da sie sowohl ökologisch als auch wirtschaftlich attraktive Möglichkeiten zur Rohstoffnutzung bieten. Eine vielversprechende Perspektive für die Zukunft des Leiterplattenrecyclings liegt in der getrennten Behandlung von unedlen und edelmetallreichen Komponenten. Dieser Ansatz ermöglicht eine gezielte

Rückgewinnung von Metallen, optimiert die Ressourcennutzung und minimiert die Umweltbelastung. Durch die Weiterentwicklung solcher innovativen Verfahren kann das Recycling von Leiterplatten nicht nur wirtschaftlicher gestaltet, sondern auch nachhaltig in bestehende Kreislaufwirtschaftssysteme integriert werden (Mir & Dhawan, 2022).

2. Grundlagen

2.1 Elektroschrott und Waste Printed Circuit Boards (WPCB)

Elektronischer Abfall (E-Schrott) gehört zu den weltweit am schnellsten wachsenden Abfallkategorien. Häufige Änderungen im Produktdesign sowie legaler und illegaler Handel tragen zur Unberechenbarkeit des E-Schrotts bei. Diese Variabilität führt zu niedrigen Recyclingraten (Kumar, Holuszko & Espinosa 2017).

Die globale Produktion von Elektroschrott (E-Schrott) nimmt kontinuierlich zu. Im Jahr 2019 wurden weltweit 53,6 Millionen Tonnen (Mt) E-Schrott erzeugt, was einem Pro-Kopf-Aufkommen von 7,3 Kilogramm entspricht. Aktuelle Daten aus dem Jahr 2022 zeigen einen Anstieg auf 62 Mt, was einem Zuwachs von etwa 15,7 % innerhalb von drei Jahren entspricht. Prognosen zufolge wird das weltweite E-Schrott-Aufkommen bis 2030 auf nahezu 75 Millionen Tonnen ansteigen. Langfristige Schätzungen deuten darauf hin, dass bis 2050 ein Volumen von 120 Millionen Tonnen erreicht werden könnte, was einer jährlichen Wachstumsrate von etwa 3–4 % entspricht. Diese Entwicklung unterstreicht die dringende Notwendigkeit, effektive Recyclingstrategien zu entwickeln und umzusetzen, um den steigenden Mengen an Elektroschrott weltweit begegnen zu können. (Weltwirtschaftsforum, 2019, 2023).

Eine der zentralen Herausforderungen im Umgang mit Elektroschrott ist das Vorhandensein gefährlicher Substanzen, die erhebliche Risiken für die Umwelt und die menschliche Gesundheit darstellen. Zu den besorgniserregendsten Stoffen gehören Tetrabrombisphenol A (TBBPA), polybromierte Diphenylether (PBDE) und bromierte Flammschutzmittel (BFR). Diese Chemikalien gehören zur Gruppe der persistenten organischen Schadstoffe (POPs), die sich durch ihre Toxizität, chemische Stabilität und die Fähigkeit auszeichnen, sich in lebenden Organismen anzureichern.

TBBPA wird häufig in Leiterplatten und anderen elektronischen Bauteilen verwendet, um die Entflammbarkeit zu reduzieren. PBDEs und BFRs kommen ebenfalls in einer Vielzahl von elektronischen Geräten zum Einsatz, darunter Fernseher, Computergehäuse und Haushaltsgeräte. Obwohl diese Substanzen dazu beitragen, das Brandrisiko elektronischer Geräte zu verringern, haben sie erhebliche Nebenwirkungen, sobald die Geräte entsorgt oder recycelt werden. Bei unsachgemäßer Handhabung oder Verarbeitung von E-Schrott können diese Chemikalien in die Umwelt gelangen, sei es durch das Verbrennen, Deponieren oder durch unsachgemäße Recyclingverfahren.

Diese Stoffe sind besonders gefährlich, da sie nicht nur extrem langlebig sind, sondern auch eine hohe Mobilität aufweisen. Sie können sich leicht in Böden, Gewässern und der Luft verbreiten und so globale Umweltprobleme verursachen. Für die menschliche Gesundheit sind die Risiken nicht minder gravierend. Studien haben gezeigt, dass die Exposition gegenüber POPs mit einer Vielzahl von Gesundheitsproblemen in Verbindung gebracht wird, darunter hormonelle Störungen, neurologische Schäden, Immunprobleme und ein erhöhtes Risiko für Krebs. Insbesondere in Entwicklungsländern, wo der Großteil des globalen Elektroschrotts oft unter unregulierten Bedingungen entsorgt wird, ist die Situation besorgniserregend. Dort arbeiten häufig informelle Arbeiter, darunter auch Kinder, in gefährlichen Recyclingprozessen. Durch das Einatmen giftiger Dämpfe und den direkten Kontakt mit kontaminierten Materialien sind sie einer besonders hohen Gesundheitsgefährdung ausgesetzt. Die Bewältigung dieses Problems erfordert daher einen ganzheitlichen Ansatz. Dies umfasst strengere Regulierungen für die Verwendung gefährlicher Substanzen in der Produktion, den Aufbau von geschlossenen Recyclingprozessen und die Entwicklung von Technologien, die POPs sicher extrahieren und entsorgen können. Gleichzeitig sind globale Kooperationen notwendig, um eine einheitliche Strategie zur Minimierung der Risiken zu entwickeln, die von diesen Schadstoffen ausgehen. Die Einführung umweltfreundlicher Alternativen zu bromierten Flammschutzmitteln und die Förderung nachhaltiger Designkonzepte, bei denen Geräte leichter recycelt oder schadstofffrei hergestellt werden können, sind wesentliche Schritte, um die negativen Auswirkungen von E-Schrott langfristig zu reduzieren. Nur durch eine konsequente Umsetzung solcher Maßnahmen kann das Risiko, das von diesen persistenten Schadstoffen ausgeht, effektiv minimiert werden (Hao, Wang, Wu & Guo, 2020; Mir & Dhawan, 2022).

Leiterplatten (PCBs) sind das Herzstück der Elektronikbranche und stellen eine der wertvollsten und gleichzeitig komplexesten Komponenten von Elektro- und Elektronik-Altgeräten (WEEE) dar (Hubau et al., 2019). Sie sind unverzichtbar für die Funktion moderner elektronischer Geräte und umfassen eine Vielzahl an Schichten aus Glasfaser, Kupfer, Epoxidharz und weiteren Materialien, die eine hochdichte Integration elektronischer Schaltkreise ermöglichen. Diese hohe Materialkomplexität macht PCBs sowohl zu einer Herausforderung als auch zu einer großen Chance im Bereich des Recyclings.

Die weltweite Menge an PCB-Abfällen stieg von 2,7 Millionen Tonnen im Jahr 2016 auf 3,0 Millionen Tonnen im Jahr 2019, was eine klare Zunahme in kurzer Zeit zeigt (Evangelopoulos, Kantarelis & Yang, 2017; Chen et al., 2020). Mit dem weiterhin rasanten Wachstum der Elektronikindustrie, das durch Trends wie die Digitalisierung, den Ausbau des Internets der Dinge (IoT) und den globalen Übergang zu erneuerbaren Energien angetrieben wird, wird erwartet, dass diese Menge im nächsten Jahrzehnt weiter stark ansteigen wird. Prognosen deuten darauf hin, dass PCB-Abfälle bis 2030 einen erheblichen Anteil des globalen Elektroschrottaufkommens ausmachen werden, was Recyclinginitiativen und -technologien zunehmend in den Fokus rückt.

Ein wesentlicher Grund für das gestiegene Interesse an der Wiederverwertung von PCBs liegt in ihrer Zusammensetzung. Im Vergleich zu natürlichen Erzen enthalten Leiterplatten weitaus höhere Konzentrationen an wertvollen Metallen wie Gold, Silber, Palladium und Kupfer. So können PCBs als eine Art „urbaner Mine“ betrachtet werden, deren Potenzial zur Ressourcengewinnung enorme wirtschaftliche und ökologische Vorteile bietet (Holgersson et al., 2018; Arshadi, Yaghmaei & Mousavi, 2018). Angesichts der zunehmenden Knappheit vieler Rohstoffe, die für die Elektronikindustrie entscheidend sind, hat das Recycling von PCBs eine strategische Bedeutung erlangt, um die Materialkreisläufe zu schließen und die Abhängigkeit von Primärressourcen zu reduzieren.

Die Herausforderungen beim Recycling von PCBs sind jedoch erheblich. Die heterogene Materialstruktur, der hohe Anteil an Glasfasern und die komplizierten Verbindungstechniken erschweren die Rückgewinnung wertvoller Metalle. Trotzdem wurden in den letzten Jahren bedeutende Fortschritte erzielt. Forschung und Entwicklung konzentrieren sich zunehmend auf innovative Zerkleinerungs- und Separationstechniken sowie hydrometallurgische Verfahren, um die Effizienz der Metallrückgewinnung zu steigern und gleichzeitig die Umweltauswirkungen zu minimieren (Chen et al., 2020). Diese technologischen Fortschritte sind entscheidend, um den steigenden Mengen an PCB-Abfällen gerecht zu werden und die Nachhaltigkeit in der Elektronikbranche zu fördern.

Darüber hinaus hat die Bedeutung einer nachhaltigen Entsorgung von PCB-Abfällen eine globale Dimension angenommen. Länder wie China, die einen Großteil des globalen Elektroschrotts verarbeiten, stehen vor großen Herausforderungen bei der Bewältigung der ökologischen und gesundheitlichen Folgen unsachgemäßer Recyclingpraktiken. Gleichzeitig investieren Regionen wie Europa und Nordamerika verstärkt in strengere Regulierungen und modernere Recyclingtechnologien, um die Umweltauswirkungen zu reduzieren und gleichzeitig wirtschaftliche Chancen zu nutzen (Holgersson et al., 2018; Arshadi, Yaghmaei & Mousavi, 2018).

Leiterplattenabfälle (Waste Printed Circuit Boards, WPCBs) sind hochkomplexe Komponenten, die eine bedeutende Rolle im Bereich des Recyclings von Elektroschrott spielen. Sie bestehen typischerweise zu etwa 40 % aus Metallen, 30 % aus Keramik und 30 % aus Polymeren, wobei diese Prozentsätze je nach Art der Leiterplatte, Hersteller und Produktionsjahr erheblich variieren können (Hadi, Xu, Lin et al., 2014). Diese Variabilität spiegelt die Vielzahl der Anwendungen und Designs wider, die in elektronischen Geräten verwendet werden, und macht den Recyclingprozess von WPCBs besonders herausfordernd.

Obwohl WPCBs nur etwa 6 % des gesamten Elektroschrotts ausmachen, ist ihr Recycling von entscheidender Bedeutung, da sie wertvolle Metalle wie Gold, Silber, Palladium und Kupfer enthalten. Diese Metalle sind nicht nur wirtschaftlich wertvoll, sondern auch essenziell für die Herstellung moderner Elektronik. Aufgrund ihres hohen Gehalts an wertvollen Materialien bieten

WPCBs eine bedeutende Möglichkeit für die Rückgewinnung von Ressourcen und Initiativen zur Kreislaufwirtschaft (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Das Recycling von Metallen aus WPCBs wird jedoch durch mehrere Faktoren erschwert. Das komplexe Design von Leiterplatten, das mehrere Schichten aus Metallen, Keramik und Polymeren integriert, stellt eine erhebliche technische Herausforderung dar. Darüber hinaus sind die in Leiterplatten verwendeten Materialien aufgrund ihrer hervorragenden mechanischen, chemischen und thermischen Beständigkeit sehr langlebig, was sie im Gebrauch äußerst widerstandsfähig, aber auch im Recyclingprozess schwer zu zerlegen macht (Park & Fray, 2009). Infolgedessen bleiben die aktuellen Recyclingraten für Metalle aus WPCBs leider enttäuschend niedrig (Fogarasi, Imre-Lucaci & Egedy et al., 2015).

Die niedrigen Recyclingquoten sind auch auf die Einschränkungen bestehender Recyclingtechnologien zurückzuführen. Traditionelle mechanische Verfahren wie das Schreddern und die Trennung von Materialien führen oft zu ineffizienten Rückgewinnungsraten, da die Komponenten innerhalb der Leiterplatten sehr fein integriert sind. Chemische und thermische Methoden, die potenziell effektiver sein könnten, sind oft energieintensiv und mit Umweltgefahren verbunden. Beispielsweise können Hochtemperaturprozesse giftige Substanzen freisetzen, während chemisches Lösen potenziell gefährliche Abfälle erzeugt, wenn es nicht ordnungsgemäß gehandhabt wird (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

2.2. Zusammensetzung von WPCB

Zur Beurteilung des Anteils wiedergewinnbaren Metalls sind Informationen über den Metallgehalt dieser Materialien in verschiedenen Stadien der industriellen Prozesse (z. B. finanzieller Abfallwert, Prozessanpassungen, Verlustquantifizierung usw.) unerlässlich. Eine zuverlässige chemische Charakterisierung von WPCB ist daher erforderlich. Da nicht die gesamte Charge (auch Probenahmeziel genannt) analysiert werden kann, beginnt der Prozess in den meisten Fällen mit einer primären Teilprobenahme, d. h. der Entnahme einer Primärprobe, die das Probenahmeziel darstellen soll (Ramsey und Ellison, 2019). Diese primäre Teilprobe durchläuft Verarbeitungsschritte, die verschiedene physikalische Vorbereitungsschritte umfassen, die schließlich zur Laborprobe bzw. zum analytischen Teil führen, der aufgeschlossen wird.

Die Analyse von Metallen, ob hoch- oder niedrigkonzentriert, stellt bei WPCB eine erste Herausforderung dar, da es sich dabei um hochheterogene Verbundwerkstoffe handelt. Der vollständige Aufschluss solch komplexer Element- oder Materialgemische ist eine große Herausforderung. In den vergangenen Jahren konzentrierten sich einige Studien auf die Entwicklung analytischer Protokolle zur Bestimmung der Zusammensetzung von WPCB-Proben: Wienold et al. (2011) und Andrade et al. (2019) testeten mehrere Lösungsmittel im Auslaugungsschritt und stellten fest, dass die Königswasser-Aufschlussmethode (verbunden mit optischer Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma, ICP-OES) eine überlegene Auslaugungseffizienz aufwies und für

zahlreiche Metallelemente optimale Ergebnisse für die Untersuchung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten lieferte.

Um die grundlegenden Anforderungen für Entscheidungsprozesse zu erfüllen, ist eine zuverlässige Methode zur Bestimmung der Unsicherheit bei Schätzungen des Metallgehalts dieser Abfälle erforderlich. Diese Unsicherheitsberechnung muss die Heterogenität des Materials berücksichtigen, da Heterogenität nicht eliminiert, sondern nur begrenzt werden kann. Die Stichprobenunsicherheit in den verschiedenen Schritten des Messprozesses ist daher ein zentrales Thema. Zur Erinnerung: Unsicherheit stellt nicht die Differenz zwischen dem gemessenen und dem unbekannten wahren Wert dar, sondern ist ein Intervall, das alle möglichen Messergebnisse auf einem gewählten Konfidenzniveau umfasst.

Selbst wenn die Probenahmeregeln vollständig eingehalten werden, ist es nicht möglich, eine vollkommen repräsentative Probe zu erzeugen; eine Teilprobe ist nie genau gleich dem Ziel. Diese Tatsache führt zu einer Messabweichung zwischen der Probe und dem Ziel, was zu einer Unsicherheit aufgrund der Probenahme führt. Die Bestimmung der mit der Messung des Metallgehalts einer WPCB-Charge verbundenen Probenunsicherheit ist derzeit eine Herausforderung.

Im Rahmen des EU-Projekts MetroCycleEU arbeiten metrologische Institute in ganz Europa daran, Wege zu finden, um die beiden Herausforderungen (d. h. analytische Entwicklungen und Unsicherheitsbewertung) zu meistern. Das Projekt konzentriert sich insbesondere auf technologiekritische Elemente (Co, Ga, Ge, In, Ta, Nd, Pr, Dy, Gd, La, Au, Pt, Pd, Rh) in verschiedenen städtischen Minenabfällen (WPCB, Leuchtdioden und Batterien) (MetroCycleEU-Projekt, 2020). Die Ziele bestehen darin, die analytischen Methoden zu vergleichen sowie eine Probenahmestrategie für WPCB festzulegen, um den Beteiligten zu helfen, genaue Informationen über die Inhaltsstoffe städtischer Minen zu erhalten.

2.3. Grundlegende WPCB-Typen

Leiterplatten lassen sich je nach ihrer Struktur und Ausrichtung in drei grundlegende Konstruktionsarten unterteilen: einseitige, doppelseitige und mehrschichtige Leiterplatten (Ogunniyi & Vermaak, 2009). Einseitige Leiterplatten, die einfachste Form, besitzen sowohl die Komponenten als auch die Verdrahtung ausschließlich auf einer Seite des Substrats. Diese Bauweise schränkt jedoch die Komponentendichte und die Möglichkeiten der Schaltungsgestaltung erheblich ein (Kaya, 2020).

Im Gegensatz dazu verfügen doppelseitige Leiterplatten über Verdrahtungsmuster auf beiden Seiten des isolierenden Substrats. Diese Bauweise ermöglicht eine höhere Kapazität, da sie zusätzliche Platz für Verdrahtung bietet, wodurch komplexere und kompaktere Schaltungen realisiert werden können (Mir & Dhawan, 2022). Die doppelseitige Konstruktion stellt somit eine Weiterentwicklung dar, die die Anwendungsbereiche von Leiterplatten erheblich erweitert.

Mehrschichtige Leiterplatten stellen eine fortschrittliche Form der Leiterplattenkonstruktion dar. Sie verfügen über eine oder mehrere innere Leiterschichten, die üblicherweise als Stromversorgungsebenen dienen, zusätzlich zu den äußeren Leiterschichten auf beiden Seiten der Platine. Diese inneren Schichten sind durch durchkontaktierte Löcher oder sogenannte Vias miteinander sowie mit den Außenschichten verbunden. Die Anzahl der Schichten kann je nach Anwendungsanforderungen zwischen drei und bis zu 50 bei speziellen Anwendungen variieren (Hao, Wang, Wu & Guo, 2020).

Zusätzlich variiert die Flexibilität von Leiterplatten. Flexible Leiterplatten, die dünne und biegsame Lamine verwenden, eignen sich hervorragend für Anwendungen, bei denen Biegung oder Bewegung erforderlich ist, wie z. B. in tragbaren Geräten oder Automobilanwendungen. Starre Leiterplatten hingegen nutzen feste Lamine und bieten eine stabile und langlebige Struktur. Diese können ebenfalls einseitig, doppelseitig oder mehrschichtig sein, wodurch sie für eine Vielzahl von Anwendungen in der Elektronikindustrie geeignet sind (Ambat & Piotrowska, 2021).

Leiterplatten (PCBs) können bis zu 60 verschiedene Elemente enthalten, darunter eine Vielzahl von Übergangsmetallen, Edelmetallen, Schwermetallen und Nichtmetallen. Diese Zusammensetzung macht PCBs zu einer bedeutenden Ressource für das Recycling im Urban Mining. Besonders bemerkenswert ist, dass die Konzentrationen von Edelmetallen in PCBs oft viel höher sind als in natürlichen Erzen, obwohl sie im Vergleich zu unedlen Metallen geringer ausfallen. Diese Eigenschaft macht die Wiedergewinnung von Metallen aus WPCBs wirtschaftlich äußerst attraktiv (Kaya, 2016).

Ein anschauliches Beispiel für die Materialvielfalt elektronischer Geräte ist ein Mobiltelefon, das mehr als 40 Elemente aus dem Periodensystem enthalten kann. Dabei machen Metalle etwa 23 % des Gesamtgewichts eines Telefons aus (Ghosh, Ghosh & Parhi et al., 2015). Unter diesen Metallen sind Gold (Au), Silber (Ag) und Palladium (Pd) von besonderer Bedeutung. Diese Edelmetalle werden aufgrund ihrer hervorragenden Leitfähigkeit und chemischen Stabilität häufig als Kontaktmaterialien oder als Beschichtungsschichten in integrierten Schaltkreisen und Chips eingesetzt (Jung & Bartel, 1999). Diese Eigenschaften unterstreichen die wirtschaftliche und ökologische Bedeutung des Recyclings von PCBs, sowohl für die Rückgewinnung wertvoller Materialien als auch zur Schonung natürlicher Ressourcen.

2.4. Mechanische Eigenschaften der WPCBs

WPCBs (Waste Printed Circuit Boards) weisen eine komplexe mehrschichtige Struktur auf, die aus einem Substrat, Laminaten, Lötmaterialien und einem Siebdruck besteht. Jede dieser Komponenten trägt spezifische Eigenschaften bei, die die Funktionalität und das Recycling von WPCBs beeinflussen. Besonders hervorzuheben ist, dass die verschiedenen Lamine und Substrate bei Raumtemperatur unterschiedliche mechanische Eigenschaften aufweisen, was sich auf die Gesamtstabilität und Verarbeitung auswirkt (Zhang & Xu, 2016).

Ein weiterer bedeutender Einflussfaktor auf die mechanischen Eigenschaften von WPCBs ist das Vorhandensein von Metallkomponenten. Studien haben gezeigt, dass WPCBs mit höheren Metallanteilen im Vergleich zu solchen mit geringeren Metallkonzentrationen in der Regel bessere mechanische Eigenschaften aufweisen. Dies liegt daran, dass Metalle eine höhere Festigkeit und Steifigkeit bieten, die die strukturelle Integrität der Leiterplatten verbessern können (Yang, Liu, Ye & Qian, 2021). Diese Erkenntnisse sind besonders relevant für die Entwicklung effizienter Recyclingverfahren, da sie helfen können, die Materialeigenschaften gezielt zu nutzen, um die Rückgewinnung wertvoller Rohstoffe zu optimieren und gleichzeitig den Materialverlust zu minimieren (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Die mechanischen Eigenschaften von WPCBs (Waste Printed Circuit Boards) spielen eine zentrale Rolle bei der Effektivität des Zerkleinerungsprozesses, einem wesentlichen Schritt im Recyclingverfahren (Sander, Schubert & Jäckel, 2004). Eigenschaften wie Zugfestigkeit, Druckfestigkeit, Biegefestigkeit, Schlagzähigkeit und Elastizitätsmodul beeinflussen maßgeblich, wie effizient die Materialien während der mechanischen Bearbeitung fragmentiert werden können. Dabei variieren die Auswirkungen dieser mechanischen Eigenschaften je nach Art der eingesetzten Zerkleinerungsmaschine und dem Belastungsmechanismus, der bei der jeweiligen Maschine vorherrscht (Schubert & Bernotat, 2004).

