



Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft

Masterarbeit

The background features a large, faint watermark of the University of Leoben seal. The seal is circular and contains a shield with various symbols, including a hammer and pickaxe, a swan, and a lion. The text 'UNIVERSITAS MONTANA LEOBENSIS' is visible around the perimeter of the seal.

Bewertung der Recyclingfähigkeit von
Elektroaltgeräten: Ein Praxisbezogenes
Modell

Erich Kodon, BSc

Januar 2023



EIDESSTÄTTLICHE ERKLÄRUNG

Ich erkläre an Eides statt, dass ich diese Arbeit selbständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt, und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfsmittel bedient habe.

Ich erkläre, dass ich die Richtlinien des Senats der Montanuniversität Leoben zu "Gute wissenschaftliche Praxis" gelesen, verstanden und befolgt habe.

Weiters erkläre ich, dass die elektronische und gedruckte Version der eingereichten wissenschaftlichen Abschlussarbeit formal und inhaltlich identisch sind.

Datum 10.01.2023

Unterschrift Verfasser/in
Erich Kodon

DANKSAGUNG

Mein Dank gilt meinen universitären Betreuern Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. mont. Roland Pomberger sowie Dipl.-Ing. Dr. mont. Thomas Nigl vom Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft an der Montanuniversität. Prof. Pomberger legte den fachlichen Grundstein für die Themenwahl und ermöglichte durch seine Unterstützung das Verfassen dieser Arbeit. Unverzichtbar waren die zahlreichen konstruktiven Gespräche, welche ich mit Thomas Nigl führte. Durch diese erhielt ich Impulse, welche eine neue und in Summe umfassendere Betrachtungsweise des Forschungsgebiets ermöglichten.

Bei praxisbezogener Themenwahl, wie in dieser Arbeit, ist ein unterstützender Industriepartner besonders wertvoll. Hier danke ich der ERA Elektro Recycling Austria GmbH und im Besonderen deren Geschäftsführer Dipl.-Ing. Thomas Maier, der mich von Beginn an mit seiner Fachexpertise und wertvollem Rat unterstützte.

Außerdem möchte ich bei meiner Familie und Freunden herzlichst bedanken, welche mich motivierten und mir zur Seite standen. Auch das Verständnis für Phasen, in denen ich weniger Zeit für sie hatte und die umfangreiche Unterstützung waren von besonderem Wert. Ohne euch wäre ein erfolgreiches Studium nicht möglich gewesen.

Kurzfassung

Bewertung der Recyclingfähigkeit von Elektroaltgeräten: Ein praxisbezogenes Modell

Die Schließung von Materialkreisläufen ist ein zentrales Ziel der Europäischen Union (EU) auf dem langen Weg zur Klimaneutralität. Um eine maximale Wirkung zu erzielen, ist schon in der Designphase von Produkten darauf zu achten, weshalb ein Design-for-Recycling zu forcieren ist. Eine Möglichkeit hierzu ist die Ökomodulation von Lizenzbeiträgen anhand der Recyclingfähigkeit. In dieser Arbeit erfolgt die Erstellung eines praxisbezogenen Modells zur Berechnung der Recyclingfähigkeit von Elektro- und Elektronikaltgeräten (EAG) in Österreich. Dazu werden bestehende Modelle analysiert und eine Methodik erarbeitet, welche – im Gegensatz zu bestehenden – alle Stufen der Recyclingfähigkeit betrachtet. In diese sind ausgewählte Faktoren, aus einer voranstehenden Literaturrecherche, zu implementieren. Anhand eines erstellten Referenzprozesses, welcher rechtliche Rahmenbedingungen, Verfahren der Besten verfügbaren Technik sowie EAG-Behandlungsanlagen inkludiert, erfolgt die Spezifizierung des Berechnungsverfahrens auf Österreich. Das vorliegende Modell beinhaltet alle Prozessschritte im End-of-Life-Verfahren von EAG. Darüber hinaus wird, neben dem Stoffpotenzial, auch das technische Aufbereitungs- und Verwertungsverfahren sowie das reale abfallwirtschaftliche System berücksichtigt. Folglich betrachtet das in dieser Masterarbeit entwickelte Modell die Recyclingfähigkeit umfassend, transparent, quantitativ und vergleichbar. All diese Aspekte sind essenziell, um die Recyclingfähigkeit als Messgröße für nachhaltige Produktgestaltung heranziehen zu können.