Ein weiterer entscheidender Einflussfaktor ist die unterschiedliche Duktilität und Verarbeitbarkeit der metallischen und nichtmetallischen Bestandteile von WPCBs. Diese Unterschiede haben erhebliche Auswirkungen auf den Zerkleinerungsprozess, insbesondere auf die Freisetzungsgröße, die Größenverteilung der Metalle und Nichtmetalle sowie die Form der erzeugten Partikel (Yan, Guo & Zhu et al., 2020; Ventura, Futuro & Pinho et al., 2018). Forschungsergebnisse zeigen, dass diese Parameter von der spezifischen Materialzusammensetzung und der Art der mechanischen Belastung abhängen, die während des Zerkleinerungsvorgangs auf die Leiterplatten einwirkt.

Studien, die sich mit der Partikelbildung und -freisetzung bei der Zerkleinerung von WPCBs beschäftigen, heben hervor, dass die Partikelform und -größe durch die Interaktion zwischen metallischen und polymeren Komponenten geprägt werden (Koyanaka S, Endoh, Ohya & Iwata, 1997; Eswaraiah & Soni, 2015; Duan, Diao, Zhao & Huang, 2015). Insbesondere die Metallanteile beeinflussen die Stabilität und die Fragmentierungsmechanismen, da sie eine höhere Festigkeit und Steifigkeit aufweisen (Koyanaka, Endoh & Ohya, 2006; Guo, Wang & Liang et al., 2011). Diese komplexe Dynamik macht deutlich, dass eine präzise Anpassung der Zerkleinerungstechniken und Maschinenparameter notwendig ist, um die Effizienz der Materialtrennung und die Qualität der recycelten Rohstoffe zu maximieren (Koyanaka, Ohya & Lee et al., 2000; Murugan, Bharat & Deshpande et al., 2008).

Nekouei et al. (2018) zeigen auf, dass Metallpartikel im Zerkleinerungsprozess typischerweise in gröberen Fraktionen mit größeren Maschenweiten konzentriert sind. Dies liegt daran, dass Metalle aufgrund ihrer höheren Duktilität und Festigkeit weniger anfällig für weitere Zerkleinerung sind.

Dadurch behalten sie oft längliche Formen und eine gröbere Partikelstruktur. Im Gegensatz dazu weisen die Nichtmetalle in WPCBs eine sprödere Beschaffenheit auf, was sie anfälliger für Fragmentierung macht. Infolgedessen treten diese Materialien häufiger in feineren Fraktionen auf, wie es auch Otsuki, Gonçalves und Leroy (2019) beobachtet haben. Dieses unterschiedliche Zerkleinerungsverhalten von Metallen und Nichtmetallen hat erhebliche Auswirkungen auf die Effizienz der Trennverfahren und die Qualität der gewonnenen Materialien.

Es wurde vorgeschlagen, dass die mechanischen Eigenschaften von WPCBs und ihren einzelnen Komponenten einen entscheidenden Einfluss auf den Zerkleinerungsprozess beim Recycling haben. Allerdings weist die vorhandene Literatur wesentliche Einschränkungen auf, die es erschweren, allgemein gültige Schlussfolgerungen zu ziehen. Tiwary et al. (2017) untersuchten die Bruchzähigkeit und Streckgrenze von typischen Materialien in WPCBs, wie Polymeren, Oxiden und Metallen. Die Ergebnisse zeigten, dass Metalle und Oxide im Vergleich zu Polymeren eine signifikant höhere Steifigkeit und Festigkeit besitzen, was bedeutet, dass sie sich unter gleichen Belastungen weniger verformen. Diese Eigenschaften tragen dazu bei, dass Metalle und Oxide während des Zerkleinerungsprozesses in größeren Partikeln verbleiben und widerstandsfähiger gegenüber weiterer Zerkleinerung sind (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Im Gegensatz dazu wurde festgestellt, dass Polymere bei Raumtemperatur eine höhere Bruchdehnung aufweisen, was sie flexibler und verformbarer macht. Allerdings werden Polymere bei niedrigeren Temperaturen zunehmend spröde, was dazu führt, dass sie bei mechanischer Belastung in kleinere Fragmente zerbrechen. Dieses Verhalten zeigt die unterschiedlichen Herausforderungen und Möglichkeiten beim Zerkleinern von WPCBs auf. Während Metalle und Oxide eine Herausforderung für die Partikelverkleinerung darstellen, bieten Polymere aufgrund ihrer spröden Natur bei niedrigeren Temperaturen potenzielle Vorteile für die Trennung (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Die Ergebnisse dieser Untersuchung betonen die Notwendigkeit, den Zerkleinerungsprozess an die spezifischen Eigenschaften der in WPCBs enthaltenen Materialien anzupassen. Eine gezielte Optimierung könnte die Effizienz des Recyclingprozesses verbessern und die Rückgewinnung wertvoller Materialien wie Metalle oder Kunststoffe erhöhen. Zukünftige Forschung sollte sich darauf konzentrieren, die Wechselwirkungen zwischen den mechanischen Eigenschaften und den Zerkleinerungstechnologien weiter zu untersuchen, um die Trenn- und Rückgewinnungsraten zu maximieren und gleichzeitig Energieverbrauch und Umweltauswirkungen zu minimieren (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Die Bruchzähigkeit und Festigkeit von Metallen und Oxiden zeigen ähnliche Werte, was dazu führt, dass sie im Zerkleinerungsprozess vergleichbare charakteristische Größen aufweisen. Die Schnittstellen zwischen Polymeren, Metallen und Oxiden in Leiterplatten (PCBs) sind äußerst robust, was die physikalische Trennung der Materialien erschwert – sowohl bei Raumtemperatur als auch unter hohen thermischen Belastungen. Diese starke Materialverbindung stellt eine erhebliche

Herausforderung für das Recycling dar, da effiziente Trennmethoden erforderlich sind, um die Rückgewinnung der einzelnen Komponenten zu ermöglichen.

Die in der Studie von Tiwary, Kishore & Vasireddi et al. (2017) präsentierten Ergebnisse beruhen jedoch auf Tests mit einzelnen Materialproben und nicht mit intakten WPCBs. Dies ist ein kritischer Punkt, da die Wechselwirkungen zwischen den Materialkomponenten in der komplexen Struktur eines WPCBs von den isolierten Materialeigenschaften abweichen können. Beispielsweise könnten bei einem vollständigen WPCB zusätzliche mechanische, thermische oder chemische Wechselwirkungen auftreten, die die Trenn- und Zerkleinerungseffizienz beeinflussen.

Die Erkenntnis, dass die Materialkomponenten in einem WPCB stärker miteinander verbunden sind als in isolierten Proben, verdeutlicht die Notwendigkeit, spezifische Ansätze für das Recycling von WPCBs zu entwickeln. Diese Ansätze müssen nicht nur die individuellen Materialeigenschaften berücksichtigen, sondern auch die dynamischen Wechselwirkungen innerhalb der mehrschichtigen Struktur von WPCBs. Weitere Forschung ist notwendig, um innovative Trennmethoden zu entwickeln, die sowohl die Herausforderungen der starken Materialbindung als auch die Komplexität der WPCB-Struktur effektiv bewältigen können. Dies könnte zu einer effizienteren Rückgewinnung wertvoller Rohstoffe und einer Reduzierung der Umweltbelastung beitragen.

Prestele (2020) testete das mechanische Verhalten von kundenspezifischen Leiterplatten unter Schlag-, Biege- und Zugspannungen, um die Kräfte in verschiedenen Zerkleinerungsmaschinen zu simulieren. Sie kamen zu dem Schluss, dass Kupferschichten bei Schlagbelastung nur minimale Auswirkungen auf die Festigkeit haben, bei Biegung jedoch mehr Einfluss haben und dass Leiterplatten bei Zugspannung abrupt versagen. Probengröße, Testbedingungen und quantitative Ergebnisse wurden jedoch nicht angegeben. Darüber hinaus repräsentieren kundenspezifische Leiterplatten nicht die vielfältigen Komponenten und komplexen Geometrien echter WPCBs (Prestele 2020).

Diese beiden Studien kamen zu widersprüchlichen Schlussfolgerungen hinsichtlich der Auswirkungen von Kupferschichten auf die mechanische Festigkeit von WPCB. Dies legt nahe, dass weitere Tests unter standardisierten Bedingungen erforderlich sind, um die Rolle der metallischen Komponenten zu klären. Darüber hinaus konzentrierten sich beide Studien ausschließlich auf die Zerkleinerung, während die mechanischen Eigenschaften bei anderen Recyclingprozessen wie Pyrolyse oder Auflösung variieren könnten (Abbadi, Rácz, & Bokányi, 2024).

Während diese ersten Studien darauf schließen lassen, dass die mechanischen Eigenschaften von WPCBs die Zerkleinerung beeinflussen können, bedarf es umfangreicher zukünftiger Forschung, um diese Effekte zuverlässig zu quantifizieren. Für die Tests sollten reale WPCB-Proben, Standardtestmethoden, geeignete statistische Analysemethoden und ein breiteres Spektrum an Größenreduzierungstechniken eingesetzt werden. Die aktuelle Literatur liefert vorläufige Erkenntnisse, beschränkt sich jedoch auf das Ziehen endgültiger Schlussfolgerungen über die

Beziehung zwischen den mechanischen Eigenschaften von WPCBs und Recyclingprozessen (Abbadi, Rácz, & Bokányi, 2024).

3. Grundlegende Selektions-Verfahren

3.1. Probenahme und Probenahmeunsicherheit

Nach der Entsorgung werden Elektro- und Elektronik-Altgeräte gesammelt und sortiert. WPCB werden von anderen Materialien getrennt. Anschließend können sie manuell nach ihrer Qualität (Edelmetallgehalt) sortiert werden. Wenn eine ausreichende Menge WPCB gesammelt wurde (die empfohlene Mindestmenge liegt laut den Websites von Umicore und Mitsubishi Materials Metal Recycling (MMMR) – 2024 zwischen einigen Tonnen und 10 Tonnen), werden die meisten WPCB-Chargen zur Metallrückgewinnung an Schmelzhütten verkauft. Ihr Preis richtet sich nach dem Kupfer- und/oder Edelmetallgehalt. Jede WPCB-Charge ist somit als Probenahmeziel zu betrachten, für das genaue Kenntnisse über ihren Edelmetall- und Cu-Gehalt erforderlich sind. Dazu bereiten Schmelzhütten meistens zunächst Unterproben (Primärprobenahme) von einigen Kilogramm mit einer auf einige Millimeter reduzierten Partikelgröße vor; dies ist die Primärprobenahme. Die Proben werden dann zur Bestimmung ihres Metallgehalts an Labore geschickt. Die Proben für die Analyse (einige kg mit einige mm großen Partikeln) werden routinemäßig mittels eines Schmelzmittels geschmolzen (Feuerprobe). Bei dieser Methode verflüchtigen sich Metalle, deren Siedetemperatur unter der Schmelztemperatur liegt (dies kann bei Zn, Sn, Pb, Cd, Mg-Legierungen, As, Hg, Se und Rb der Fall sein). Zwei Unternehmen haben ihren Probenahmeplan öffentlich detailliert dargelegt. Sie verwendeten Massenreduktionen in der Größenordnung von 1:1000 bis 1:10.000 (Umicore, siehe Pauels, 2022, und MMMR-Website, 2024); ihr Probenahmeplan ist in Abb. 2 zusammengefasst. In der Literatur finden sich jedoch nur wenige Informationen über ihre Methoden zur Bestimmung des Metallgehalts und es gibt keine Angaben zur entsprechenden Probenunsicherheit. Diese Methode wurde für die Analyse von Kupfer und Edelmetallen entwickelt und ihre Wirksamkeit bei TCE-Metallen ist unbekannt. Die Feuerprobe wurde in dieser Studie nicht verwendet, da sie nicht für alle Metalle eingesetzt werden kann.

In den letzten Jahren haben einige wissenschaftliche Studien eine Methodik zur Probenahme und Analyse von WPCB vorgeschlagen. Insbesondere haben Hubau et al. (2019) und Touzé et al. (2020) eine Strategie zur Probenvorbereitung beschrieben, die auf abwechselnden Mahl- und Teilungsschritten basiert. Diese Vorbereitungen gingen von einer Originalprobe von ungefähr 500 kg gesamten WPCB bis zu Partikelgrößen von 750 µm für Hubau und 2 mm, 750 µm 200 µm für Touze aus. Anschließend wurde die Unsicherheit in Bezug auf den Metallgehalt einer Charge von 485 kg WPCB ermittelt (Hubau et al., 2022). Diese Methodik wurde jedoch nur für eine begrenzte Anzahl von Metallen vorgeschlagen (Cu, Fe, Zn, Ni, Co und Pb). Für die sechs analysierten Metalle

variiert der Unsicherheitsfaktor zwischen 1,11 (Cu) und 1,55 (Co). Diese ersten Studien müssen an anderen Chargen und für eine größere Auswahl von Metallen bestätigt werden.

Methoden zur Bewertung der Stichprobenunsicherheit

Es gibt zwei Möglichkeiten, die einem Stichprobenplan innewohnende Unsicherheit abzuschätzen. Das erste Verfahren beinhaltet eine „a priori“-Stichprobennahme nach der Theorie und Formel von Pierre Gy (ein Bottom-up-Ansatz; Gy, 1979, Gy, 1992). Dieser probabilistische Ansatz basiert auf der Abschätzung sämtlicher Beiträge aller Schritte der Messmethode zur Unsicherheit. Dabei werden sowohl die Zusammensetzung als auch die Verteilungsheterogenitäten berücksichtigt. Die Umsetzung dieser Methode kann schwierig sein, da die Wissenschaftler alle Unsicherheitsquellen im Voraus kennen müssen. Insbesondere muss die Art des Materials modelliert werden. Da die Zusammensetzungen von WPCB komplex sind, ist es schwierig, ein realistisches Materialmodell zu erstellen.

Die zweite Strategie basiert auf einer „a posteriori“-Verteilung (ein Top-down-Ansatz). Aus einem Datensatz aus einem Versuch werden Unsicherheiten berechnet, ohne dass notwendigerweise eine der Quellen einzeln bekannt sein muss. Die folgenden Fehlerquellen werden einbezogen: Zufallsfehler bei der Probenahme und Analyse (d. h. Präzision) sowie systematische Fehler (d. h. Verzerrung). Der Eurachem/Citac-Leitfaden (Ramsey und Ellison, 2019) enthält Methoden, die entwickelt wurden, um die Unsicherheiten zu bewerten, die sich aus den Zufallsfehlern ergeben. Insbesondere wird die Duplikatmethode als eine der einfachsten und wahrscheinlich kostengünstigsten Methoden zur Schätzung der Unsicherheit beschrieben, die sich aus der Probenahme und Analyse ergibt. Die Duplikatproben werden mithilfe eines einzigen Probenahmeprotokolls gewonnen, das von einer einzigen Person (Probenehmer) durchgeführt wird. Beide Duplikatproben werden einer physikalischen Vorbereitung unterzogen, was zu zwei separaten Proben führt. Aus beiden Proben werden Duplikatportionen entnommen und doppelt analysiert (d. h. doppelte chemische Analyse). Dieses System der doppelten Probenahme und chemischen Analyse beider Proben wird als „ausgewogenes Design“ bezeichnet. Beachten Sie, dass die Duplikatmethode keinen Beitrag durch Stichprobenverzerrungen berücksichtigt, der entweder als vernachlässigbar angenommen oder separat geschätzt werden muss. Zur Schätzung dieser Verzerrung können mehrere Probenehmer, mehrere Protokolle und/oder organisationsübergreifende Stichprobenversuche verwendet werden.

Weitergabe von kritischen Rohstoffen als entscheidender Prozessschritt

Beim Elektroschrott-Recycling werden ausrangierte Elektrogeräte gesammelt, kategorisiert und zu spezialisierten Anlagen transportiert, wo Schlüsselkomponenten wie Kunststoffgehäuse, Drähte und Leiterplatten (PCB) demontiert und sortiert werden. Es werden fortschrittliche Demontagetechniken eingesetzt, um die wertvollen Komponenten zu isolieren und die Materialien mit ihrem höchsten

wirtschaftlichen Wert zu erhalten. Die Vielfalt und Komplexität von Elektro- und Elektronik-Altgeräten (WEEE) stellt jedoch eine große Herausforderung für die Klassifizierung und Demontage dar und erfordert einen hohen Arbeitsaufwand, um diese Prozesse effektiv zu gestalten (Matsuto, Jung & Tanaka, 2004),

Die demontierten Komponenten werden dann je nach ihrem Zustand und ihrem Verwertungspotenzial zur Wiederverwendung oder zum Recycling an entsprechende Einrichtungen weitergeleitet. Das übergeordnete Ziel besteht darin, den Restwert von Elektro- und Elektronik-Altgeräten zu maximieren, indem die ausrangierten Teile effizient in wiederverwendbare Materialien für die Produktion umgewandelt werden, während gleichzeitig die Kosten minimiert werden. Dieser Ansatz unterstützt nachhaltige Recyclingpraktiken, indem er eine präzise Materialrückgewinnung gewährleistet und die Umweltauswirkungen reduziert (Kopacek, 2016; Lu, Pei & Peng, 2023).

3.2. Manuelle Demontage beim WEEE-Recycling

Die manuelle Demontage umfasst die Verwendung von Handwerkzeugen und Techniken zur Zerlegung von Gegenständen oder Geräten. Die Bediener müssen jede Komponente und ihre Verbindungen zu anderen Teilen sorgfältig untersuchen und identifizieren. Dieser Prozess erfordert eine spezielle Ausbildung, um den sicheren Gebrauch der verschiedenen Werkzeuge zu beherrschen und die entsprechenden Sicherheitsvorkehrungen einzuhalten. In der Industrie für die Demontage von Elektro- und Elektronik-Altgeräten (WEEE) wird die manuelle Demontage häufig für die Handhabung einer Reihe von elektronischen Geräten wie Computern, Mobiltelefonen und Tablets eingesetzt. Fachkräfte trennen und klassifizieren die Materialien aus diesen Geräten manuell für die Wiederverwendung oder das Recycling. Trotz ihres Wertes bei der effektiven Isolierung von Komponenten und Materialien ist die manuelle Demontage mit beträchtlichen Herausforderungen verbunden. Die Sicherheitsrisiken für die Arbeiter und die hohen Arbeitskosten machen deutlich, dass dringend Lösungen zur Verbesserung der Effizienz und zur Verringerung der Gefahren in diesem kritischen Schritt des Recyclingprozesses benötigt werden (Lu, Pei & Peng, 2023).

Umwelt- und Gesundheitsrisiken beim manuellen WEEE-Recycling

In der Vergangenheit wurden Elektro- und Elektronik-Altgeräte (WEEE) in kleinen, individuellen Werkstätten verarbeitet, wie z. B. in Guiyu in der chinesischen Provinz Guangdong, wo jährlich Millionen von Tonnen Elektroschrott entsorgt wurden. Aufgrund mangelnden Umweltbewusstseins und fehlender behördlicher Aufsicht haben primitive Recyclingmethoden - wie die manuelle Demontage, offene Verbrennung und Säurebehandlung - eine starke Umweltverschmutzung verursacht und die Anwohner vor Ort vor erhebliche Gesundheitsrisiken gestellt. Eine alarmierende Folge ist der erhöhte Bleigehalt im Blut von Kindern in Guiyu, der auf diese unsicheren Recyclingmethoden zurückzuführen ist. Durch unkontrollierte Aktivitäten wie die manuelle

Demontage von Leiterplatten und die offene Verbrennung von Elektroschrott werden giftige Substanzen in die Umwelt freigesetzt, die sowohl für die Arbeiter als auch für die umliegenden Gemeinden gefährlich sind (Gu et al., 2010; Lau et al., 2014). Um diese Probleme anzugehen, wurden strenge Vorschriften eingeführt, um die illegale Demontage von Elektroschrott durch familiengeführte Werkstätten zu verbieten. Das Recycling von Elektro- und Elektronik-Altgeräten hat sich seitdem auf größere, industrielle Anlagen verlagert. In diesen Betrieben werden Pipeline-Prozesse, mechanische Werkzeuge und persönliche Schutzausrüstung (PSA) eingesetzt und die Mitarbeiter entsprechend geschult, wodurch sowohl die Effizienz als auch die Arbeitsbedingungen erheblich verbessert werden. Diese Umstellung ist ein entscheidender Schritt hin zu nachhaltigeren und sichereren Recyclingverfahren (Huo et al., 2007; Cai et al., 2019; Lu, Pei & Peng, 2023).

Bei der Demontage von Elektro- und Elektronik-Altgeräten in Industrieanlagen werden nach wie vor gefährliche Metalle und organische Verbindungen freigesetzt, die ein erhebliches Risiko für die Gesundheit der Arbeitnehmer darstellen (Cherubini et al., 2026; Sheet, 2021). Diese toxischen Substanzen werden häufig durch Mechanismen wie Miniaturisierung, direkte Migration oder Verdampfung von den Produkten auf Staubpartikel übertragen. Es hat sich gezeigt, dass die Exposition gegenüber solchen Chemikalien tiefgreifende negative Auswirkungen auf die Gesundheit der Arbeitnehmer hat (Lo, 1988; Jeong, Lee & Lee, 2016).