Abstract

Assessment of the recyclability of WEEE: A practice related Model

Promoting circularity and closing the loop is substantial to achieve the long-term goal of climate neutrality in the European Union (EU). This aspect is important to consider from the very beginning, in the design phase, in order to maximize the impact. Therefore, furthering Design-for-Recycling is crucial. This can be achieved by using the recyclability as an eco-modulator for disposal-tariffs. In this master thesis a practice-related model for calculating the recyclability of waste electric and electronic equipment (WEEE) is introduced. Existing models are evaluated and an underlying method, which – in contrast to existing models – includes all steps of the recyclability, is established. Factors influencing the recyclability of WEEE are investigated, selected and implemented into the fundamental method. The legal framework, the best available technique and Austrian WEEE recycling plants are analyzed to create a reference process for WEEE recycling in Austria. The resulting model considers all steps of the end-of-life-processes and covers the theoretical, technical and real recyclability. The promoted model aims to calculate the recyclability in a holistic, transparent, quantitative and comparative way. This is essential for applying the recyclability as a key factor for sustainable product design.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1 EINLEITUNG	3
1.1 Problemstellung	6
1.2 Zielsetzung	7
2 METHODEN.....	9
3 ERGEBNISSE.....	12
3.1 Entsorgung von EAG in Österreich	12
3.1.1 Rechtliche Grundlagen für die Behandlung von EAG	12
3.1.2 Beste verfügbare Techniken	15
3.1.3 Sammlung, Behandlung und Verwertung von EAG in Österreich	19
3.2 Einflussfaktoren auf die Recyclingfähigkeit von Elektroaltgeräten	31
3.2.1 Theoretische Recyclingfähigkeit.....	31
3.2.2 Technische Recyclingfähigkeit:.....	32
3.2.3 Reale Recyclingfähigkeit.....	37
3.2.4 Zusammenfassung der Faktoren	39
3.3 Methodenvergleich zur Bewertung der Recyclingfähigkeit.....	41
3.3.1 Normungen: IEC/TR 62635 & EN 45555.....	41
3.3.2 iNEMI Product Recycling & Reuse Metric	44
3.3.3 Multidimensionale Indikatoren.....	45
3.3.4 Berechnung der Recyclingfähigkeit mithilfe von statistischer Entropie	49
3.3.5 Cyclos-HTP.....	51
3.3.6 LCA Modelle	52
3.3.7 Labels bzw. Indizes.....	53
3.3.8 Kategorisierung und Zusammenfassung der Modelle	54
3.4 Methode zur Bewertung der Recyclingfähigkeit von Elektroaltgeräten	55
3.4.1 Berechnungsmethodik	56
3.4.2 Faktoren	57
3.4.3 Referenzverfahren	64
3.4.4 Berechnungsverfahren.....	67
4 DISKUSSION.....	72
4.1 Berechnung und Anforderungen	72
4.2 Repräsentativität des Referenzverfahrens	74
4.3 Implementierte Faktoren	76

4.4	Berechnungsmethoden und Modelle	80
4.5	Massebasierter Ansatz zur Berechnung der Recyclingfähigkeit	81
4.6	Recyclingfähigkeit als Bewertungsgröße	82
4.7	Förderung des Design-for-Recycling	83
4.8	Ökomodulation zur Förderung der Nachhaltigkeit.....	84
4.9	Umsetzbarkeit, Grenzen und Ausblick.....	85
5	ZUSAMMENFASSUNG	88
6	VERZEICHNISSE	90
6.1	Literatur.....	90
6.2	Abkürzungsverzeichnis	100
6.3	Tabellen.....	101
6.4	Abbildungen	102
ANHANG	I

1 Einleitung

Im Zuge der fortschreitenden Digitalisierung nimmt die Bedeutung von Elektro- und Elektronikgeräten (EAG) kontinuierlich zu. 2014 wurden nach EAK (2016) rund 156.000 t (Tonnen) in Verkehr gesetzt, 2020 waren es nach EAK (2021b) schon 233.000 t, ein Plus von ca. 50 %. Dies ist auch im Abfallsektor bemerkbar: 2020 wurden in Österreich ca. 136.500 t EAG gesammelt EAK (2021a). Diese sind mit Wachstumsraten von 2 % pro Jahr einer der am stärksten wachsenden Abfallströme der europäischen Union (EU) (Europäische Kommission 2020).