Feldüberwachungsdaten zeigen, dass die Feinstaub- (PM_{2,5} und PM₁₀) und Schwermetallkonzentrationen in Demontagebetrieben häufig die festgelegten Luftqualitätsstandards überschreiten. Untersuchungen von Julander et al. zeigen, dass Arbeiter in WEEE-Recyclinganlagen toxischen Metallen in der Luft ausgesetzt sind, darunter Kobalt (Co), Chrom (Cr), Blei (Pb) und Antimon (Sb), und zwar in einer 10- bis 30-mal höheren Konzentration als in Büroumgebungen. Biomarker-Studien bestätigen außerdem, dass diese Arbeitnehmer wesentlich höhere Konzentrationen dieser Metalle in ihrem Körper haben. Viele dieser als krebserregend eingestuften Stoffe gelangen durch Verschlucken, Einatmen oder Hautkontakt in den menschlichen Körper und verursachen schwerwiegende gesundheitliche Folgen wie Atemprobleme und Langzeiterkrankungen, einschließlich Krebs (Punkkinen et al., 2017).

Das Vorhandensein von Seltenen Erden und Schwermetallen in Demontageumgebungen unterstreicht den dringenden Bedarf an verbesserten Sicherheitsmaßnahmen. Es ist von entscheidender Bedeutung, die Arbeitnehmer vor gefährlichen Stäuben und toxischen Belastungen zu schützen, indem man sie aus solchen Umgebungen herausführt. Die Einführung fortschrittlicher Automatisierung und sauberer Technologien bei der Demontage von Elektro- und Elektronik-Altgeräten kann diese Risiken erheblich verringern. Auf diese Weise können die Arbeitnehmer auf sicherere, fortschrittlichere Aufgaben umgelenkt werden, was sowohl ihre Gesundheit als auch die allgemeine Nachhaltigkeit der Recyclingverfahren verbessert (Lu, Pei & Peng, 2023).

Eskalierende Kosten der manuellen Demontage

Neben den gesundheitlichen Aspekten ist auch die Sicherheit der Arbeiter in E-Schrott-Recyclinganlagen ein wichtiges Thema, das nicht außer Acht gelassen werden darf. Eine Studie von Katrina et al. unterstreicht die alarmierende Häufigkeit von Verletzungen bei Arbeitern im E-Schrott-Recycling. 46 Teilnehmer meldeten 426 Verletzungen innerhalb eines Zeitraums von sechs Monaten. 65,2 % dieser Verletzungen betrafen Risswunden, wobei die Hände am häufigsten betroffen waren (45,7 %). Dies unterstreicht die Gefährlichkeit der manuellen Recyclingprozesse und den unmittelbaren Bedarf an Sicherheitsmaßnahmen (Vongbunyong, Kara & Pagnucco, 2013). Die Herausforderungen für die Sicherheit am Arbeitsplatz gehen über Verletzungen hinaus. Nach Angaben des Occupational Safety & Health Department (OSHD) leiden mehr als 30 % der Beschäftigten in der verarbeitenden Industrie in Europa an Schmerzen im unteren Rückenbereich, was erhebliche soziale und wirtschaftliche Kosten verursacht. Außerdem verändert sich die Dynamik der Arbeitskräfte weltweit. Der Raise the Wage Act of 2021 (H.R. 603) in den Vereinigten Staaten wird den Mindestlohn auf Bundesebene bis 2025 von 7,25 Dollar auf 15 Dollar anheben, was die Arbeitskosten weiter in die Höhe treibt. Gleichzeitig sieht sich der Recyclingsektor mit einem zunehmenden Arbeitskräftemangel konfrontiert, da jüngere Arbeitskräfte weniger geneigt sind, in die Branche einzusteigen, während die alternde Belegschaft zusätzliche Risiken birgt. Statistiken zeigen, dass Arbeitnehmer ab 50 Jahren aufgrund altersbedingter nachlassender körperlicher Fähigkeiten, wie z. B. verminderter Hör- und Sehfähigkeit, sowie einer schwächeren psychischen Belastbarkeit, anfälliger für Verletzungen sind (Seliger et al., 2001).

Diese Probleme verdeutlichen die dringende Notwendigkeit technologischer Fortschritte im E-Schrott-Recycling, um die Abhängigkeit von manueller Arbeit zu verringern. Verbesserte Automatisierung und Mechanisierung können die Sicherheit am Arbeitsplatz erhöhen, indem sie die Exposition gegenüber gefährlichen Bedingungen minimieren und die Häufigkeit von Verletzungen verringern. Darüber hinaus trägt die Einführung fortschrittlicher Technologien dazu bei, die steigenden Arbeitskosten zu senken und die Herausforderungen einer alternden Belegschaft zu bewältigen, wodurch ein nachhaltigerer und effizienterer Recyclingprozess gewährleistet wird. Der Übergang zu technologiegesteuerten Lösungen schützt nicht nur die menschliche Arbeitskraft, sondern steigert auch die Produktivität und trägt so zur allgemeinen Widerstandsfähigkeit der E-Schrott-Recyclingbranche bei (Ajwad et al., 2018; Lu, Pei & Peng, 2023).

3.2. Automatisierung der Demontage

Die Automatisierung hat sich als transformative Lösung im Fertigungssektor herauskristallisiert, die eine Massenproduktion in noch nie dagewesener Geschwindigkeit ermöglicht und gleichzeitig ein hohes Maß an Qualität und Wiederholbarkeit gewährleistet (Büker et al., 2001). Dieser Wandel steht im Einklang mit der allgemeinen Entwicklung hin zu Industrie 4.0, wie sie in verschiedenen intelligenten Fertigungssystemen (SM) zum Ausdruck kommt. Trotz ihrer Vorteile hat die Recyclingindustrie nur langsam automatisierte Prozesse eingeführt, insbesondere bei der

Demontage von Elektroschrott. Dies liegt vor allem an den inhärenten Unwägbarkeiten, die mit End-of-Life-Produkten verbunden sind und die erheblichen Herausforderungen bei der Planung und operativen Ausführung mit sich bringen (Chen, Foo, Kara & Pagnucco, 2020).

Die automatisierte Demontage, die die Arbeit von Menschen imitieren und kritische Demontageschritte ausführen soll, wird im Recyclingsektor noch nicht ausreichend genutzt. Es gibt jedoch neue Anwendungen, bei denen die automatisierte Demontage von Elektro- und Elektronik-Altgeräten teilweise umgesetzt wurde und die wichtige Betriebsszenarien abdecken. Diese Anwendungen zeigen das Potenzial der Automatisierung zur Überwindung der Grenzen der manuellen Arbeit, wie z. B. Schwankungen in der Effizienz und Sicherheitsrisiken, und tragen gleichzeitig zu rationelleren und skalierbaren Recyclingverfahren bei (Schumacher & Jouaneh, 2013).

Die kontinuierliche Entwicklung und Verfeinerung intelligenter Demontagesysteme verspricht, die Komplexität von EOL-Produkten zu verringern. Durch die Integration fortschrittlicher Planungs- und Entscheidungsfindungsalgorithmen können diese Systeme die unvorhersehbare Natur von Elektroschrott effektiver bewältigen. Darüber hinaus kann die Automatisierung von Demontagestationen den Weg für eine breitere Anwendung der Grundsätze der Industrie 4.0 ebnen und zu mehr Effizienz und Nachhaltigkeit in der Recyclingindustrie führen (Lu, Pei & Peng, 2023).

Die Demontage-Automatisierung ist ein vollautomatischer Ansatz für Demontageprozesse, der sich vollständig auf fortschrittliche Geräte und Roboteroperationen mit minimalen oder gar keinen menschlichen Eingriffen stützt. Diese Methode zeichnet sich durch ihre außergewöhnliche Effizienz, Sicherheit, Präzision und Wiederholbarkeit aus und eignet sich daher ideal für die Bewältigung umfangreicher Demontageaufgaben mit gleichbleibenden Ergebnissen. Im Gegensatz dazu werden bei der halbautomatischen oder hybriden Demontage sowohl automatisierte Systeme als auch menschliches Personal eingesetzt. Gefährliche, sich wiederholende oder arbeitsintensive Aufgaben werden an spezialisierte automatisierte Anlagen delegiert, während menschliche Bediener den Prozess überwachen und andere Komponenten manuell demontieren. Dieser Ansatz nutzt die Flexibilität und Entscheidungsfähigkeit menschlicher Mitarbeiter neben der Effizienz und Präzision der Robotertechnik und schafft so eine ausgewogene Lösung für komplexe Demontagevorgänge. Die intelligente Demontage geht noch einen Schritt weiter, indem sie künstliche Intelligenz (KI) zur Optimierung des Demontageprozesses einsetzt. Durch den Einsatz fortschrittlicher Algorithmen und maschinellen Lernens können intelligente Demontagesysteme einzelne Komponenten identifizieren, ihre Eigenschaften analysieren und die effektivsten und effizientesten Demontagemethoden bestimmen. Dieser ausgeklügelte Ansatz verbessert sowohl die Genauigkeit als auch die Gesamtproduktivität des Demontageprozesses und ist damit eine vielversprechende Innovation für Branchen, die mit komplexen und vielfältigen Materialien arbeiten (Lu, Pei & Peng, 2023).

Ausrüstung für die Demontage

Bei der Demontage von EOL-Produkten ist es wünschenswert, eine zerstörungsfreie Demontage durchzuführen, damit der in den Teilen enthaltene Wert vollständig wiederverwendet werden kann. Das reale Szenario von Elektro- und Elektronik-Altgeräten ist jedoch voll von Verschlechterungen wie Abnutzung und Korrosion von Komponenten und Verbindungen. Mit primitiven Werkzeugen wie Schraubendrehern, Zangen, Sägen, Bohrern und Cuttern sind gut ausgebildete Bediener in der Lage, verschiedene Verbindungselemente effizient zu lösen. Die logische Auswahl potenzieller Demontageverfahren kann auf dem Verständnis des Zustands der Komponenten und den Erfahrungen aus der Vergangenheit basieren (Schmitt, Haupt & Kurrat et al., 2011). Von fortschrittlichen Geräten wird erwartet, dass sie verschiedene Arten von Verbindungselementen in unterschiedlichen Geometrien aufnehmen können, was zu dem Konzept der allmächtigen Endeffektorwerkzeuge führt. Seliger et al. haben ein äußerst vielseitiges Werkzeug zum Lösen verschiedener Schraubentypen entwickelt, auch solcher mit beschädigten Köpfen. Dieses Werkzeug nutzt ein pneumatisches Schlagwerk, um Schlitze auf dem Schraubenkopf zu erzeugen, die als neue aktive Flächen für die Drehmomentübertragung dienen. Dadurch ermöglicht es das Herausdrehen unabhängig von der Form oder dem Typ der Schraube (Schumacher & Jouaneh, 2013).

Um den Demontageprozess zu vereinfachen, wurde das modulare Disassembly Toolkit (DTK) entwickelt, das eine einfache Anpassung an vielseitige Anwendungen durch den Austausch gleichartiger Module ermöglicht. Das hochintegrierte DTK-Gerät ermöglicht die effiziente Demontage von Steckverbindern und die anschließende Freigabe der Teile auf Modulebene. Im Vergleich zur Neukonfiguration der verwendeten Module ist der Zeitaufwand geringer, wenn viele Werkzeuge für einen Demontagevorgang erforderlich sind (Wegener et al., 2015; Lu, Pei & Peng, 2023).

Trennung beim PCB-Recycling

Elektronische Geräte enthalten eine Vielzahl von Materialien, darunter Metalle, Kunststoffe, Glas und gefährliche Stoffe wie Blei, Quecksilber und Cadmium. Daher umfasst das Recycling von Elektroschrott das Sammeln von Elektroschrott, das Sortieren nach Typ, das sorgfältige Zerlegen der Teile und anschließende mechanische und chemische Verarbeitung. Eine der Hauptkomponenten jedes elektronischen Geräts, die eine erhebliche Menge an Metallgemischen enthält, sind PCBs. PCBs sind im Grunde eine laminierte Platte aus Isoliermaterial, auf deren Oberfläche dünne Schichten von Kupferbahnen eingraviert sind. Diese Bahnen fungieren als elektrische Pfade und verbinden verschiedene elektronische Komponenten wie Widerstände, Kondensatoren und integrierte Schaltkreise (ICs). Die PCBs bestehen aus essentiellen unedlen Metallen, Edelmetallen, gefährlichen Stoffen sowie Polymeren und Keramiken. Sie machen typischerweise 3 % bis 7 % des gesamten Elektroschrottvolumens aus, was ihre Bedeutung im Recyclingprozess unterstreicht. In der modernen Elektronik gibt es PCBs in verschiedenen Typen, die hauptsächlich in drei Klassen eingeteilt werden: niedrig, mittel und hoch. Leiterplatten niedriger

Qualität sind einseitig und kostengünstig und werden häufig in Haushaltsgeräten und Spielzeugen verwendet. Leiterplatten mittlerer Qualität sind doppellagig, bieten mehr Platz zum Verlegen und ermöglichen das Lötten auf beiden Seiten. Sie eignen sich für Anwendungen wie Fahrzeugarmaturenbretter und LCD-Fernseher. Zu den Leiterplatten hoher Qualität gehören mehrlagige, starre, flexible, starr-flexible und Hochfrequenzvarianten, die vielseitiges Design und kompakte Strukturen bieten. Sie werden typischerweise in High-End-Produkten wie Mobiltelefonen, Digitalkameras und Notebooks verwendet.

PCB bestehen zu etwa 30–40 % aus Metallen und zu 60–70 % aus Nichtmetallen. Unter den Metallen ist Kupfer ein wichtiger Bestandteil und stellt etwa 16–20 % der PCB-Zusammensetzung dar. Darüber hinaus machen andere Metalle wie Zinn, Eisen, Nickel und Zink etwa 4–1 % der Zusammensetzung aus. Edelmetalle wie Silber und Gold sind ebenfalls vorhanden, typischerweise in einem Anteil von 0,05 % bis 0,03 %. Dies mag zwar gering erscheinen, doch wenn man die Gesamtmenge berücksichtigt, ist dies eine größere Menge als das, was aus den Mineralvorkommen der Erde gewonnen wird. Zu den Nichtmetallen zählen Glas, Keramik, Harze, Kunststoffe usw. Der Rest der Nichtmetalle: Etwa 30 % sind Keramiken (wie Siliziumoxid, Aluminiumoxid und Calciumoxid) und die anderen 30 % sind Kunststoffe (wie Polyethylen, Polypropylen und verschiedene andere Arten).

Das Recycling von Elektroschrott, insbesondere PCBs, ist aufgrund seiner erheblichen Umweltauswirkungen zwingend erforderlich. PCBs sind dafür bekannt, Schwermetalle, Mikroplastik und schädliche Verbindungen wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Biphenyle (PCB) und per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) zu enthalten [24]. Die unsachgemäße Entsorgung und das Recycling von Elektroschrott verschärfen diese Probleme und stellen eine vielschichtige Bedrohung für die Umwelt und die menschliche Gesundheit dar. Die Entsorgung unterbricht diese Kreislaufwirtschaft, verewigt die Abhängigkeit von unberührten Ressourcen und verschärft die Umweltauswirkungen. Viele elektronische Komponenten enthalten gefährliche Materialien wie Blei, Quecksilber, Cadmium, Arsen und bromierte Flammschutzmittel, die bei der Entsorgung auf Mülldeponien in den Boden und das Grundwasser gelangen und zu Umweltverschmutzung führen können. Diese Substanzen bergen ernsthafte Gesundheitsrisiken, darunter Mutationen der Desoxyribonukleinsäure (DNA) und Krebsentstehung durch Schäden an Proteinen und DNA in Zellen. Längerer Kontakt mit diesen gefährlichen Stoffen kann zu dauerhaften Gesundheitsproblemen sowie zur Verschmutzung von Boden und Wasser führen und sich negativ auf Ökosysteme und das menschliche Wohlbefinden auswirken. Ein nachhaltiger Umgang mit Elektronik beinhaltet die Rückgewinnung dieser wertvollen Materialien aus Elektroschrott zur Wiederverwendung in neuen Produkten oder zum Recycling.

PCBs können aufgrund des Vorhandenseins unterschiedlicher Materialien und potenziell gefährlicher Komponenten nicht direkt recycelt werden. Daher wird ein schrittweiser Ansatz mit verschiedenen Methoden eingesetzt, die jeweils auf bestimmte Komponenten des Elektroschrotts

abzielen, um eine effiziente Trennung zu erreichen. Das PCB-Recycling umfasst Vorbehandlungs- und Metallrückgewinnungsphasen. Die Vorbehandlung umfasst das Sammeln von Abfällen, manuelles Zerlegen, Zerlegen und Zerkleinern. Hochwertige Komponenten wie Gold und Silber werden bei der manuellen Demontage sorgfältig extrahiert. Diese ersten Schritte bereiten PCBs auf die anschließende Verarbeitung vor. In den ersten Phasen des Metallrückgewinnungsprozesses sind Zerkleinern und Größenreduzierung wichtige Schritte. Anschließend werden physikalische Trenntechniken eingesetzt, um die pulverisierten PCBs zu sortieren und Metalle basierend auf spezifischen Eigenschaften effektiv von nichtmetallischen Materialien zu trennen. Physikalische Trenntechniken umfassen magnetische Trennung, elektrostatische Trennung und Wirbelstromtrennung, um Eisen- und Nichteisenmaterialien effektiv zu trennen. Zusätzlich werden dichtebasierte Trenntechniken eingesetzt, um leichtere Materialien aus den PCB-Fractionen zu entfernen.

Sobald die physikalischen Trennprozesse abgeschlossen sind, beginnt der Prozess der Metallrückgewinnung. Die Metallrückgewinnung kann durch drei Hauptmethoden erreicht werden: Pyrometallurgie, Hydrometallurgie und Biometallurgie. Bei der Pyrometallurgie werden zerkleinerte PCBs unter großer Hitze geschmolzen, wodurch wertvolle Metalle wie Kupfer von anderen Materialien getrennt werden. Der Prozess beginnt mit dem Zerkleinern der PCBs in kleine Stücke, die dann in einen Ofen gegeben werden. Die Hitze schmilzt die PCBs zu einer geschmolzenen Flüssigkeit, wobei Metalle aufgrund ihrer Dichte auf den Boden sinken, während leichtere Materialien als Schlacke an die Oberfläche steigen. Die abgetrennte Metallschicht wird extrahiert, um Kupfer und andere wertvolle Metalle zurückzugewinnen, wobei die Rückgewinnungsraten oft über 90 % liegen. Die Hydrometallurgie bietet im Vergleich zur Pyrometallurgie eine präzisere Methode. Dabei werden chemische Bäder oder Säuremischungen verwendet, um bestimmte Metalle aus zerkleinertem PCB-Material herauszulösen. Verschiedene Lösungen zielen auf Metalle basierend auf ihren chemischen Eigenschaften ab. Nach der Auflösung werden Metalle mithilfe von Techniken wie Niederschlag oder galvanischer Abscheidung aus Lösungen zurückgewonnen.

Die Biometallurgie bietet zwei Hauptansätze: Biolaugung und Biosorption. Bei der Biolaugung werden Mikroorganismen eingesetzt, um Sulfid- oder Oxidverbindungen zu oxidieren, während bei der Biosorption Biomasse zur Absorption von Metallen verwendet wird. Biobasierte Methoden bieten umweltfreundliche Alternativen zur Extraktion von Metallen aus Elektroschrott oder PCBs, allerdings mit einer langsameren Recyclingrate. Die Pyrometallurgie bietet zwar hohe Rückgewinnungsraten für Edelmetalle und kürzere Recyclingzeiten, weist jedoch erhebliche Nachteile auf. Aufgrund ihrer hohen Betriebskosten und der erheblichen Anfangsinvestition ist sie im Vergleich zu anderen Methoden weniger wirtschaftlich. Darüber hinaus ist der Bau von Pyrometallurgieanlagen zeitaufwändig und weniger anpassbar an sich ändernde Bedürfnisse oder Technologien. Darüber hinaus stellt die Emission schädlicher Gase ein großes Umweltproblem dar und erfordert strenge Managementmaßnahmen. Die Hydrometallurgie bietet einen gezielteren Ansatz mit potenziell

geringeren Emissionen, erfordert jedoch ein sorgfältiges Chemikalienmanagement und eine sorgfältige Abwasserbehandlung.

Trotz ihrer geringeren Effizienz im Vergleich zur Pyrometallurgie bietet die Hydrometallurgie Vorteile hinsichtlich Toxizitätseffekten, Betriebskosten und Energieverbrauch. Im Gegensatz dazu erfordert die Hydrometallurgie mehrere Vorbehandlungsprozesse, um nichtmetallische Elemente aus dem PCB-Material zu entfernen. Dieser Schritt ist wesentlich, um die Trenneffizienz zu verbessern und Edelmetalle mit höherer Reinheit zu erhalten. Im Vergleich zur Biometallurgie sind diese Faktoren jedoch tendenziell höher.

Struktur, Typen, Zusammensetzung und mechanische Eigenschaften von WPCBs

Leiterplatten (PCBs) entwickeln sich stetig weiter und werden dabei immer komplexer. Insbesondere der Trend zu mehrschichtigen Hochgeschwindigkeitsgeräten zeigt, dass PCBs zunehmend mit der Halbleitertechnologie konkurrieren. Diese Entwicklung stellt die Recyclingbranche vor neue Herausforderungen, da die Materialien und Strukturen der PCBs entsprechend ihrer Anwendung immer spezifischer gestaltet werden (Goodship, Stevels & Huisman, 2012). Die Hauptkomponenten von PCBs umfassen laut Khandpur (2011) mehrere Schlüsselemente, die ihre Funktion und Leistung definieren. Diese Komponenten umfassen:

- Substratmaterialien: Diese dienen als Basis für die Leiterplatten und bestehen häufig aus Glasfasern, Epoxidharz oder anderen Verbundmaterialien. Sie sorgen für die notwendige mechanische Stabilität und elektrische Isolierung.
- Leiterbahnen: Meist aus Kupfer hergestellt, sind diese leitenden Pfade entscheidend für die elektrische Verbindung der Komponenten auf der Leiterplatte.
- Lötstoppmasken: Diese schützenden Schichten werden auf die Leiterbahnen aufgebracht, um Kurzschlüsse und Korrosion zu vermeiden.
- Komponenten: Die auf den Leiterplatten montierten elektronischen Bauteile, wie Widerstände, Kondensatoren und Mikrochips, erfüllen spezifische Funktionen innerhalb des Geräts.
- Verbindungsmechanismen: Kontaktstellen wie Lötunkte oder Steckverbinder ermöglichen die Interaktion zwischen verschiedenen Schichten oder externen Geräten.

Die wachsende Komplexität von PCBs und die Vielfalt der verwendeten Materialien, die je nach Einsatzgebiet variieren, erfordern spezialisierte Herstellungs- und Recyclingverfahren. Beispielsweise enthalten Hochgeschwindigkeits-PCBs fortschrittliche Materialien wie spezielle Harze oder keramische Substrate, die thermischen Belastungen besser standhalten können und die Signalgeschwindigkeit optimieren. Diese Fortschritte führen jedoch auch zu einer erhöhten Heterogenität der Materialien, was die Herausforderungen für die Recyclingprozesse weiter verstärkt (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Ein nachhaltiger Umgang mit dieser Entwicklung erfordert innovative Technologien sowohl bei der Herstellung als auch bei der Wiederverwertung von PCBs. Eine effektive Trennung und Rückgewinnung der wertvollen Metalle und Materialien ist unerlässlich, um die wirtschaftliche und ökologische Effizienz zu gewährleisten und die Anforderungen der modernen Elektronikindustrie zu erfüllen (Goodship, Stevels & Huisman, 2012; Khandpur, 2011). (Goodship, Stevels & Huisman, 2012). Die Hauptkomponenten von PCBs sind nach Khandpur (2011) wie folgt beschrieben:

- Die Basis ist eine dünne, starre oder flexible Platte aus Isoliermaterial, die alle Leiter und Komponenten trägt. Die allgemeine Dicke von PCBs kann zwischen ca. 0,2 und 3,2 mm oder mehr variieren, wobei die typische Dicke für die meisten Anwendungen im Bereich von 0,8 bis 1,6 mm liegt.
- Leiter sind typischerweise dünne Streifen aus hochreinem Kupfer, die fest mit dem Basismaterial verbunden sind.
- Komponenten sind am Substrat befestigt, wie z. B. Chips (Ga, In, Ti, Si, Ge, As, Sb, Se und Te), Verbindungselemente (Au, Ag) und Kondensatoren (Ta, Al) usw.

Grundmaterial

Das Substrat einer Leiterplatte stellt die fundamentale Komponente dar, da es sowohl als mechanischer Träger als auch als Medium zur Verbindung der Leiterbahnen fungiert. Das Substrat besteht typischerweise aus Laminat, das aus Polytetrafluorethylen und Glasfasern gefertigt ist. Dabei kommen verschiedene Typen von Laminaten zum Einsatz, die sich durch ihre Zusammensetzung und Eigenschaften unterscheiden. Zu den gängigen Laminattypen zählen:

- FR-2: Phenolbaumwollpapier
- FR-3: Baumwollpapier und Epoxid
- FR-4: Glasgewebe und Epoxid
- FR-5: Glasgewebe und Epoxid mit höherer thermischer Beständigkeit
- FR-6: Mattglas und Polyester
- G-10: Glasgewebe und Epoxid mit hoher Festigkeit
- CEM-1 bis CEM-5: Kombinationen aus Baumwollpapier, Glasgewebe, Epoxid und Polyester

Unter den Laminattypen ist **FR-4** das am häufigsten verwendete Material in der Elektronik, da es eine optimale Balance aus mechanischer Festigkeit, elektrischer Isolierung und thermischer Stabilität bietet (Ambat & Piotrowska, 2021; Coombs, 2001).

Die isolierende Matrix dieser Materialien besteht in der Regel aus Epoxidharz, Polyimid oder Triazinpolymeren. Oft enthalten diese Matrixmaterialien eingebettete Glasfasern, um zusätzliche Festigkeit und Stabilität zu gewährleisten. Der weit verbreitete Einsatz von Glasfasern in Kombination mit Harzpolymeren gewährleistet eine hohe Langlebigkeit und Beständigkeit gegenüber thermischen und mechanischen Belastungen (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

FR-4 ist aufgrund seiner Vielseitigkeit und seiner elektrischen Eigenschaften ein unverzichtbares Material für die Elektronikindustrie. Es kommt sowohl in einfachen Konsumelektronikgeräten als auch in komplexen Anwendungen wie der Telekommunikation, Luft- und Raumfahrttechnik sowie der Automobilindustrie zum Einsatz. Seine Beliebtheit unterstreicht die entscheidende Rolle der Substratmaterialien bei der Herstellung moderner Leiterplatten (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Die sorgfältige Auswahl und Weiterentwicklung dieser Materialien sind essenziell, um die Leistungsanforderungen moderner Elektronikprodukte zu erfüllen und gleichzeitig eine nachhaltige Recyclingstrategie zu ermöglichen. Die Rückgewinnung und Wiederverwendung der Komponenten aus diesen Substraten bieten ein erhebliches Potenzial zur Ressourcenschonung und Minimierung der Umweltauswirkungen (Ambat & Piotrowska, 2021; Coombs, 2001).

Obwohl es eine Vielzahl von Basismaterialien gibt, lassen sich diese grundsätzlich auf drei wesentliche Komponenten reduzieren: das Harzsystem samt eventueller Zusätze, die Verstärkung(en) und die Art des Leiters. Jede dieser Komponenten spielt eine eigenständige und bedeutende Rolle, doch erst das Zusammenspiel dieser Elemente bestimmt die endgültigen Eigenschaften des Basismaterials, das in Leiterplatten verwendet wird (Robertson, 2003).

Das Harzsystem bildet die Matrix des Basismaterials und sorgt für die elektrische Isolierung sowie die mechanische Stabilität. Häufig eingesetzte Harze sind Epoxidharze, Polyimide oder Triazinpolymere. Zusätze wie Flammenschutzmittel oder Füllstoffe werden oft hinzugefügt, um spezifische Eigenschaften wie thermische Beständigkeit oder Steifigkeit zu optimieren. Die Verstärkung besteht meist aus Glasfasern, die in Form von Geweben oder Matten eingebettet werden. Diese Fasern erhöhen die Festigkeit und Stabilität des Materials und tragen dazu bei, mechanischen Belastungen und thermischen Spannungen standzuhalten. Glasfaserverstärkungen sind besonders in FR-4-Materialien weit verbreitet, die sich durch hohe Festigkeit und thermische Stabilität auszeichnen (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Die Art des Leiters ist eine weitere entscheidende Komponente. Die leitfähigen Schichten bestehen üblicherweise aus Kupfer, das für seine exzellenten elektrischen Eigenschaften und einfache Verarbeitung bekannt ist. Je nach Anwendung und Anforderung können die Leiterbahnen auf unterschiedliche Weise strukturiert werden, z. B. durch chemisches Ätzen oder galvanisches Auftragen. Die Kombination dieser drei Komponenten ermöglicht es, Basismaterialien mit spezifischen Eigenschaften zu entwickeln, die den Anforderungen moderner Elektronik gerecht werden. Diese Eigenschaften umfassen beispielsweise hohe elektrische Isolation, thermische Beständigkeit, mechanische Stabilität und Kompatibilität mit verschiedenen Fertigungsprozessen. Das Verständnis und die Optimierung der Wechselwirkungen zwischen Harzsystem, Verstärkung und Leiter sind entscheidend für die Entwicklung innovativer Leiterplattenmaterialien, die sowohl die Leistungsanforderungen als auch die Nachhaltigkeitsziele erfüllen (Robertson, 2003).

Epoxidharzsysteme dominieren aufgrund ihrer hervorragenden mechanischen, elektrischen und physikalischen Eigenschaften sowie ihrer vergleichsweise geringeren Kosten gegenüber Hochleistungsharzen als das bevorzugte Material für die Herstellung von Leiterplatten. Diese Harze sind in verschiedenen Ausführungen erhältlich und bilden weiterhin die Hauptkomponente bei der Produktion von Leiterplatten. Alternativen wie Phenol- und Polyesterharze stehen zwar zur Verfügung, werden jedoch hauptsächlich für Anwendungen genutzt, die spezielle Leistungsanforderungen stellen (Coombs, 2001).

Neben dem Harzsystem spielt die Wahl der Verstärkung eine entscheidende Rolle. Obwohl verschiedene Verstärkungen möglich sind, sind gewebte Glasfasertücher bei weitem die bevorzugte Option. Sie bieten eine ausgezeichnete Balance zwischen mechanischen und elektrischen Eigenschaften, die für die anspruchsvollen Anforderungen moderner Elektronikanwendungen essenziell sind (Khandpur, 2011).

Diese Kombination aus Epoxidharzen und Glasfaserverstärkungen ermöglicht es, Leiterplatten zu entwickeln, die nicht nur kosteneffizient, sondern auch zuverlässig und leistungsstark sind. Die vielseitige Einsetzbarkeit dieser Materialien macht sie zur Grundlage der Elektronikindustrie und zu einer Schlüsselkomponente bei der Herstellung von Geräten mit hohen technischen Anforderungen (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Leitfähige Materialien

Kupfer ist in der Leiterplattenindustrie ein unverzichtbares Material, das aufgrund seiner hervorragenden elektrischen Leitfähigkeit, seiner weiten Verfügbarkeit und seiner vergleichsweise niedrigen Kosten eine zentrale Rolle spielt. Verschiedene Arten von Kupferfolie kommen in der Herstellung von Leiterplatten zum Einsatz, wobei jede Variante spezifische Vor- und Nachteile aufweist. Diese Unterschiede ermöglichen es, die Kupferschichten gezielt an die Anforderungen unterschiedlicher Anwendungen und Betriebsbedingungen anzupassen (Coonrod, 2007).

Die primäre Funktion der Kupferschichten besteht darin, eine effiziente elektrische Leitfähigkeit zwischen den verschiedenen Schichten der Leiterplatte sowie zu den darauf montierten elektronischen Bauteilen sicherzustellen. Kupfer bildet somit das Rückgrat für die Signalübertragung und Energieverteilung in elektronischen Schaltungen. Darüber hinaus trägt es durch seine mechanische Stabilität zur strukturellen Integrität der Leiterplatte bei. Die vielseitige Einsetzbarkeit von Kupfer und seine Fähigkeit, sowohl die elektrische Leistung als auch die Kosten in einem optimalen Verhältnis zu halten, machen es zu einem der wichtigsten Materialien in der Elektronikfertigung. Die kontinuierliche Weiterentwicklung von Kupferfolien und ihrer Verarbeitung spielt eine entscheidende Rolle bei der Herstellung moderner Hochleistungsleiterplatten, die den Anforderungen der heutigen Elektronikindustrie gerecht werden (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024). Die in der Leiterplattenindustrie am häufigsten verwendeten Kupferfolien sind galvanisch abgeschiedene (Electrodeposited, ED) und walzgeglühte (Rolled Annealed, RA) Folien. Der wesentliche Unterschied zwischen diesen beiden Typen liegt in ihrer Kornstruktur, die ihre mechanischen Eigenschaften und ihre Eignung für bestimmte Anwendungen beeinflusst (Coonrod, 2007).

ED-Kupferfolien zeichnen sich durch eine vertikale Kornstruktur aus, was sie anfälliger für Risse macht, insbesondere wenn Spannungskonzentrationen auftreten. Diese Spannungskonzentrationen entstehen typischerweise in den Tälern zwischen den scharfen Oberflächenspitzen der Folie. Sobald ein Riss in einer ED-Folie entsteht, breitet er sich schnell entlang der Korngrenzen aus, was die strukturelle Integrität der Kupferschicht beeinträchtigen kann. RA-Kupferfolien hingegen verfügen über eine horizontale Kornstruktur und eine deutlich glattere Oberfläche, die weniger anfällig für Spannungskonzentrationen ist. Dadurch weisen RA-Folien eine höhere Widerstandsfähigkeit gegen die Bildung von Rissen auf. Sollte jedoch ein Riss auftreten, erfordert seine Ausbreitung ein Durchdringen zahlreicher Korngrenzen, was die Wahrscheinlichkeit eines vollständigen Strukturbruchs verringert. Die Wahl zwischen ED- und RA-Kupferfolien hängt somit von den spezifischen Anforderungen der Anwendung ab. Während ED-Folien aufgrund ihrer Herstellungskosten und Verfügbarkeit häufig bevorzugt werden, bieten RA-Folien dank ihrer verbesserten mechanischen Eigenschaften Vorteile in Anwendungen, bei denen mechanische Belastbarkeit und Langlebigkeit entscheidend sind (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Elektronische Komponenten

Elektronische Bauteile, definiert als jedes Objekt, das mit Elektrizität arbeitet, sind essenzielle Bestandteile moderner Technologien. Diese Komponenten gibt es in einer Vielzahl von Formen und Größen, wobei sie je nach Anwendung unterschiedliche elektrische Funktionen erfüllen. Zu den gängigsten elektronischen Bauteilen zählen integrierte Schaltkreise (ICs), Zentraleinheiten (CPUs), Widerstände, Tantalkondensatoren, monolithische Keramikkondensatoren (MLCCs) und Direktzugriffsspeicher (RAM) (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Diese Bauteile werden auf Leiterplatten (Printed Circuit Boards, PCBs) montiert, die aus leitfähigen Bahnen, sogenannten Leiterbahnen, bestehen. Die Leiterbahnen entstehen durch das Ätzen von Kupferfolien, die anschließend auf ein nichtleitendes Substrat laminiert werden. Die Verbindung zwischen den elektronischen Bauteilen und den Leiterplattenbaugruppen erfolgt über verschiedene Verbindungstypen, die je nach Anforderung und Bauweise der Schaltung variieren (Khandpur, 2011).

Die präzise Anordnung und Verbindung dieser Bauteile auf der Leiterplatte ist entscheidend für die Funktionalität und Effizienz moderner elektronischer Geräte. Ihre vielfältigen Anwendungen reichen von Computern und Smartphones bis hin zu industriellen und medizinischen Geräten (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Aus Sicht der mechanischen Verarbeitung lassen sich die Methoden zur Komponentenmontage in zwei Kategorien einteilen:

- Befestigungsarten, einschließlich Befestigen, Einsetzen, Schweißen, Binden, Umwickeln und Beschichten/Plattieren;
- Einschlussverfahren, einschließlich Füllen, Einkapseln, Legieren und Verpacken.

Generell gilt, dass sich Werkstoffe, die durch Befestigungsmethoden wie Schrauben, Klipps und Nieten sowie durch Einlegen, Umwickeln und Verpacken befestigt sind, leicht wieder lösen lassen. Werkstoffe, die durch Beschichten, Binden, Schweißen und Einkapseln fixiert sind, lassen sich dagegen relativ schwer wieder lösen, und Werkstoffe, die durch Legieren und Füllen fixiert sind, lassen sich nicht mechanisch lösen (Zhang & Forssberg, 1997; (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

4. Konventionelle mechanische Zerkleinerungsverfahren

Konventionelle mechanische Zerkleinerungsverfahren spielen eine entscheidende Rolle bei der Verarbeitung von WPCBs, nachdem gefährliche Bestandteile während der Demontage entfernt wurden. Diese Verfahren, die Techniken wie Brechen, Schreddern und Mahlen umfassen, sind unabdingbar für die Rückgewinnung wertvoller Metalle aus Materialien wie Harz, Fiberglas und Kunststoffen (Ghosh, Ghosh & Parhi et al., 2015). Der Zerkleinerungsprozess kann grobe, feine und ultrafeine Stufen umfassen, um die gewünschte Partikelgröße zu erreichen, und erfordert oft

mehrere Schritte. Insbesondere ein zweistufiges Zerkleinerungsverfahren hat sich unter bestimmten Parametern als sehr effektiv bei WPCBs erwiesen (Brown & Aggleton, 2006; Quan, Li & Gao, 2012; Wen, Duan & Jiao et al., 2005; Oliveira PC, Cabral, Nogueira & Margarido, 2010).

Ein umfassendes Verständnis der Mechanismen und Phänomene, die diesen Verfahren zugrunde liegen, ist unverzichtbar. Faktoren wie Aufschluss, Partikelmorphologie, Fein- und Staubbildung sowie Energieverbrauch sind eng mit den jeweils verwendeten Maschinen und den damit verbundenen Belastungs-/Spannungsmechanismen verknüpft (Zhang & Forssberg, 1999). Durch die Untersuchung der Feinheiten der Zerkleinerung wird es möglich, den Prozess für verschiedene Ziele zu optimieren, darunter das Erreichen der Zielpartikelgrößen, die Verbesserung von Aufschluss und Morphologie sowie die Reduzierung der Staubbildung und des Energieverbrauchs. Daher ist ein detailliertes Verständnis der mechanischen Zerkleinerung von entscheidender Bedeutung, um diesen Prozess an die spezifischen Ziele des WPCB-Recyclings anzupassen (Abbadi, Rácz, & Bokányi, 2024).

4.1. Mechanismus

WPCBs zeigen sowohl sprödes als auch duktilen Verhalten, wobei die keramischen Komponenten spröder und die metallischen Komponenten duktil sind. Während des Bruchprozesses werden die duktilen Partikel durch spezifische Mechanismen verkleinert. Zunächst kommt es zu einer Zunahme der Versetzungsdichte, was zu hohen lokalen Dehnungen führt. Dies führt zur Bildung von Mikrorissen im Kristallgitter. Im weiteren Bruchverlauf vervielfachen sich die Mikrorisse und verschmelzen zu einzelnen makroskopischen Rissen, die sich durch das gesamte Partikel ausbreiten und zu dessen Fragmentierung führen (Hendrickx & Brochu, 2017). Das Gesamtverhalten von WPCBs während der Zerkleinerung kann komplex und schwer vorhersagbar sein und hängt von Faktoren wie Partikelgröße, Temperatur und Dehnungsrate ab (Kaya, 2020). Zu den Kontrollparametern für den Partikelbruch beim Zerkleinern mit herkömmlichen Maschinen gehören der Lademechanismus, der Bruchmechanismus und die Bruchart (Quan, Li & Gao, 2012). Der Bruchmechanismus wird durch den Lademechanismus, die Zerkleinerungsumgebung und Materialeigenschaften wie mechanische Festigkeit, Zähigkeit und Sprödigkeit beeinflusst. Zu den Parametern der Zerkleinerungsumgebung gehören Temperatur, Nass- oder Trockenverarbeitung und Mahlkörper. Diese Faktoren können die resultierende Partikelform, -größe und -freisetzung beeinflussen. Die Bruchart bestimmt, ob der Bruch zufällig oder nicht zufällig ist und hängt mit den Brucheigenschaften des Ausgangsmaterials zusammen (Quan, Li & Gao, 2012).

Studien haben gezeigt, dass Mineralbrecher wie Backen-, Walzen- und Scheibenbrecher bei der Verarbeitung von WPCBs eine begrenzte Größenreduzierung und eine schlechte Freisetzung bieten (Wang, Gu & Qi, 2005). Darüber hinaus zeigten Mühlen wie Stab- und Ringmühlen, die hauptsächlich Druckspannungen nutzen, eine begrenzte Fähigkeit zur Reduzierung der Größe duktiler WPCB-Materialien (Otsuki & Grasser, 2019). Im Gegensatz dazu haben sich

Zerkleinerungsmaschinen für nicht spröde Materialien, die Scher-, Schredder- und Schneidspannungen einsetzen, bei WPCBs als effektiver erwiesen. Darüber hinaus haben WPCBs im Gegensatz zu Mineralerzen keine bestimmte Größenfraktion für eine optimale Freisetzung, da verschiedene Elementtypen in unterschiedlichen Größenfraktionen freigesetzt werden (Quan, Li & Gao, 2012).

Bei Zerkleinerungsmaschinen für nicht spröde Materialien kommen unter anderem folgende Belastungsmechanismen vor Woldt, Schubert & Jäckel (2004):

- Unter Schnittspannung versteht man die Anwendung linearer Kräfte entlang der Messerschneide, die durch äußere Kompression zum Versagen des Materials neben der Messerschneide führen. Der Bruch entsteht durch Scher- und Zugspannungen, wobei letztere durch die Spaltwirkung des Messers verursacht werden. Das gegenüberliegende Messer wirkt als Stütze, nimmt jedoch nicht aktiv am Zerkleinerungsvorgang teil.
- Bei Scherspannung hingegen werden Druckkräfte auf eine größere Fläche ausgeübt. Bei zunehmender Scherspannung gleitet das Material entlang der Scherebene. Beide Messer mit einem Keilwinkel von 90 Grad tragen hier aktiv zum Zerkleinerungsvorgang bei. Die Ausbildung hoher Scherspannungen erfordert einen kleinen Spalt, mit zunehmendem Spalt werden jedoch die Zugspannungen bedeutender, was in Kombination mit Biege- und Torsionsvorgängen zu Reißspannungen führt.
- Reißspannungen treten bei Spaltweiten zwischen den Zerkleinerungswerkzeugen auf, die ein Mehrfaches der Wandstärke des Aufgabematerials betragen. Der Eingriff von Reißwerkzeugen in Werkstoffhohlräume ermöglicht eine grobe Zerkleinerung. Die Biegespannung (d) führt bei Metallen nur in bestimmten Fällen zum Bruch des Werkstoffes.

Zerkleinerungsmethoden, die auf Schneiden, Scheren, Schreddern und schwachen Stößen beruhen, haben sich zwar als wirksamer als herkömmliche Mineralbrecher erwiesen, sie weisen jedoch auch erhebliche Nachteile auf. Zu diesen Nachteilen zählen ein hoher Verschleiß der Schneidkanten, eine geringere Selektivität bei der Trennung von WPCB-Komponenten und ein hoher Wartungsaufwand (Duan, Wen & Shi et al., 2009). Im Gegensatz dazu erzeugt die hochintensive Prallzerkleinerung hohe Spannungen in der WPCB-Struktur und zerstört die Bindung zwischen den aneinander haftenden Schichten. Außerdem werden die metallischen und nichtmetallischen Phasen schnell freigesetzt und freigelegt, was eine effizientere anschließende Trennung ermöglicht. Die Selektivität der Prallfragmentierung erreicht einen hohen Zerkleinerungsgrad und wird zum primären Faktor bei der mechanischen Anreicherung der Zielmetalle aus WPCBs (Duan, Wen & Shi et al., 2009). Bachér et al. (2022) berichteten jedoch, dass durch Prallzerkleinerung zwar eine gute Freisetzung erreicht wurde, aber auch eine beträchtliche Menge an Feinanteilen entstand. Dies unterstreicht die kritischen Kompromisse, die zwischen Freisetzungswirksamkeit und Übermahlung abgewogen werden müssen (Abbadi, Rácz, & Bokányi, 2024).

Ein Paradebeispiel für ausführlich untersuchte Zerkleinerungsmaschinen ist die Hammermühle, die zur Kategorie der Prallbrecher gehört. Hammermühlen sind für ihre Fähigkeit bekannt, mit hoher Spitzengeschwindigkeit, typischerweise im Bereich von 60 bis 100 m/s, schnell zu blasen, wobei das primäre Ziel darin besteht, eine Größenreduzierung zu erreichen. Dieser schlagbetriebene Prozess wird durch die Wirkung von Komponenten ausgeführt, die üblicherweise als „Schläger“ bezeichnet werden. Beim Kontakt mit den Futterpartikeln übertragen diese Schläger kinetische Energie und erzeugen dadurch Schlag- und Scherspannungen, die den Zerfall der Partikel erleichtern (Wills & Finch, 2015). Während Hammermühlen traditionell für die Verarbeitung spröder Materialien eingesetzt werden, haben sie sich auch bei der Verarbeitung von Elektroschrott als nützlich erwiesen, insbesondere aufgrund ihrer Fähigkeit, Schlagspannungen zu erzeugen, die zur Bildung kugelförmiger Metallpartikel führen (Abbadi, Rácz, & Bokányi, 2024).

Im Gegensatz dazu fehlt in der Literatur die Verwendung von Hammerzerkleinerern (Rotationszerkleinerern) zur Zerkleinerung von WPCB (Sander, Schubert & Jäckel, 2004). Hammerzerkleinerer haben eine besondere Bauweise, bei der ein Amboss in die Maschine integriert ist. Die Hammer-Amboss-Konfiguration erzeugt Scher-, Reiß-, Biege- und Druckspannungen, die für duktile, nicht spröde Materialien wie Metalle geeignet sind, die Hauptbestandteile von WPCBs (Russo, Aboussouan & Birat et al., 2004).

Im Vergleich zu Hammermühlen, die mit hohen Spitzengeschwindigkeiten arbeiten, arbeiten Hammerzerkleinerer typischerweise mit niedrigeren Spitzengeschwindigkeiten von 5 bis 60 m/s und sind bei Metallen energieeffizienter, während sie außerdem weniger Feinanteile produzieren, die nachfolgende Trennprozesse erschweren könnten (Kirchner, Timmel & Schubert, 1999). Ihre Fähigkeit, sperrige, unregelmäßige Ausgangsmaterialien zu verarbeiten und die optimierte Intensität der Größenreduzierung durch einstellbare Parameter wie Hammer-Amboss-Abstand und Rotationsgeschwindigkeit, machen sie geeignet für die Erzeugung einer idealen Partikelgrößenverteilung für die Metalfreisetzung (Russo, Aboussouan & Birat et al., 2004). Die besondere Mechanik und Leistungsfähigkeit von Hammerschreddern stellt eine überzeugende Technologie dar, die eine eingehende Untersuchung verdient, da sie erhebliche Vorteile im Bereich der WPCB-Zerkleinerung bieten kann. Aufgrund ihrer erheblichen mechanistischen Unterschiede und ihrer Rollen bei der Zerkleinerung ist es außerdem äußerst wichtig, zwischen Hammermühlen und Hammerschreddern zu unterscheiden (Abbadi, Rácz, & Bokányi, 2024).

Eine deutliche Modifikation von Hammermühlen und Hammerzerkleinerern ist die Verwendung von schwingenden Hämmern anstelle von starren. Durch die Verwendung von schwenkbaren oder schwingenden Hämmern wird weniger Kraft ausgeübt als bei starr angebrachten Hämmern (Wills & Finch, 2015). Schubert und Bernotat (2004) lieferten eine effektive Analyse der verschiedenen Anpassungen an Schwinghammermühlen. Die primäre Zerkleinerungsmethode ist bei allen Modifikationen ähnlich und beruht hauptsächlich auf Aufprall mit zusätzlichen Einflüssen von Scherung, Kompression und Abrieb. Diese Belastungsarten wirken zusammen, wodurch

Schwinghammermühlen für WPCBs geeignet sind, die unterschiedliche Materialtypen enthalten, von spröde bis duktil (Abbadi, Rácz, & Bokányi, 2024).

Bei der Verarbeitung von WPCBs in einer Hammermühle erfolgt ein selektives Mahlen. Die härteren und verformbareren Metalle, darunter Kupfer und Eisen, konzentrieren sich in den gröberen Fraktionen. Nichtmetallische Bestandteile sind jedoch spröde und zerbröseln leicht. Diese Materialien kommen meist in der feineren Fraktion vor und umfassen Harz, Glasfaser und Kunststoff (Otsuki, Gonçalves & Leroy, 2019). Die Hammermühle hat sich bei der Zerkleinerung von WPCBs als eine Schneidmühle als selektiver erwiesen, da sie vorwiegend Schlagspannungen nutzt, während bei der Schneidmühle Scher-, Druck- und Abriebspannungen zum Einsatz kommen. Wenn WPCBs in der Schneidmühle dem Schneidkopf ausgesetzt werden, schneidet der Kopf von der Zielposition aus durch das Material, unabhängig von der Duktilität oder Sprödigkeit des Materials. Folglich ist es weniger wahrscheinlich, dass sich Komponenten und Teile in der Hammermühle an ihren schwächsten Verbindungspunkten wie physischen und Oberflächenverbindungen oder Phasengrenzbereichen voneinander lösen (Heibeck, Rudolph & Modler et al., 2021). Im Gegensatz dazu verteilt sich die Energieverteilung in der Hammermühle über eine größere Fläche der WPCBs als in der Schneidmühle, in der die Energie auf eine kleinere Fläche konzentriert ist (Kirchner, Timmel & Schubert, 1999). Darüber hinaus führt der von der Hammermühle erzeugte Aufprall mit hoher Intensität zu hohen Spannungen innerhalb der Struktur der WPCBs, wodurch die Bindung zwischen anhaftenden Schichten zerstört und die metallischen und nichtmetallischen Fraktionen schnell freigesetzt und freigelegt werden. Dies wiederum macht die weitere Trennung effizienter. Durch Aufprallselektivität wird ein hoher Fragmentierungsgrad erreicht und sie wird zum Hauptfaktor bei der mechanischen Anreicherung der Zielmetalle (Blumbergs, Serga & Shishkin et al., 2022).

Ein weiteres Phänomen, das laut einer aktuellen Studie von Otsuki et al. (2019) mit der Verwendung von Hammermühlen in Zusammenhang steht, ist die selektive Agglomeration bestimmter gemahlener Bestandteile. Dieses Phänomen tritt bei der Anreicherung von Cu und Al in der groben Fraktion auf. Die selektive Agglomeration wurde auf die mechano-chemische Reaktion zurückgeführt, die durch die in der Mühlenkammer erzeugte Wärme verstärkt wird und bei der höchsten Zufuhrmasse günstig ist. Die von Otsuki et al. (2019) verwendete Hammermühle mit geschlossener Auskleidung ermöglichte jedoch beträchtliche Verweilzeiten der Partikel, aber solche Bedingungen lassen sich in kontinuierlichen Industriemühlen nicht reproduzieren, in denen die Verweilzeit stark von der Zufuhrrate und den variablen Drosselbedingungen in der Zerkleinerungskammer abhängt. Diese Ergebnisse im Labormaßstab liefern nützliche Einblicke in das Verhalten duktiler Partikel unter Aufprallspannungen; das Auftreten selektiver Agglomeration in Systemen im industriellen Maßstab ist derzeit jedoch noch Indizien (Abbadi, Rácz, & Bokányi, 2024). In der gesamten Literaturübersicht zur Zerkleinerung von WPCB ist ein wiederkehrendes Muster zu erkennen: Bei der Diskussion der Belastungen und Spannungen, die bei dem Prozess auftreten, kommt es häufig zu Vermischungen und Missbrauch von Begriffen. Darüber hinaus neigt man dazu,

sich auf Handelsnamen für Zerkleinerungsmaschinen zu verlassen, wie etwa Hammerbrecher/-mühlen, Scheibenmühlen, Schneidmühlen und Schermühlen. Dies kann bei Lesern und Forschern zu Verwirrung führen, da verschiedene Hersteller für ähnliche Geräte unterschiedliche Terminologien verwenden können. Um die Klarheit und das Verständnis in diesem Bereich zu verbessern, ist es für Forscher und Autoren von entscheidender Bedeutung, klare und standardisierte Beschreibungen der Belastungen, Spannungen und der verwendeten Geräte zu liefern. Ein solches Benennungssystem findet sich in der Arbeit von Schubert und Bernotat (Schubert & Bernotat, 2004), wo Zerkleinerungsmaschinen für nichtspröde Materialien je nach der vorherrschenden Belastungsart in Rotationsscheren, Rotationsschneider und Rotationsschredder eingeteilt wurden.

Insbesondere muss zwischen Rotationsscheren, Rotationsschreddern und Rotationsschneidmaschinen unterschieden werden. Eine Rotationsschere verfügt über zwei oder mehr gegenläufige Wellen, die mit scharfen Klingen Materialien in einer scherenartigen Bewegung scheren (Li, Lu & Guo et al., 2007). Sie wird üblicherweise zum Schreddern von Kunststoffen und Gummi verwendet und bei der Zerkleinerung von WPCBs zur groben und mittleren Größenreduzierung eingesetzt, wobei sie als Primärbrecher dient, um das Eingangsmaterial für das anschließende Zerkleinern oder Mahlen vorzubereiten (Huang, Guo & Xu, 2009). Ein Rotationsschredder hingegen ist eine Maschine, die eine einzelne rotierende Welle mit mehreren Schneidklingen oder Hämmern verwendet, um Materialien zu zerschlagen und in kleinere Stücke zu zerlegen. Er wird üblicherweise zum Schreddern von WPCBs nach einem Größenreduzierungsschritt verwendet, um ein fein zerkleinertes Ergebnis zu erhalten (Brown & Aggleton, 2006). Rotationsschneider ähneln Rotationsschreddern, verwenden jedoch feste Messer an einem Rotor. Die Schnittlänge kann durch Veränderung der Rotorgeschwindigkeit und der Anzahl der entlang seines Umfangs positionierten Messer angepasst werden (Naimi, 2016). Zur Feinzerkleinerung wurden langsam und schnell laufende Rotationsschneider eingesetzt (Veit, Bernardes & Ferreira et al., 2006).

Eine klare Lücke in der aktuellen Forschung zur WPCB-Verarbeitung ist der Mangel an gemeldeten Daten zu den Spitzengeschwindigkeiten der verwendeten mechanischen Zerkleinerungsgeräte. Eine systematische Beschreibung der typischen Spitzengeschwindigkeitsbereiche für verschiedene Geräte, beispielsweise die Unterscheidung zwischen Hammermühle (60–100 m/s), Schredder (5–60 m/s) und Feinprallmühle (> 100 m/s), würde eine genauere Klassifizierung und einen besseren Vergleich ihrer Fähigkeiten ermöglichen. Durch die Aufklärung dieser Schwankungen der Betriebsgeschwindigkeit könnte ein wertvoller Kontext hinsichtlich der induzierten Belastungen und der daraus resultierenden Ergebnisse im Zerkleinerungsprozess bereitgestellt werden (Abbadi, Rácz, & Bokányi, 2024).

4.2 Befreiung

Die Freisetzung wertvoller Materialien aus WPCBs hängt von mehreren Schlüsselfaktoren ab, die mit dem Zerkleinerungsprozess und den Eigenschaften des WPCBs selbst zusammenhängen. Art und Größe der Mahlanlage, Betriebsbedingungen und Lademechanismen beeinflussen die Wirksamkeit der Größenreduzierung und Materialfreisetzung. Zufuhreigenschaften wie Feuchtigkeitsgehalt und Partikelgröße wirken sich ebenfalls auf die Zerkleinerungsleistung aus. Darüber hinaus erfordern die inhärenten Eigenschaften von WPCBs, wie ihre mechanische Festigkeit, thermische Stabilität und Materialzusammensetzung, maßgeschneiderte Zerkleinerungsstrategien. So können Komponenten mit hoher Festigkeit aggressivere Größenreduzierungstaktiken erfordern, während hitzeempfindliche Komponenten spezielle Ansätze erfordern (Kaya, 2020).

Zhang und Forssberg (1997; 1999) untersuchten die Freisetzung von WPCBs in Personalcomputern (PCs) mithilfe einer Hammermühle. Untersuchungen haben gezeigt, dass Metallpartikel nahezu vollständig freigesetzt werden, wenn ihre Partikelgröße weniger als 2 mm beträgt. Bemerkenswerterweise zeigte Kupfer einen geringeren Freisetzungsgrad von gröberen Partikeln als Aluminium und Eisenmetalle. Darauf aufbauend zeigten Duan et al. (2010) und Ogunniyi et al. (2009), dass mit einer Schwinghammermühle mit einem inneren Sieb unter 500 µm eine vollständige Freisetzung von PCs, Mobiltelefonen und Schalttafeln erreicht werden kann. Weitere Studien von Li et al. (2007), Guo et al. (2011) und Quan et al. (2012) unter Verwendung verschiedener Zerkleinerungsmethoden bekräftigten diese Ergebnisse. Bemerkenswerterweise trat bei unterschiedlichen Geräten im Größenbereich unter 0,59 bis 0,42 mm durchgängig eine annähernd vollständige Metallfreisetzung auf.

Es ist jedoch wichtig zu erkennen, dass die Komponenten von WPCBs – nämlich gedruckte Leiterplatten (PWBs), Slots und ICs – unterschiedlich auf den Zerkleinerungsprozess reagieren. Aus Gaudins Theorie zur Mineralfreisetzung geht hervor, dass der Freisetzungsprozess von PWBs und ICs eine Kombination aus Dispersions- und Trennungsmechanismen umfasst. Im Gegensatz dazu werden Slots hauptsächlich durch Trennung freigesetzt (Duan, Zhao, He & Zhou, 2010). Dieser Unterschied zeigt sich in ihrem größenabhängigen Freisetzungsverhalten, nach sequenzieller Zerkleinerung durch Rotationsscheren und Hammerbrechen. Die Daten offenbaren bemerkenswerte Abweichungen. Slots erreichen aufgrund ihres Trennungsmechanismus sogar bei groben Fraktionen von weniger als 2 mm eine vollständige Freisetzung. Im Gegensatz dazu führen die gekoppelten Freisetzungsmodi von PWBs und ICs zu einer unvollständigen Trennung über 0,125 mm, was umfangreichere Partikelgrößenreduzierungen erforderlich macht, um ihre Verbundmaterialien vollständig zu lösen (Wen, Duan & Jiao et al., 2005).

Koyanaka et al. (2006) verglichen das Zerstörungsverhalten von PC- und TV-Platinen mittels Prallmühle. PC-Platinen bestehen aus Kupferfolie, die auf glasfaserverstärktes Epoxidharz (FRP) laminiert ist. Im Gegensatz dazu haben TV-Platinen Kupferfolie, die auf ein schwächeres, mit Papier

gemischtes Phenolharz laminiert ist. Hochgeschwindigkeitsfotografie zeigte, dass die PC-Platinen zuerst ihre Ecken verloren, wobei sich das Kupfer an den Kanten vom FRP löste. Dieser Befund deutet darauf hin, dass die Zähigkeit des FRP eine frühe Rissbildung förderte. Die TV-Platinen zeigten jedoch aufgrund des schwächeren Harzes eine lineare Rissausbreitung zur Mitte hin, was eine sofortige Fragmentierung verursachte. Nach einer gewissen Größenreduzierung löste sich das Kupfer von den kleineren Stücken (Koyanaka, Endoh & Ohya, 2006).

Aus Sicht der selektiven Freisetzung umfasst die PCB-Zerstörung die Metallablösung und anschließende Anpassung der Partikelgröße. Die Festigkeit des Grundmaterials bestimmt das frühe Rissbildungsmuster. Leiterplatten lösen Kupfer erst ab, wenn die FRP-Zähigkeit abnimmt. Folglich bleiben die zunächst freigesetzten Kupferstücke größer. Umgekehrt entstehen bei einer schnellen Zersplitterung von Fernsehplatten kleinere Fragmente, die vor der Kupferfreisetzung eine zusätzliche Größenreduzierung erfordern (Koyanaka, Endoh & Ohya, 2006).

Ogunniyi et al. (2009) untersuchten Zerkleinerungsstaubpartikel von WPCBs unter 75 µm und zeigten, dass quantitative mikroskopische Analysen von polierten Abschnitten auf einen Freisetzungsgrad von ca. 99,48 % schließen lassen. Anschließende Untersuchungen mittels Rasterelektronenmikroskopie (REM) und energiedispersiver Röntgenspektroskopie (EDS) zeigten jedoch das Fortbestehen von Verbundpartikeln (an Lot haftende Kupferspuren) in diesem Größenbereich. In Anbetracht der breiten Verteilung von Neben- und Spurenelementen in WPCBs können diese spärlichen Rückstände dennoch einen erheblichen Einfluss haben. Neuere Arbeiten von Nekouei et al. (2018) unterstrichen diese hartnäckigen Grenzflächen zwischen den Materialphasen und zeigten, dass sich gebündelte Aggregatpartikel selbst nach ausgiebigem Mahlen einer Trennung widersetzen. Obwohl bestimmte Komponenten vorab entfernt werden können, ist eine vollständig selektive Metallfreisetzung ausschließlich mit mechanischen Mitteln letztlich nicht möglich (Abbadi, Rácz, & Bokányi, 2024).

Der Einfluss von Zerkleinerungsmechanismen auf die WPCB-Freisetzungsgrad war der Schwerpunkt einer Studie von Bachér et al. (2022). Diese Studie lieferte einen aufschlussreichen Vergleich zwischen zwei verschiedenen Arten von Zerkleinerungsmaschinen: einer Hochgeschwindigkeits-Hammermühle und einem langsam laufenden Rotationsschneider. Die Ergebnisse zeigten, dass die Hochgeschwindigkeits-Hammermühle WPCBs am besten freisetzt und einen Gesamtfreisetzungsgrad von 77 % erreichte, während der langsam laufende Rotationsschneider einen Grad von 58 % ergab. Die selektive Natur der Hammermühle, die auf ihre Abhängigkeit von Schlagspannungen zurückzuführen ist, stand in starkem Kontrast zu der des Rotationsschneiders, der Scher-, Druck- und Abriebspannungen umfasst.

Bachér et al. (2022) untersuchten die Hammermühle weiter und untersuchten den Einfluss der Rührgeschwindigkeit auf die WPCB-Qualität und die Rückgewinnungsraten. Es stellte sich heraus, dass hohe Rührgeschwindigkeiten (84 m/s Spitzengeschwindigkeit) ausreichend Energie liefern, um eine WPCB-Qualität von über 86 % zu erreichen. Im Gegensatz dazu führte eine niedrige

Rührgeschwindigkeit (42 m/s Spitzengeschwindigkeit) zu einer niedrigeren Qualität, wobei nur etwas mehr als 30 % der WPCB-Partikel vollständig freigesetzt wurden. Dieses Ergebnis unterstreicht die Empfindlichkeit der Freisetzungsergebnisse gegenüber der Rührgeschwindigkeit und unterstreicht die Notwendigkeit einer sorgfältigen Kontrolle der Betriebsparameter (Bachér, Rintala & Horttanainen, 2022).

Menad et al. (2013) brachten jedoch eine wichtige Überlegung vor, die die begrenzte Anwendbarkeit der in diesen grundlegenden Studien verwendeten manuellen Demontage- und Klassifizierungsmethoden auf automatisierte Recyclingprozesse im industriellen Maßstab betraf. Zudem bemerkten Bachér et al. (2022), dass das Streben nach maximaler Freisetzung durch Minimierung der Partikelgröße die Feinanteilbildung erhöhen kann, wodurch ein wirtschaftlicher Kompromiss zwischen Rückgewinnungseffizienz und Materialverlusten entsteht. Daher hängt der optimale Freisetzungsgrad wahrscheinlich von spezifischen Prozesszielen und Gerätebeschränkungen in einem industriellen Kontext ab. Es bedarf mehr Forschung, um diese grundlegenden Erkenntnisse aus dem Labormaßstab auf reale automatisierte Systeme zu übertragen, die sich auf die Ausgewogenheit von Freisetzung, Feinanteilminimierung und Durchsatz konzentrieren (Menad, Guignot S, & Houwelingen, 2013).

Durch den Einsatz von Digitalmikroskopie und SEM-EDS haben Gonçalves et al. (2019) die Erforschung der Metallfreisetzung unter verschiedenen Mahlbedingungen maßgeblich beeinflusst. Ihr Ansatz, der mehrere Bildgebungsverfahren kombinierte, ermöglichte eine genaue Analyse der Metallfreisetzung in unterschiedlichen Größenfraktionen und stellte damit einen bedeutenden Fortschritt dar. Otsuki et al. (2019) stellten jedoch fest, dass die Ergebnisse dieser Analysemethoden variieren können. Es gab erhebliche Unterschiede zwischen traditionellen Methoden wie der optischen Mikroskopie und neueren Methoden wie Mikro-XRF und Röntgentomografie, was die Notwendigkeit einer Standardisierung dieser Messungen bei verschiedenen Werkzeugen unterstreicht. Durch die Entwicklung zuverlässiger Methoden zur Korrelation der Ergebnisse dieser verschiedenen Verfahren durch gründliche Vergleichsstudien könnten wir die Genauigkeit und Konsistenz unserer Beurteilung des Metallfreisetzungsprozesses erheblich verbessern (Otsuki, Gonçalves, Stieghorst & Révay, 2019).

4.3 Produzierte Partikelmorphologie

Beim Zerkleinern werden große Partikel in kleinere Partikel zerlegt, wobei sich deren Form, Größe und Oberfläche verändern. Verschiedene Faktoren, darunter Gerätetyp, angewandte Belastung, Materialeigenschaften und Verweilzeit, bestimmen das Ausmaß dieser Veränderungen (Ofori-Sarpong & Amankwah, 2011; Moosakazemi, Tavakoli Mohammadi & Mohseni et al., 2017; Ahmed, 2010). Die aus der Zerkleinerung von Elektroschrott resultierenden Partikel weisen unterschiedliche Formen auf, beispielsweise eckig, faserig, flockig, körnig, modular, kugelförmig und unregelmäßig. Die Partikelmorphologie beeinflusst maßgeblich nachfolgende mechanische und

physikomechanische Trenntechniken, die auf physikalischen und Materialeigenschaften zur Materialtrennung beruhen (Roy, Ari, Konar & Das, 2012).

In einer der wegweisenden Studien auf diesem Gebiet, die von Zhang und Forssberg (1997) durchgeführt wurde, wurden WPCB-Proben mit einem Prallbrecher (Hammermühle) zerkleinert. Das Ergebnis war ein vielfältiges Spektrum an freigesetzten Materialien in Formen wie Drahtbündeln, Stäben (sowohl gerade als auch gebogen), verdichteten Würfeln und gebogenen Platten. Um diese morphologische Vielfalt zu quantifizieren, wurde ein Formfaktor (F-Form) herangezogen, der eine erhebliche Variabilität innerhalb und zwischen den Fraktionen aufzeigte. Dies unterstreicht die inhärente Heterogenität von Elektroschrottfragmenten, die den Recyclingprozess von Natur aus komplex macht. Quan et al. (2012) bestätigten diese Ergebnisse und erläuterten weiter, wie nichtmetallische Formen mit der Partikelgröße variieren, wie durch SEM-Analyse festgestellt.

Unter bestimmten Betriebsbedingungen kann ein Prallbrecher (Hammermühle) jedoch überraschend gleichmäßige und kugelförmige Kupferpartikel aus WPCBs erzeugen, wie Koyanaka et al. (1997) zeigten. Das Erreichen von Kugelform und Homogenität hängt nachweislich von der Umfangsgeschwindigkeit der Mühle und der Siebmaschengröße ab. Ihre Studie beschränkte sich jedoch auf Kupfer und untersuchte nicht die Morphologie anderer Metalle oder Nichtmetalle. Insbesondere zeigten sich die unterschiedlichen Formen von Kupfer, Glasfaser und Epoxidharz, wobei Kupfer aufgrund seiner Duktilität und Formbarkeit eine Kugelform annahm, während glasfaserverstärktes Epoxidharz aufgrund seiner Tendenz zum Sprödbrechen eckige Eigenschaften zeigte (Koyanaka, Ohya & Lee, et al., 2000).

Die Partikelmorphologie wird auch stark von der Art des verwendeten Brechmechanismus beeinflusst. Zhu et al. (2020) haben dieses Phänomen näher untersucht und hervorgehoben, dass beim Prallbrechen eher flockige Metallpartikel entstehen, während beim Scherbrechen kugelförmige Metallpartikel entstehen. Der grundlegende Unterschied liegt in den wirkenden Kräften: Prallkräfte trennen metallische und nichtmetallische Komponenten, was zur Bildung blattartiger Metallpartikel führt, während Scherkräfte sphärische Formen erzeugen und plastische Metallpartikel in Kugeln verwandeln (Zhu, Zhang & Dong et al., 2020).

4.4 Feinstaub- und Staubentwicklung

Der Grund für die ineffiziente Freisetzung und Übermahlung von WPCBs liegt darin, dass die mechanische Zerkleinerung nicht speziell darauf ausgelegt ist, wertvolle Mineralien freizusetzen, sondern vielmehr darauf, die Größe der Erzaggregate, die sie enthalten, zu reduzieren, wobei die Freisetzung als Nebeneffekt auftritt. Daher sind die derzeitigen Zerkleinerungsmethoden nicht in der Lage, Metalle vollständig von Leiterplatten freizusetzen und können zu Übermahlung führen, was zur Bildung von Feinanteilen und Staub führt. Infolgedessen sind mit der herkömmlichen mechanischen Zerkleinerung ein hoher Energieverbrauch, erhöhte Kosten und Umweltprobleme verbunden (Duan, Diao, Zhao & Huang, 2015).

Die Reduzierung der Partikelgröße scheint ein logischer Ansatz zur Verbesserung der Freisetzung zu sein. Diese Strategie hat jedoch ihre eigenen Einschränkungen. Flotation, Schütteln und elektrostatische Trennung, die häufig zur Aufbereitung eingesetzt werden, weisen bei Partikelgrößen unter 0,074 mm eine verringerte Effizienz auf, was zu erheblichen Metallverlusten führt. Aufgrund ihrer hohen Oberflächenenergie besteht bei feinen Partikeln zusätzlich die Herausforderung der unselektiven Agglomeration. Das Ergebnis ist ein nicht optimaler Trennungsprozess, der den Verlust an Edelmetallen verstärkt (Bachér, Rintala & Horttanainen, 2022).

Aufgrund der Festigkeit und Zähigkeit von WPCBs kann beim Zerkleinern bei normalen Temperaturen eine erhebliche Menge Staub und schädlicher Gase entstehen, was den Einsatz eines effektiven Staubsammelsystems erforderlich macht (Kaya, 2016). Wang et al. (2015) untersuchten den beim mechanischen Recycling von WPCBs entstehenden Staub auf Ressourcenrückgewinnung und Umweltschutz. Ihrer Analyse des Staubs, der in einer typischen Zerkleinerungs- und Trennungsrecyclinganlage gesammelt wurde, zufolge bestand das Material zu 73,1 % aus organischer Substanz, zu 4,65 % aus Al, zu 4,55 % aus Fe, zu 2,67 % aus Cu und zu 1,06 % aus Pb. Die meisten Metalle wurden in einer Partikelgröße von 0,075 mm freigesetzt, wobei der Gehalt an elementaren Metallen und freigesetzten magnetischen Materialien mit abnehmender Partikelgröße zunahm (Wang, Zhao & Zhang, 2015).

In der Forschung von Bachér et al. (2022) wurde der Einfluss verschiedener Zerkleinerungsmechanismen auf die Feinanteilbildung bei der Größenreduzierung von WPCB untersucht. Zwei Brecher, eine schnell rotierende Hammermühle und ein langsam rotierender Rotationsschneider, kamen zum Einsatz. Die Studie zeigte, dass die Hammermühle mehr als doppelt so viel Feinanteil erzeugte wie der Rotationsschneider, der Silizium, unedle Metalle, Edelmetalle und schädliche Elemente enthielt. Obwohl beide Brecher Feinanteile mit ähnlichen Elementen produzierten, variierten die Konzentrationen. Die Hammermühle kann spröde Materialien besser zerkleinern, was zu gröberen, dehnbaren Materialien führt, während der Rotationsschneider Partikel unabhängig von ihrer Materialart schert. Folglich produzierte die Schneidmühle höhere Konzentrationen dehnbarer Materialien wie Gold und Kupfer im Feinanteil (Bachér, Rintala & Horttanainen, 2022).

Feinstaub und Staub aus der WPCB-Zerkleinerung haben einen interessanten wirtschaftlichen Aspekt. Dieses scheinbar unbedeutende Nebenprodukt enthält wertvolle Metalle wie Gold, Silber und Palladium. Erstaunlicherweise können die Konzentrationen dieser Metalle im Staub mit denen in hochwertigen Leiterplatten mithalten oder diese sogar übertreffen (Bachér, Rintala & Horttanainen, 2022). Allerdings birgt derselbe Staub auch erhebliche Gesundheits- und Umweltrisiken. Gefährlicher Staub, der bei der WPCB-Zerkleinerung entsteht, enthält über 50 Gew.-% Feinstaub unter 75 µm (Wang, Zhao & Zhang et al., 2017). Außerdem enthält der Staub Spuren giftiger Metalle, Chlor, Brom und 73 % organische Verbindungen (Wang, Zhao & Zhang et al., 2015).

Die Gesundheit der Arbeitnehmer (SDG 3) wird somit anfällig für die schwerwiegenden Auswirkungen dieser Mischung aus Schwebeteilchen und Schadstoffen, wobei Feinstaub Atemwegs- und Herz-Kreislauf-Erkrankungen verursacht (Wang, Xu & Liu, 2023). Darüber hinaus reichert sich Staub, der nicht ordnungsgemäß bekämpft wird, in den aufnehmenden Gewässern an (SDG 6), da hydrophile Metalle und organische Stoffe aus den Deponien ausgewaschen werden. Der hohe Anteil an Partikeln unter 10 µm (PM10) verschlechtert ebenfalls die Luftqualität und begünstigt die Freisetzung damit verbundener Umwelt- und Gesundheitsprobleme in den umliegenden Gebieten (SDG 11) (Wang, Xu & Liu, 2023). Die Minimierung der Staubentwicklung ist entscheidend, um diesen vielschichtigen Gesundheits- und Ökotoxizitätsgefahren wirksam zu begegnen.

Um die Bildung von Feinanteilen und das Übermahlen zu verringern, haben Forscher Strategien wie die Erhöhung der Anzahl der Zerkleinerungs- und Trennstufen untersucht. Die Begründung ist einfach: Indem die Materialien unmittelbar nach der Freisetzung getrennt werden, wird ein weiterer Bruch der freigesetzten Partikel verhindert (Ogunniyi & Vermaak, 2009). Darüber hinaus hat sich die Kombination aus Hammermühle und Rotationszerkleinerern als vielversprechend erwiesen, da während des Mahlprozesses geringere Staubverluste beobachtet wurden als bei alleiniger Verwendung von Rotationszerkleinerern (Silvas, Jiménez Correa & Caldas et al., 2015). Diese Ansätze erfordern jedoch weitere Untersuchungen unter Berücksichtigung von Parametern wie Vorschubgeschwindigkeit, Vorschubgröße, WPCB-Eigenschaften und Betriebsbedingungen der Zerkleinerungsmaschine, einschließlich der Umdrehungsgeschwindigkeit.

4.5 Energieverbrauch

Zerkleinerungsprozesse gelten allgemein als energieintensive Vorgänge. Der effiziente Umgang mit Energieressourcen in diesem Bereich ist nicht nur eine Frage der Kosteneffizienz, sondern auch ein erhebliches Umweltanliegen. Die Minimierung des Energieverbrauchs sollte ein vorrangiges Ziel sein, das sowohl die Vermeidung der Zerkleinerung nach Möglichkeit als auch die Auswahl der energieeffizientesten Technologien, wenn nötig, beinhaltet (SemsariParapari, Parian & Rosenkranz, 2020).

Die Arbeit von Prestele (2020) hebt einen wesentlichen Punkt hervor: den Kompromiss zwischen Energieverbrauch und Verarbeitungszeit. Während die Planetenkugelmühle eine geringere Leistungsaufnahme von 93 W bzw. 186 W bei 60- bzw. 120-minütigen Mahlzeiten aufwies, führte ihre längere Mahlzeit zu einem höheren Gesamtenergieverbrauch als der industrielle Greiferzerkleinerer (Axialspalt-Rotationsschere). Insbesondere benötigte der Greiferzerkleinerer 2200 J für den ersten Zerkleinerungszyklus und etwa 1000–1200 J für nachfolgende Zyklen, während 60- und 120-minütige Kugelmahlzeiten 5,58 kWh bzw. 11,16 kWh verbrauchten. Dieser beträchtliche Unterschied zeigt den Kompromiss zwischen Leistung und Zeit. Dieser Kompromiss ist eine kritische Überlegung für die Prozessoptimierung, bei der Effizienz nicht auf Kosten

übermäßiger Verarbeitungszeiten gehen sollte. Die Studie war jedoch durch die Verwendung von nur zwei Zerkleinerungsmethoden im kleinen Maßstab begrenzt. Weitere Forschung sollte eine breitere Palette von Techniken im industriellen Maßstab untersuchen (Abbadi, Rácz, & Bokányi, 2024).

Der Vergleich einer Hammermühle mit der elektrodynamischen Fragmentierung von Martino et al. (2017) einer neuen Zerkleinerungstechnologie, die im nächsten Abschnitt behandelt wird, unterstreicht die Notwendigkeit einer umfassenden Bewertung des Energieverbrauchs. Es ist klar, dass der spezifische Energieverbrauch von verschiedenen Faktoren beeinflusst wird, wie beispielsweise den Eigenschaften des Ausgabematerials, den Spezifikationen des Schredders und dem Füllstand des Materials, was die Komplexität des Problems unterstreicht. Insbesondere wurde festgestellt, dass die Hammermühle bei einem Zerkleinerungszyklus von 119 s einen spezifischen Energieverbrauch von 23 kWh/t hat. Im Gegensatz dazu verbrauchte der elektrodynamische Fragmentierungsprozess 132 kWh/t, 877 kWh/t und 1485 kWh/t für die Entvölkerungsphase, die Delaminierungsphase und die Fragmentierungsphase. Dieser beträchtliche Unterschied unterstreicht, dass die Hammermühle zwar weniger Energie benötigt, die Fragmentierungsfähigkeit der elektrodynamischen Fragmentierung jedoch eine effektivere Freisetzung wertvoller Materialien aus WPCBs ermöglicht. Dies verdeutlicht die Feinheiten der Energieeffizienz, bei der ein erhöhter Energieverbrauch später im Prozess zu deutlich besseren Trennergebnissen führen kann. Zukünftige Studien sollten sich auf die Verfeinerung dieser Prozesse konzentrieren, um sowohl die Energieeffizienz als auch die Trennleistung gleichzeitig zu verbessern (Abbadi, Rácz, & Bokányi, 2024).

Trotz der entscheidenden Bedeutung der Beziehung zwischen WPCB-Zerkleinerung und dem damit verbundenen Energieverbrauch haben überraschend wenige Studien die Beziehung zwischen bestimmten Zerkleinerungsmethoden und ihrem Energieverbrauch direkt untersucht. Dies stellt eine erhebliche Forschungslücke dar, die weiterer Untersuchung bedarf. Die Bestimmung der vergleichenden Energieeffizienz verschiedener mechanischer, neu entstehender und hybrider Technologien würde wertvolle Erkenntnisse zur Optimierung von Zerkleinerungsprozessen liefern. Neben dem Vergleich des spezifischen Energieverbrauchs müssen Forscher auch den Gesamtenergiebedarf anhand von Betriebsparametern wie Zykluszeiten und Durchsatz bewerten. Während bestimmte Techniken möglicherweise weniger Strom benötigen, können längere Verarbeitungsdauern zu einem höheren Gesamtenergieverbrauch führen. Durch die Untersuchung dieser komplexen Faktoren kann es möglich sein, den Energieverbrauch der WPCB-Zerkleinerung zu senken (Abbadi, Rácz, & Bokányi, 2024).

Um das Verständnis energieeffizienter Zerkleinerungsmethoden und ihrer Auswirkungen auf das WPCB-Recycling zu verbessern, lohnt es sich, Studien wie die von Adewuyi et al. (2020) und Diani et al. (2020) zu berücksichtigen. Adewuyi et al. (2020) wiesen bei Verwendung verschiedener Vorbehandlungsmethoden eine bis zu 24%ige Reduzierung der Mahlbarkeit von Mineralien wie

Kupfer- und Gold-Kupfer-Erzen nach. Obwohl sie nicht an WPCBs durchgeführt wurden, könnte ihre experimentelle Methodik zum Vergleich des Energieverbrauchs zwischen vorbehandelten und herkömmlich zerkleinerten Erzproben angepasst werden, um potenzielle Energieeinsparungen bei der WPCB-Zerkleinerung zu bewerten. In ähnlicher Weise entwickelten Diani et al. (2020) Modelle zur Bewertung des Energieverbrauchs von Schredder- und Mahlvorgängen beim Recycling von glasfaserverstärktem Kunststoff. Dieser Modellierungsansatz, der Faktoren wie Durchsatz, Leistungsaufnahme und Materialhärte berücksichtigt, könnte angewendet werden, um die Energieeffizienz verschiedener mechanischer Zerkleinerungsmethoden beim WPCB-Recycling zu optimieren und zu vergleichen. Obwohl sie nicht speziell auf die WPCB-Zerkleinerung bezogen sind, bieten die Methoden und Ergebnisse dieser Studien einen Rahmen für die Bewertung der vergleichenden Energieeffizienz verschiedener neuer und konventioneller Zerkleinerungstechniken zur Reduzierung der WPCB-Größe (Abbadi, Rácz, & Bokányi, 2024).

5. Neue Schredder- und Separationstechnologien

Angesichts dieser Herausforderungen besteht ein dringender Bedarf an Innovationen im Bereich des WPCB-Recyclings. Forscher konzentrieren sich zunehmend auf die Entwicklung fortschrittlicher Recyclingtechniken, wie hydrometallurgische und pyrometallurgische Verfahren, die die Rückgewinnungsraten verbessern und gleichzeitig die Umweltbelastung minimieren können. Zusätzlich werden Methoden wie die laserinduzierte Breakdown-Spektroskopie (LIBS) untersucht, um die Präzision bei der Materialtrennung und -sortierung zu erhöhen (Abbadi, Rácz & & Bokányi, 2024).

Die Bedeutung der Verbesserung des WPCB-Recyclings wird durch die weltweit steigende Nachfrage nach den darin enthaltenen Metallen noch verstärkt. Da natürliche Ressourcen immer knapper werden, kann die Fähigkeit, WPCBs effizient zu recyceln, nicht nur die Abhängigkeit vom Primärabbau verringern, sondern auch zur Erreichung globaler Nachhaltigkeitsziele beitragen. Die Rückgewinnung von Edelmetallen wie Gold und Palladium aus Elektroschrott kann beispielsweise den ökologischen Fußabdruck im Vergleich zu herkömmlichen Bergbauaktivitäten erheblich reduzieren (Abbadi, Rácz & & Bokányi, 2024). Durch die Weiterentwicklung von Recyclingtechnologien und die Verbesserung der Rückgewinnungsraten kann die Branche erhebliche Fortschritte in Richtung einer nachhaltigeren und ressourceneffizienteren Zukunft machen (Hadi, Xu, Lin et al., 2014; Park & Fray, 2009; Fogarasi, Imre-Lucaci & Egedy et al., 2015). (Park & Fray, 2009; Fogarasi, Imre-Lucaci & Egedy et al. 2015).

Das Recycling von Leiterplattenabfällen (WPCBs) spielt eine entscheidende Rolle beim Schutz der Umwelt, der Vermeidung von Umweltverschmutzung und der Einsparung von Energie, die ansonsten für das Fördern, Schmelzen und Verarbeiten neuer Rohstoffe aus Mineralien erforderlich wäre (Tan, He & Xie et al., 2011). Dieses Recycling reduziert nicht nur die Abhängigkeit von

natürlichen Ressourcen, sondern trägt auch erheblich zur Verringerung des ökologischen Fußabdrucks der Elektronikindustrie bei.

Es gibt verschiedene Ansätze zur Behandlung von WPCBs, darunter physikalische, hydrometallurgische, pyrometallurgische und biometallurgische Verarbeitungsmethoden (Li, Xu & Zhou, 2007). Jede dieser Methoden hat spezifische Stärken und Herausforderungen. Pyrometallurgische und hydrometallurgische Verfahren konzentrieren sich hauptsächlich auf die Rückgewinnung von Metallen, insbesondere Edelmetallen, und haben sich in der Vergangenheit als effektiv erwiesen. Jedoch sind diese Verfahren nicht ohne Probleme. Mit dem abnehmenden Edelmetallgehalt in modernen Elektronikgeräten stoßen diese Techniken an ihre wirtschaftlichen Grenzen. Hinzu kommen wachsende Umweltbedenken, da pyrometallurgische Prozesse oft mit hohen Energieanforderungen und der Freisetzung von Schadstoffen verbunden sind, während hydrometallurgische Verfahren potenziell gefährliche Chemikalien nutzen (Hao, Wang, Wu & Guo, 2020).

Angesichts dieser Herausforderungen werden Pyrometallurgie und Hydrometallurgie zunehmend durch mechanische oder physikalische Recyclingverfahren ersetzt. Diese Methoden gewinnen an Popularität, da sie weniger umweltschädlich sind und ein breiteres Spektrum an Materialarten verarbeiten können. Sie sind mittlerweile weit verbreitet und werden industriell häufig eingesetzt, um die steigenden Anforderungen an die Rückgewinnung und Wiederverwendung von Materialien zu erfüllen (Yoo, Jeong & Yoo et al., 2009; Li, Lu & Guo et al., 2007).

Mechanische Verarbeitungsmethoden wie Zerkleinerung, Siebung und Magnetscheidung bieten den Vorteil, dass sie ohne den Einsatz gefährlicher Chemikalien auskommen und gleichzeitig hohe Rückgewinnungsraten erzielen können. Diese Verfahren ermöglichen die Trennung von Metallen, Kunststoffen und anderen Komponenten, die anschließend separat weiterverarbeitet werden können. Allerdings sind mechanische Verfahren oft nicht ausreichend, um komplexe Materialverbindungen in WPCBs vollständig zu trennen. Daher wird in vielen Fällen eine Kombination verschiedener Recyclingtechniken eingesetzt, um optimale Ergebnisse zu erzielen (Wang, Zhao & Zhang et al., 2015).

Diese Kombination von Verfahren stellt sicher, dass eine breite Palette von Materialien effizient zurückgewonnen werden kann, darunter Edelmetalle, Basismetalle, Kunststoffe und Glasfasern. Durch den Einsatz solcher hybrider Ansätze wird nicht nur die Effizienz des Recyclingprozesses gesteigert, sondern auch die Umweltbelastung minimiert, was entscheidend für die langfristige Nachhaltigkeit der Elektronikindustrie ist (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Insgesamt unterstreichen diese Entwicklungen die Bedeutung eines integrierten Ansatzes beim Recycling von WPCBs. Die fortschreitende Forschung und Entwicklung in diesem Bereich wird entscheidend sein, um sowohl die ökologischen als auch die ökonomischen Herausforderungen zu bewältigen und gleichzeitig die Rückgewinnungsraten weiter zu optimieren (Tan, He & Xie et al.,

2011; Li, Xu & Zhou, 2007; Hao, Wang, Wu & Guo, 2020; Yoo, Jeong & Yoo et al., 2009; Wang, Zhao & Zhang et al., 2015).

Die mechanische Zerkleinerung, also die gezielte Größenreduzierung von Materialien durch Prozesse wie Brechen, Mahlen und Pulverisieren, ist ein zentraler Vorbehandlungsschritt im Recycling von Leiterplattenabfällen (WPCBs) (Yoo, Jeong & Yoo, et al., 2009). Diese mechanischen Verfahren ermöglichen es, die metallischen Bestandteile der Leiterplatten effektiv von ihren Kunststoff- oder Keramikummantelungen zu trennen, wodurch die nachfolgende Rückgewinnung wertvoller Metalle effizienter gestaltet werden kann. Angesichts der zunehmenden Mengen an WPCBs und der steigenden Nachfrage nach hochwertigen Recyclingmethoden hat die Bedeutung solcher mechanisch kraftbasierten Verfahren in den letzten Jahren erheblich zugenommen (He, Di, Gao & Fei, 2020).

Während der Zerkleinerung werden verschiedene mechanische Kräfte wie Aufprall, Kompression, Scherung, Dehnung, Reißen und Biegen angewendet, um die Materialstruktur gezielt zu verändern. Diese Kräfte setzen Energie ein, um die festen Bestandteile der Leiterplatten zu bearbeiten und ihre ursprüngliche Form oder Zusammensetzung zu verändern. Die Ergebnisse dieses Prozesses sind vielfältig: Die Partikelgrößen werden reduziert, die Materialoberflächen können morphologische Veränderungen erfahren, geschichtete Materialien werden durch Exfoliation getrennt, und in einigen Fällen treten auch Phasenumwandlungen auf (Yang, Zhang & Wang, et al., 2015).

Die gezielte Größenreduzierung hat nicht nur eine unmittelbare praktische Bedeutung für die Effizienz der metallurgischen Rückgewinnung, sondern spielt auch eine wichtige Rolle bei der Vorbereitung des Materials für chemische, physikalische oder thermische Weiterverarbeitungsverfahren. Durch die Freilegung der Metalle von ihren Ummantelungen wird die Kontaktfläche für nachfolgende Extraktionsmethoden maximiert, wodurch die Rückgewinnungsraten erhöht werden. Zudem reduziert die Zerkleinerung die Notwendigkeit für energieintensive chemische Verfahren, da die vorbereitenden mechanischen Schritte bereits eine erhebliche Trennung der Materialbestandteile gewährleisten (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Insgesamt stellt die Zerkleinerung einen unverzichtbaren Bestandteil moderner Recyclingverfahren dar. Sie bietet nicht nur eine effektive Möglichkeit, die Materialien für den Recyclingprozess vorzubereiten, sondern unterstützt auch die Nachhaltigkeit des gesamten Systems, indem sie die Effizienz steigert und den Bedarf an zusätzlichen Ressourcen minimiert (Yoo, Jeong & Yoo, et al., 2009; He, Di, Gao & Fei, 2020; Yang, Zhang & Wang, et al., 2015). Die kontinuierliche Weiterentwicklung dieser mechanischen Technologien wird entscheidend sein, um den steigenden Anforderungen an die Rückgewinnung von Metallen aus WPCBs gerecht zu werden.

Beim Recycling von Leiterplattenabfällen (WPCB) spielt die Zerkleinerung eine zentrale Rolle, da sie die Partikelgröße reduziert und dadurch die Oberflächen der Materialien freilegt. Diese Freilegung ist entscheidend, um die Effizienz nachfolgender Prozesse zu steigern, insbesondere bei der Anwendung von Reagenzien oder Mikroorganismen in hydrometallurgischen und

biometallurgischen Verfahren (Tan, He, Xi, et al., 2011). Die größere Oberfläche ermöglicht eine intensivere Interaktion mit chemischen oder biologischen Mitteln, was die Rückgewinnungsraten von Metallen wie Kupfer, Gold und Silber deutlich erhöht.

Im Kontext des pyrometallurgischen Recyclings ist die Zerkleinerung ebenfalls unverzichtbar. Sie ist notwendig, um die thermodynamischen und technologischen Anforderungen des Prozesses zu erfüllen, da die Ausgangsstoffe auf eine bestimmte Größe und Zusammensetzung vorbereitet werden müssen. Diese Vorbehandlung schafft einfachere Materialfraktionen, die den Kriterien der metallurgischen Trennverfahren entsprechen und somit eine effiziente Rückgewinnung gewährleisten (Meskers, Hagelüken, Salhofer & Spitzbart, 2009).

Die Bedeutung der Zerkleinerung geht jedoch über die Vorbereitung für chemische oder thermische Verfahren hinaus. Der Grad der Zerkleinerung und die dabei erreichte Freisetzung der Materialien beeinflussen direkt die Effizienz der physikalischen Trennprozesse. Dazu zählen beispielsweise magnetische Trennverfahren, Siebung oder Dichtentrennung. Diese physikalischen Methoden profitieren von einer präzisen Vorbehandlung, da sie die Reinheit der zurückgewonnenen Produkte und die Ausbeute an wertvollen Metallen maximieren (Goodship, Stevels & Huisman, 2012).

Ein weiterer Vorteil der Zerkleinerung liegt in ihrer Fähigkeit, die Materialfraktionen so zu gestalten, dass sie optimal für die jeweiligen Trennverfahren geeignet sind. Dadurch können Umweltauswirkungen reduziert und die Wirtschaftlichkeit des gesamten Recyclingprozesses gesteigert werden. In Kombination mit innovativen Trenntechniken bildet die Zerkleinerung die Grundlage für eine moderne, ressourcenschonende Kreislaufwirtschaft, die den steigenden Anforderungen der Elektronikindustrie gerecht wird (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

Insgesamt zeigt sich, dass die Zerkleinerung nicht nur eine technische Notwendigkeit, sondern auch ein zentraler Hebel für die Verbesserung der Recyclingeffizienz von WPCB ist. Sie verbindet die mechanische Vorbereitung mit den Anforderungen nachgelagerter Prozesse und schafft so die Grundlage für eine nachhaltige und effektive Ressourcennutzung (Tan, He, Xi, et al., 2011; Meskers, Hagelüken, Salhofer & Spitzbart, 2009; Goodship, Stevels & Huisman, 2012).

Neben diesen technischen Überlegungen hat die Optimierung von WPCB-Zerkleinerungsstrategien umfassendere Auswirkungen auf die Nachhaltigkeit. Die Optimierung von WPCB-Zerkleinerungsstrategien steht im Einklang mit zahlreichen von den Vereinten Nationen verabschiedeten Zielen für nachhaltige Entwicklung (SDGs), darunter SDG 12 – Nachhaltige/r Produktion und Konsum (Vereinte Nationen, 2018;).

- Die Verbesserung der Zerkleinerungstechnologie für Elektroschrott kann die Ressourceneffizienz und Materialrückgewinnung im Sinne einer nachhaltigen Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen verbessern und die Abfallerzeugung verringern (SDG 12.2, 12.5).
- Darüber hinaus trägt auch die Entwicklung von Recycling-Infrastrukturen und Betriebsverfahren zu einer nachhaltigen Industrialisierung bei (SDG 9.4).

- Schließlich verspricht die Umsetzung dieser Zerkleinerungstechniken der nächsten Generation auch gesundheitliche Vorteile für Arbeitsplatz und Umwelt (SDG 3)
- Die Verringerung der Produktion gefährlicher Stäube (SDG 12.4),
- Die Luft- und Wasserqualität für die Gemeinden erhalten (SDG 11)

Somit hat die Forschung zur WPCB-Zerkleinerung vielfältige Auswirkungen auf die Nachhaltigkeit, die von der Erhaltung der Ressourcen über die Verbesserung der Infrastruktur bis hin zur menschlichen Gesundheit und Umweltqualität reichen (Balde, Forti & Gray et al., 2017).

6. Fazit

Dieser Bericht bietet eine umfassende Analyse der WPCB-Zerkleinerung, die ein entscheidender Schritt bei der Rückgewinnung und dem Recycling wertvoller Metalle ist. Die Struktur, Arten und Zusammensetzung von WPCBs, einschließlich ihrer mechanischen Eigenschaften, werden besprochen. Es wird ein umfassender Überblick über herkömmliche Zerkleinerungsmaschinen sowie über neue Zerkleinerungstechnologien für WPCBs gegeben. Es wird eine kritische Perspektive auf die Literatur geboten, wobei Lücken und Inkonsistenzen in der Forschung identifiziert werden. Abschließend werden zukünftige Forschungsrichtungen für die WPCB-Zerkleinerung vorgeschlagen, wobei der Schwerpunkt auf der Verbesserung der Rückgewinnungs- und Recyclingraten wertvoller Metalle bei gleichzeitiger Minimierung der Umweltauswirkungen liegt (Abbadi, Rácz & Bokányi, 2024).

7. Literaturverzeichnis

- Adewuyi SO, Ahmed HAM, Ahmed HMA (2020) Methoden der Erzvorbehandlung zur Reduzierung der Zerkleinerungsenergie. Mineralien. <https://doi.org/10.3390/min10050423>
- Ahmed MM (2010) Einfluss der Zerkleinerung auf Partikelform und Oberflächenrauheit und deren Beziehung zum Flotationsprozess. Int J Miner Process 94:180–191. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2010.02.007>
- Ajwad SA, Iqbal J, Ullah MI, Mehmood A (2018) Optimal and robust control of multi DOF robotic manipulator: design and hardware realization. Cybern Syst 49(1):77–93
- Ambat R, Piotrowska K (2021) Materialien und Prozesse für elektronische Geräte und Komponenten: Wie tragen sie zur Korrosionszuverlässigkeit bei? In: Probleme und vorbeugende Maßnahmen hinsichtlich der Zuverlässigkeit von Feuchtigkeit und Elektronikkorrosion, 1. Aufl. Woodhead Publishing, S. 197–250. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90853-5.00006-2>
- Andres U (2010) Entwicklung und Perspektiven der Mineralfreisetzung durch elektrische Impulse. Int J Miner Process 97:31–38. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2010.07.004>

- Arshadi M, Yaghmaei S, Mousavi SM (2018) Inhaltsbewertung verschiedener PCB-Abfälle zur Verbesserung des Recyclings von Basismetallen. *Resour Conserv Recycl* 139:298–306. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.08.013>
- Bachér J, Rintala L, Horttanainen M (2022) Die Auswirkung des Brechertyps auf die Freisetzung und Staubbildung von Leiterplattenbaugruppen aus Althandys. *Miner Eng* 185:1–11. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2022.107674>
- Balde CP, Forti V, Gray V et al (2017) Der Global E-Waste Monitor – 2017, Universität der Vereinten Nationen (UNU), Internationale Fernmeldeunion (ITU) und Internationale Vereinigung für feste Abfälle (ISWA) Bonn/Genf/Wien
- Baldé CP, Wang F, Kuehr R, Huisman J (2015) Der globale E-Waste-Monitor – 2014. Universität der Vereinten Nationen. <https://ewastemonitor.info/gem-2014/>
- Bdiwi M, Rashid A, Putz M (2016) Autonomous disassembly of electric vehicle motors based on robot cognition. in 2016 IEEE International Conference on Robotics and Automation (ICRA)
- Blumbergs E, Serga V, Shishkin A et al (2022) Selektives Zerkleinern zur Gewinnung metallreicher Partikelfractionen aus Elektroschrott. *Metals* (Basel) 12:1–15. <https://doi.org/10.3390/met12091468>
- Bogue R (2019) Robots in recycling and disassembly. *Ind Robot: The Int J Robot Res Appl* 46(4):461–466
- Brigden K, Labunska I, Santillo D, Allsopp M (2005) Recycling von Elektroschrott in China und Indien: Arbeitsplatz- und Umweltverschmutzung. Greenpeace International. <https://www.greenpeace.org/international/publication/7051/recycling-of-electronic-waste-in-india-and-china-summary/>
- Brown N, Aggleton M (2006) Rückgewinnung von Kupfer aus Altplatinen. *US Pat Trademark Off* 21:165–175. <https://doi.org/10.1201/9781315372013-12>
- Büker U, Drüe S, Götze N, Hartmann G, Kalkreuter B, Stemmer R, Trapp R (2001) Vision-based control of an autonomous disassembly station. *Robot Auton Syst* 35(3):179–189
- Cai H, Xu X, Zhang Y, Cong X, Lu X, Huo X (2019) Elevated lead levels from e-waste exposure are linked to sensory integration difficulties in preschool children. *Neurotoxicology* 71:150–158
- Cesaro, A., Gallo, M., Moreschi, L., & Del Borghi, A. (2024). The hydrometallurgical recovery of critical and valuable elements from WEEE shredding dust: Process effectiveness in a life cycle perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, 206, 107609.
- Chen WH, Foo G, Kara S, Pagnucco M (2020) Application of a multi-head tool for robotic disassembly. *Procedia CIRP* 90:630–635
- Cherubini A, Passama R, Crosnier A, Lasnier A, Fraisse P (2016) Collaborative manufacturing with physical human–robot interaction. *Robot Comput-Integr Manuf* 40:1–13
- Cobbing M (2008) Giftige Technologie: nicht in unserem Hinterhof. Greenpeace International. <https://www.greenpeace.org/usa/research/toxic-tech-not-in-our-backyard/>

- Coombs CF (2001) Coombs' Handbuch für gedruckte Schaltungen. McGraw-Hill Prof Med/Tech
- Coonrod J (2007) Biegen, Formen und Biegen von gedruckten Schaltungen. IPC - IPC Print Circuits Expo, APEX Des Summit 1:594–615
- Coonrod J (2012) Verschiedene Kupferfolien aus verschiedenen Gründen. Das PCB-Magazin. <https://www.magazines007.com/pdf/PCB-Apr2012.pdf>
- Das, S. K., Ellamparathy, G., Kundu, T., Angadi, S. I., & Rath, S. S. (2024). A Comprehensive Review of the Mechanical Separation of Waste Printed Circuit Boards. Process Safety and Environmental Protection.
- Diani M, Colledani M (2020) Bewertung des Energieverbrauchs und Modellierung eines Zerkleinerungsprozesses: die Fallstudie zu glasfaserverstärkten Verbundwerkstoffen. Procedia CIRP 90:483–487. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2020.01.117>
- Duan C, Han J, Zhao S et al (2018) Der Ablöseeffekt durch die Verwendung von Hochspannungsimpulsen zum Brechen von Leiterplattenabfällen. Waste Manag 77:603–610. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.003>
- Duan C, Wen X, Shi C et al (2009) Rückgewinnung von Metallen aus Altplatinen durch ein mechanisches Verfahren unter Verwendung eines Wassermediums. J Hazard Mater 166:478–482. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.11.060>
- Duan C, Zhao Y, He J, Zhou N (2010) Forschung zum Freisetzungsmechanismus der Aufprallzerkleinerung von Leiterplattenabfällen. Adv Mater Res 113–116:730–734. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.113-116.730>
- Duan CL, Diao ZJ, Zhao YM, Huang W (2015) Freisetzung wertvoller Materialien in Altplatinen durch Hochspannungsimpulse. Miner Eng 70:170–177. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.09.018>
- Eswaraiah C, Soni RK (2015) Fräsen und Klassifizierung von Leiterplatten für das Materialrecycling. Part Sci Technol 33:659–665. <https://doi.org/10.1080/02726351.2015.1020179>
- Evangelopoulos P, Kantarelis E, Yang W (2017) Experimentelle Untersuchung des Einflusses der Reaktionsatmosphäre auf die Pyrolyse von Leiterplatten. Appl Energy 204:1065–1073. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.04.087>
- Fogarasi S, Imre-Lucaci F, Egedy A et al (2015) Umweltfreundlicher Kupferrückgewinnungsprozess aus Altplatinen unter Verwendung eines Fe³⁺ / Fe²⁺ Redoxsystems. Waste Manag 40:136–143. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.02.030>
- Foo G, Kara S, Pagnucco M (2021) Screw detection for disassembly of electronic waste using reasoning and re-training of a deep learning model. Procedia CIRP 98:666–671
- Fulton K (2019) Apple expands global recycling programs, in Apple newsroom. <https://www.apple.com/newsroom/2019/04/apple-expands-global-recycling-programs/>

- Ghosh B, Ghosh MK, Parhi P et al (2015) Recycling von Leiterplattenabfällen: eine umfassende Bewertung des aktuellen Status. *J Clean Prod* 94:5–19. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.024>
- Gonçalves PP, Otsuki A (2019) Bestimmung des Aufschlussgrades mechanisch verarbeiteter Leiterplattenabfälle mithilfe des Digitalmikroskops und der SEM-EDS-Analyse. *Elektron.* <https://doi.org/10.3390/electronics8101202>
- Goodship V, Stevels A, Huisman J (2012) Handbuch zu Elektro- und Elektronik-Altgeräten (WEEE). Woodhead Publishing
- Gu F, Summers PA, Hall P (2019) Recovering materials from waste mobile phones: Recent technological developments. *J Clean Prod* 237:117657
- Gu Z, Feng J, Han W, Wu M, Fu J, Sheng G (2010) Characteristics of organic matter in PM_{2.5} from an e-waste dismantling area in Taizhou, China. *Chemosphere* 80(7):800–806
- Guo C, Wang H, Liang W et al (2011) Freisetzungsscharakteristik und physikalische Trennung von Leiterplatten (PCB). *Waste Manag* 31:2161–2166. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.05.011>
- Hadi P, Xu M, Lin CSK et al (2014) Recyclingtechniken für Leiterplattenabfälle und Produktnutzung. *J Hazard Mater* 283:234–243. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.09.032>
- Han J, Duan C, Lu Q et al (2019) Verbesserung der Zerkleinerungswirkung von Leiterplattenabfällen durch gleichzeitiges Erhitzen und Aufquellen mit organischem Lösungsmittel. *J Clean Prod* 214:70–78. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.288>
- Hao J, Wang Y, Wu Y, Guo F (2020) Metallrückgewinnung aus Altplatinen: ein Überblick über aktuellen Stand und Perspektiven. *Resour Conserv Recycl* 157:104787. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104787>
- He H, Di G, Gao X, Fei X (2020) Mechanochemische Aktivierung zur besseren Entfernung von Grenzflächenverunreinigungen nutzen: ein Überblick über aktuelle Entwicklungen und gängige Techniken. *Chemosphere* 243:125339. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125339>
- He J, Duan C (2017) Rückgewinnung von Metallkonzentrationen aus Altplatinen mittels Rückflotation. *Waste Manag* 60:618–628. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.019>
- Heibeck M, Rudolph M, Modler N et al (2021) Charakterisierung der Materialfreisetzung von Mehrmaterial-Leichtbaustrukturen aus Zerkleinerungsexperimenten und Finite-Elemente-Simulationen. *Miner Eng* 172:107142. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2021.107142>
- Hendrickx P, Brochu M (2017) Industrielle Zerkleinerung verschiedener Al-Schrotte. *Powder Technol* 317:236–246. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2017.04.060>
- Holgersson S, Steenari BM, Björkman M, Cullbrand K (2018) Analyse des Metallgehalts von Leiterplatten aus kleinen elektrischen und elektronischen Altgeräten (WEEE) – Teil 1:

- Internet-Router, Mobiltelefone und Smartphones. *Resour Conserv Recycl* 133:300–308. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.02.011>
- Huang K, Guo J, Xu Z (2009) Recycling von Leiterplattenabfällen: ein Überblick über aktuelle Technologien und den Behandlungsstatus in China. *J Hazard Mater* 164:399–408. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.08.051>
- Hubau A, Chagnes A, Minier M et al (2019) Recyclingorientierte Methodik zur Probenahme und Charakterisierung der Metallzusammensetzung von Leiterplattenabfällen. *Waste Manag* 91:62–71. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.041>
- Huo X, Peng L, Xu X, Zheng L, Qiu B, Qi Z, Zhang B, Han D, Piao Z (2007) Elevated blood lead levels of children in Guiyu, an electronic waste recycling town in China. *Environ Health Perspect* 115(7):1113–1117
- Ilankoon IMSK, Ghorbani Y, Chong MN et al (2018) Elektroschrott im internationalen Kontext – eine Überprüfung der Handelsströme, Vorschriften, Gefahren, Abfallmanagementstrategien und Technologien zur Wertrückgewinnung. *Waste Manag* 82:258–275. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.018>
- Jeong BY, Lee S, Lee JD (2016) Workplace accidents and work-related illnesses of household waste collectors. *Saf Health Work* 7(2):138–142
- Jung LB, Bartel TJ (1999) Computerrücknahme und Recycling: eine wirtschaftliche Analyse für gebrauchte Verbrauchergeräte. *J Electron Manuf* 9:67–77. <https://doi.org/10.1142/S0960313199000295>
- Kaya M (2016) Rückgewinnung von Metallen und Nichtmetallen aus Elektroschrott durch physikalische und chemische Recyclingprozesse. *Waste Manag* 57:64–90. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.08.004>
- Kaya M (2020) *Recyclingtechnologien für Elektronikschrott und Leiterplatten*. Springer
- Khandpur RS (2011) *Leiterplatten: Design, Herstellung, Montage und Prüfung*. McGraw-Hill
- Kirchner J, Timmel G, Schubert G (1999) Zerkleinerung von Metallen in Shreddern mit horizontal und vertikal angeordneten Rotoren - Mikroprozesse und Parameter. *Powder Technol* 105:274–281. [https://doi.org/10.1016/S0032-5910\(99\)00148-5](https://doi.org/10.1016/S0032-5910(99)00148-5)
- Kirkman R., Voulvoulis N. (2017) The role of public communication in decision making for waste management infrastructure. *Journal of environmental management* 203:640–647
- Korycki L, Waste Management Review (2024) Weltweit erste biologisch abbaubare Leiterplatte zur Lösung von Problemen bei der Entsorgung von Elektroschrott. *Waste Management Review*. <https://wastemanagementreview.com.au/world-first-biodegradable-printed-circuit-board-could-reduce-global-e-waste/#:~:text=Jiva%2C%20a%20pioneer%20in%20sustainable,critical%20minerals%20landfilled%20every%20year>

- Koyanaka S, Endoh S, Ohya H (2006) Wirkung der Aufprallgeschwindigkeitskontrolle auf das selektive Schleifen von Leiterplattenabfällen. *Adv Powder Technol* 17:113–126. <https://doi.org/10.1163/156855206775123467>
- Koyanaka S, Endoh S, Ohya H, Iwata H (1997) Partikelform von Kupfer, gemahlen mit einer Hammer-Schwing-Prallmühle. *Powder Technol* 90:135–140. [https://doi.org/10.1016/S0032-5910\(96\)03213-5](https://doi.org/10.1016/S0032-5910(96)03213-5)
- Koyanaka S, Ohya H, Lee JC et al (2000) Prallmahlen von Leiterplattenabfällen zum Ressourcenrecycling und Bewertung der Freisetzung mittels Schwermetalltrennung. *KONA Powder Part J* 18:194–199. <https://doi.org/10.14356/kona.2000025>
- Kumar A, Holuszko M, Espinosa DCR (2017) Elektroschrott: ein Überblick über Entstehung, Sammlung, Gesetzgebung und Recyclingpraktiken. *Resour Conserv Recycl* 122:32–42. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.018>
- Kumar A, Holuszko ME, Janke T (2018) Charakterisierung der nichtmetallischen Fraktion der verarbeiteten Leiterplattenabfälle. *Waste Manag* 75:94–102. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.010>
- Lau WKY, Liang P, Man YB, Chung SS, Wong MH (2014) Human health risk assessment based on trace metals in suspended air particulates, surface dust, and floor dust from e-waste recycling workshops in Hong Kong, China. *Environ Sci Pollut Res* 21(5):3813–3825
- Li J, Lu H, Guo J et al (2007) Recyclingtechnologie zur Rückgewinnung von Ressourcen und Produkten aus Altplatinen. *Environ Sci Technol* 41:1995–2000. <https://doi.org/10.1021/es0618245>
- Li J, Shrivastava P, Gao Z, Zhang HC (2004) Recycling von Leiterplatten: eine aktuelle Untersuchung. *IEEE Trans Electron Packag Manuf* 27:33–42. <https://doi.org/10.1109/TEPM.2004.830501>
- Li J, Xu Z, Zhou Y (2007) Anwendung von Koronaentladung und elektrostatischer Kraft zum Trennen von Metallen und Nichtmetallen aus zerkleinerten Partikeln von Leiterplattenabfällen. *J Electrostat* 65:233–238. <https://doi.org/10.1016/j.elstat.2006.08.004>
- Li X, Tian M, Kong S, Wu L, Yu J (2020) A modified YOLOv3 detection method for vision-based water surface garbage capture robot. *Int J Adv Rob Syst* 17(3):1729881420932715
- Long L, Sun S, Zhong S et al (2010) Verwendung von Vakuumpyrolyse und mechanischer Verarbeitung zum Recycling von Leiterplattenabfällen. *J Hazard Mater* 177:626–632. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.078>
- Low S (1988) Manufacturing automation protocol explained: the MAP report by Jack Hollingum. Published by IFS Ltd. 155pp.£ 75.00, Elsevier
- Marconi M, Palmieri G, Callegari M, Germani M (2018) Feasibility study and design of an automatic system for electronic components disassembly. *J Manuf Sci Eng* 141(2)

- Martino R, Iseli C, Gaydardzhiev S et al (2017) Elektrodynamische Fragmentierung von Leiterplatten als Vorbereitungswerkzeug für ihr Recycling. *Miner Eng* 107:20–26. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2017.01.009>
- Matsuto T, Jung CH, Tanaka N (2004) Material and heavy metal balance in a recycling facility for home electrical appliances. *Waste Manag* 24(5):425–436
- Menad N, Guignot S, van Houwelingen JA (2013) Neue Methode zur Charakterisierung von Elektro- und Elektronikgeräteabfällen (WEEE). *Abfallmanagement* 33:706–713. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.04.007>
- Meskers CEM, Hagelüken C, Salhofer S, Spitzbart M (2009) Einfluss von Vorverarbeitungsverfahren auf die Edelmetallrückgewinnung aus PCs. *Proc - Eur Metall Conf EMC 2009*(2):527–540
- Mir S, Dhawan N (2022) Eine umfassende Überprüfung des Recyclings ausrangierter Leiterplatten zur Ressourcenrückgewinnung. *Resour Conserv Recycl* 178:106027. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.106027>
- Moosakazemi F, Tavakoli Mohammadi MR, Mohseni M et al (2017) Einfluss von Design- und Betriebsparametern auf die Partikelmorphologie in Kugelmøhlen. *Int J Miner Process* 165:41–49. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2017.06.001>
- Murugan RV, Bharat S, Deshpande AP et al (2008) Mahlen und Trennen der mehrkomponentigen Leiterplattenmaterialien und Analyse der Auswaschung basierend auf einem Einzelpartikelmodell. *Powder Technol* 183:169–176. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2007.07.020>
- Naimi LJ (2016) Eine Studie zur Reduzierung der Zellulose-BiomassegröÙe. Dissertation, Univ Br Columbia
- Nekouei RK, Pahlevani F, Rajarao R et al (2018) Zweistufige Vorverarbeitung zur Anreicherung von Leiterplattenabfällen: mechanisches Fräsen und physikalische Trennung. *J Clean Prod* 184:1113–1124. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.250>
- Ofori-Sarpong G, Amankwah RK (2011) Zerkleinerungsumgebung und Goldpartikelmorphologie: Auswirkungen auf die Schwerkraftkonzentration. *Miner Eng* 24:590–592. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2011.02.014>
- Ogunniyi IO, Vermaak M (2009) Schaumflotation zur Aufbereitung von Feinstaub aus der Zerkleinerung von Leiterplatten: ein Überblick. *Miner Process Extr Metall Rev* 30(2):101–121. <https://doi.org/10.1080/08827500802333123>
- Ogunniyi IO, Vermaak MKG (2009) Untersuchung der Schaumflotation zur Aufbereitung von Feinstaub aus der Leiterplattenzerkleinerung. *Miner Eng* 22:378–385. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2008.10.007>
- Ogunniyi IO, Vermaak MKG, Groot DR (2009) Chemische Zusammensetzung und Freisetzungsscharakterisierung von Feinstaub aus der Zerkleinerung von Leiterplatten für

- Aufbereitungsuntersuchungen. Waste Manag 29:2140–2146.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.03.004>
- Oliveira PC, Cabral M, Nogueira CA, Margarido F (2010) Recycling von Leiterplatten: Charakterisierung granulometrischer Fraktionen aus dem Zerkleinerungsprozess. Mater Sci Forum 636–637:1434–1439. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/MSF.636-637.1434>
- Otsuki A, Gonçalves PP, Leroy E (2019) Selektives Mahlen und Elementaranalyse von Leiterplattenpartikeln für deren Recyclingzwecke. Metalle (Basel). <https://doi.org/10.3390/met9080899>
- Otsuki A, Gonçalves PP, Stieghorst C, Révay Z (2019) Zerstörungsfreie Charakterisierung mechanisch verarbeiteter Leiterplattenabfälle mittels Röntgenfluoreszenzspektroskopie und sofortiger Gammaaktivierungsanalyse. J Compos Sci. <https://doi.org/10.3390/jcs3020054>
- Otsuki A, Grasser L (2019) Zerkleinerung von Partikeln aus Leiterplattenabfällen. Proc 10thEur Metall Conf EMC 3:1097–1104
- Park YJ, Fray DJ (2009) Rückgewinnung hochreiner Edelmetalle aus Leiterplatten. J Hazard Mater 164:1152–1158. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.043>
- Prestele MP (2020) Bewertung einer Zerkleinerungstechnologie für alte Leiterplatten zur Vorbereitung der ammoniakbasierten Kupferlaugung [Dissertation, Universität Kapstadt]. <http://hdl.handle.net/11427/32969>
- Punkkinen, H., Mroueh, U. M., Wahlström, M., Youhanan, L., & Stenmarck, Å. (2017). Critical metals in end-of-life products: recovery potential and opportunities for removal of bottlenecks of recycling. Nordic Council of Ministers.
- pyrolysierten Leiterplattenabfällen mittels kombinierter Methode. Waste Manag 107:113–120. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.006>
- Quan C, Li A, Gao N (2012) Untersuchung der Eigenschaften der Leiterplattenbeseitigung und ihrer zerkleinerten Produkte. Waste Manag Res 30:1178–1186. <https://doi.org/10.1177/0734242X12457119>
- Raman, P. R., Shanmugam, R. R., & Swaminathan, S. (2024). Review on the role of Density-Based separation in PCBs recycling. Chemical Engineering Journal, 154339.
- Robertson CT (2003) Referenz für Leiterplattendesigner: Grundlagen. Prentice Hall Professional
- Rodrigues MLM, Leão VA, Gomes O et al (2015) Kupferextraktion aus grob gemahlenen Leiterplatten mithilfe mäßig thermophiler Bakterien in einem Drehtrommelreaktor. Waste Manag 41:148–158. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.04.001>
- Roy S, Ari V, Konar J, Das A (2012) Metallanreicherung von fein gemahlenem Elektroschrott mittels Wirbelstromtrennung. Sep Sci Technol 47:1777–1784. <https://doi.org/10.1080/01496395.2012.658486>

- Russo P, Aboussouan L, Birat JP et al (2004) Mechanische und metallurgische Untersuchung der Fragmentierung von Altprodukten in einem Schrottschredder. *Int J Miner Process* 74:395–403. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2004.07.040>
- Sander S, Schubert G, Jäckel HG (2004) Grundlagen der Zerkleinerung von Metallen in Schreddern vom Typ Swing-Hammer. *Int J Miner Process* 74:385–393. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2004.07.038>
- Sarvar M, Salarirad MM, Shabani MA (2015) Charakterisierung und mechanische Trennung von Metallen von Computer-Leiterplatten (PCBs) basierend auf Mineralverarbeitungsmethoden. *Waste Manag* 45:246–257. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.020>
- Schmitt J, Haupt H, Kurrat M, et al. (2011) Disassembly automation for lithium-ion battery systems using a flexible gripper[C]//2011 15th International Conference on Advanced Robotics (ICAR). IEEE, 291–297.
- Schnakovszky C, Herghelegiu E, Radu C, Cristea I (2014) Der Einfluss der Vorschubgeschwindigkeit auf die Qualität von Oberflächen, die mit AWJ bei hohem Druck bearbeitet werden. *Adv Mater Res* 837:196–200. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.837.196>
- Schubert G, Bernotat S (2004) Zerkleinerung nicht spröder Materialien. *Int J Miner Process* 74:19–30. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2004.08.004>
- Schumacher P, Jouaneh M (2013) A system for automated disassembly of snap-fit covers. *Int J Adv Manuf Technol* 69(9):2055–2069
- Schumacher P, Jouaneh M (2013) A system for automated disassembly of snap-fit covers. *Int J Adv Manuf Technol* 69(9):2055–2069
- Seliger G, Keil T, Rebafka U, Stenzel (2001) Flexible disassembly tools. *IEEE international symposium on electronics and the environment*, pp 30–35
- SemsariParapari P, Parian M, Rosenkranz J (2020) Zerkleinerungsprozess von Zerkleinerungsmaschinen für die Mineralverarbeitung – ein Ansatz zur Befreiung. *Adv Powder Technol* 31:3669–3685. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.08.005>
- Sheet F (2021) The Raise the Wage Act of 2021
- Silvas FPC, Jiménez Correa MM, Caldas MPK et al (2015) Recycling von Leiterplatten: physikalische Verarbeitung und Kupferextraktion durch selektives Auslaugen. *Waste Manag* 46:503–510. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.030>
- Sun J, Wang W, Liu Z, Ma C (2011) Recycling von Leiterplattenabfällen durch mikrowelleninduzierte Pyrolyse und spezielle mechanische Verarbeitung. *Ind Eng Chem Res* 50:11763–11769. <https://doi.org/10.1021/ie2013407>
- Sun J, Wang W, Ma C, Dong Y (2010) Studie zu Pyrolyseeigenschaften von Elektroschrott. In: *Proceedings der internationalen Konferenz 2009 zu chemischer, biologischer und Umwelttechnik*. World Scientific Publishing, S. 13–16

- Supachai V, Maurice P, Sami K (2016) Vision-based execution monitoring of state transition in disassembly automation. *Int J Autom Technol* 10(5):708–716
- Tan Z, He Y, Xie W et al (2011) Größenverteilung von nass zerkleinerten Leiterplattenabfällen. *Min Sci Technol* 21:359–363. <https://doi.org/10.1016/j.mstc.2011.05.004>
- Tiwary CS, Kishore S, Vasireddi R et al (2017) Recycling von Elektroschrott durch Kryo-Mahlen und Aufbereitung von Nanopartikeln. *Mater Today* 20:67–73. <https://doi.org/10.1016/j.mattod.2017.01.015>
- Veit HM, Bernardes AM, Ferreira JZ et al (2006) Rückgewinnung von Kupfer aus Leiterplattenabfällen durch mechanische Verarbeitung und Elektrometallurgie. *J Hazard Mater* 137:1704–1709. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.05.010>
- Veit HM, de Pereira CC, Bernardes AM (2002) Einsatz mechanischer Verarbeitung beim Recycling von Leiterplatten. *Jom* 54:45–47. <https://doi.org/10.1007/BF02701850>
- Ventura E, Futuro A, Pinho SC et al (2018) Physikalische und thermische Verarbeitung von Leiterplattenabfällen mit dem Ziel der Rückgewinnung von Gold und Kupfer. *J Environ Manage* 223:297–305. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.019>
- Vereinte Nationen (2018) Die Vereinten Nationen und Elektroschrott: Systemweite Maßnahmen zur Berücksichtigung des gesamten Lebenszyklus elektrischer und elektronischer Geräte. UN Environment Management Group (UNEMG). <https://unemg.org/images/emgdocs/ewaste/E-waste%20Synthesis%20Report%20-%20unedited%20version.pdf>
- Vongbunyong S, Kara S, Pagnucco M (2013) Basic behaviour control of the vision-based cognitive robotic disassembly automation. *Assem Autom* 33(1):38–56
- Vongbunyong S, Kara S, Pagnucco M (2013) Basic behaviour control of the vision-based cognitive robotic disassembly automation. *Assem Autom* 33(1):38–56
- Wang F, Zhao Y, Zhang T et al (2015) Mineralogische Analyse von Staub, der in einer typischen Recyclinglinie für alte Leiterplatten gesammelt wurde. *Waste Manag* 43:434–441. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.021>
- Wang F, Zhao Y, Zhang T et al (2017) Metallrückgewinnung aus Staub aus der Recyclinglinie für alte Leiterplatten. *J Clean Prod* 165:452–457. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.112>
- Wang H, Gu GH, Qi YF (2005) Zerkleinerungsleistung und Ressourceneigenschaften von Leiterplattenschrott. *J Cent South Univ Technol* 12:552–555. <https://doi.org/10.1007/s11771-005-0121-y>
- Wang J, Guo J, Xu Z (2016) Eine umweltfreundliche Technologie zur Demontage elektronischer Komponenten aus alten Leiterplatten. *Waste Manag* 53:218–224. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.036>
- Wang Y, Xu J, Liu G (2023) Eigenschaften und Gesundheitsrisikobewertung von Schwermetallen im Staub einer Recyclingwerkstatt für alte Leiterplatten, China. *RSC Adv* 13:22216–22225. <https://doi.org/10.1039/d3ra03164k>

- Wegener K, Chen WH, Dietrich F, Dröder K, Kara S (2015) Robot assisted disassembly for the recycling of electric vehicle batteries. *Procedia CIRP* 29:716–721
- Weltwirtschaftsforum (2019) Eine neue Kreislaufvision für Elektronik, Zeit für einen globalen Neustart. Plattform zur Beschleunigung der Kreislaufwirtschaft (PACE). <https://www.weforum.org/publications/a-new-circular-vision-for-electronics-time-for-a-global-reboot/>
- Wen X, Duan C, Jiao H et al (2005) Studie zur Rückgewinnung von Metallen aus entsorgten Leiterplatten durch physikalische Methoden. *IEEE Int Symp Electron Environ*. <https://doi.org/10.1109/isee.2005.1437005>
- Williams E, Kahhat R, Allenby B et al (2008) Unterstützende Informationen zu: ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Auswirkungen der weltweiten Wiederverwendung und des Recyclings von Personalcomputern. *Electronics* 42:1–9
- Wills BA, Finch J (2015) Wills' Mineralaufbereitungstechnologie: eine Einführung in die praktischen Aspekte der Erzaufbereitung und Mineralgewinnung. Butterworth-Heinemann
- Woldt D, Schubert G, Jäckel HG (2004) Größenreduzierung mittels langsam laufender Rotationsscheren. *Int J Miner Process* 74:405–415. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2004.07.008>
- Wong CSC, Wu SC, Duzgoren-Aydin NS et al (2007) Spurenmetallkontamination von Sedimenten in einem Elektroschrott-Verarbeitungsdorf in China. *Environ Pollut* 145:434–442. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.05.017>
- Yamaguchi A, Atkeson CG (2019) Recent progress in tactile sensing and sensors for robotic manipulation: can we turn tactile sensing into vision? *Adv Robot* 33(14):661–673
- Yamane LH, de Moraes VT, Espinosa DCR, Tenório JAS (2011) Recycling von Elektro- und Elektronik-Altgeräten: Charakterisierung verbrauchter Leiterplatten aus Mobiltelefonen und Computern. *Waste Manag* 31:2553–2558. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.07.006>
- Yan G, Guo J, Zhu G et al (2020) Verbesserung der Freisetzung und Verbesserung der Kupferanreicherung für Leiterplattenabfälle durch Wärmeverbehandlung. *Waste Manag* 106:145–154. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.03.023>
- Yang H, Liu J, Yang J (2011) Auslaugen von Kupfer aus zerkleinerten Partikeln von Leiterplattenabfällen. *J Hazard Mater* 187:393–400. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.01.051>
- Yang M, Liu H, Ye B, Qian W (2021) Recycling von Leiterplatten durch abrasives Wasserstrahlschneiden. *Process Saf Environ Prot* 148:805–812. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.01.052>
- Yang Y, Zhang S, Wang S et al (2015) Kugelmahlen von synthetisiertem MnOx als hochaktiver Katalysator zur Entfernung gasförmiger POPs: Bedeutung mechanochemisch induzierter Sauerstoffleerstellen. *Environ Sci Technol* 49:4473–4480. <https://doi.org/10.1021/es505232f>

- Yoo JM, Jeong J, Yoo K et al (2009) Anreicherung der metallischen Bestandteile aus Leiterplattenabfällen durch ein mechanisches Trennverfahren mit einem Stampfwerk. *Waste Manag* 29:1132–1137. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.06.035>
- Yuan CY, Zhang HC, McKenna G et al (2007) Experimentelle Studien zum kryogenen Recycling von Leiterplatten. *Int J Adv Manuf Technol* 34:657–666. <https://doi.org/10.1007/s00170-006-0634-z>
- Zhang L, Xu Z (2016) Ein Überblick über den aktuellen Fortschritt der Recyclingtechnologien für Metalle aus Elektro- und Elektronik-Altgeräten. *J Clean Prod* 127:19–36. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.004>
- Zhang S, Forssberg E (1997) Mechanische Trennungsorientierte Charakterisierung von Elektroschrott. *Resour Conserv Recycl* 21:247–269. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(97\)00039-6](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(97)00039-6)
- Zhang S, Forssberg E (1999) Intelligente Befreiung und Klassifizierung von Elektroschrott. *Powder Technol* 105:295–301. [https://doi.org/10.1016/S0032-5910\(99\)00151-5](https://doi.org/10.1016/S0032-5910(99)00151-5)
- Zhang ZY, Zhang FS, Yao TQ (2017) Ein umweltfreundliches Kugelmahlverfahren zur Rückgewinnung wertvoller Metalle aus Elektroschrott. *Waste Manag* 68:490–497. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.029>
- Zhu P, Chen Y, Wang LY et al (2013) Die Trennung von Leiterplattenabfällen durch Auflösen von Bromepoxidharz mit organischem Lösungsmittel. *Waste Manag* 33:484–488. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.10.003>
- Zhu X, Zhang L, Dong S et al (2020) Mechanische Aktivierung zur Verbesserung der natürlichen Schwimmfähigkeit von Leiterplattenabfällen. *Waste Manag* 109:222–230. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.05.008>