EAG bestehen nach (Martens und Goldman 2016) vorwiegend aus Metallen (56 %) und Kunststoffen (19 %). Zudem sind auch Glas (10 %), elektronische Komponenten (4 %) und andere Materialien (10 %) enthalten. Dies ist in Abbildung 1 dargestellt.

Zusammensetzung von EAG

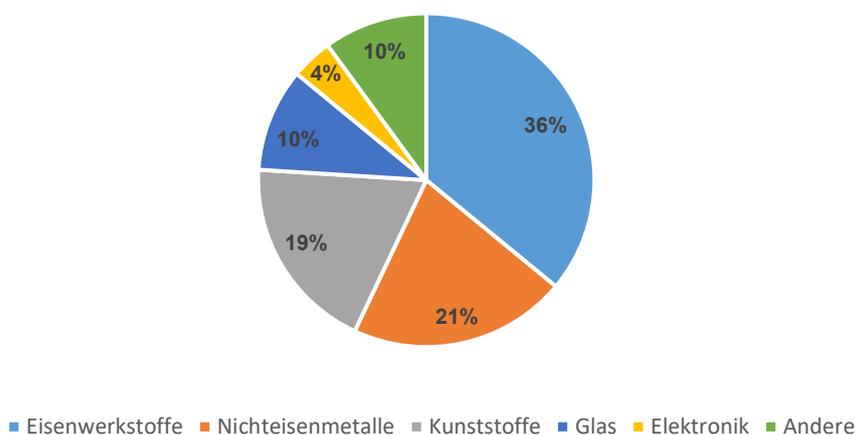


Abbildung 1: Zusammensetzung von EAG nach Martens und Goldman (2016)

Die Kunststofffraktion besteht vorwiegend aus drei Polymeren: Polystyrol (PS), Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymer (ABS) sowie Polycarbonat (PC) (Müller-Guttenbrunn o. J.).

In Abbildung 1 ist der hohe Gehalt an Metallen und Rohstoffen, welche bei der Herstellung hohe Umweltauswirkungen verursachen, zu sehen. Problematisch ist, dass in der EU, auf Basis von Schätzungen durch Eurostat, weniger als 40 % (Bezogen auf die Sammelquote, vgl. Abschnitt 3.1.3) der EAG recycelt werden (Europäische Kommission 2020; Eurostat 2020). Weltweit ist die Situation, mit einer Rate von 20 % korrekt gesammelter und einer Verwertung zugeführter EAG (bezogen auf die Menge an inverkehrgesetzten Elektro- und Elektronikgeräten), noch schlechter (Baldé et al. 2017).

Das Thema Nachhaltigkeit ist allgegenwärtig, vor allem in der Abfall- und Kreislaufwirtschaft. Durch Bestrebungen zu einer Kreislaufwirtschaft, verbunden mit einem Ausbau der stofflichen Verwertung, anstelle einer thermischen Verwertung oder Deponierung, können Ressourcen und Energie eingespart, Emissionen reduziert sowie die Bodennutzung

verringert werden. Dies stellt einen wesentlichen Beitrag zum Klima- und Umweltschutz dar (Brivio et al. 2015).

Im Rahmen des *Green Deals* hat die Europäische Kommission einen *neuen Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft* initiiert, welcher sich für die Förderung der Kreislaufwirtschaft einsetzt. Dies wird als essenziell für die im Jahr 2050 angestrebte Klimaneutralität erachtet (Europäische Kommission 2020). Beispielhaft würde sich nach Kroker (2022) durch die Umsetzung der aktuellen abfallwirtschaftlichen Gesetzgebung ein Einsparungspotential von 150 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalent und in der 20 - Jahr Prognose ca. 300 Millionen Tonnen ergeben. Dies bedeutet eine Einsparung von 4,1 bzw. 8,3 % der Treibhausgasemissionen Europas von 3.610 Millionen Tonnen im Jahr 2019 (Umweltbundesamt 2021). Für letzteres Szenario ist jedoch nach CE Delft und Prognos (2022) eine umfassende Optimierung der Kreislaufwirtschaft notwendig.

Dem Produktdesign kommt bei der Entwicklung der Kreislaufwirtschaft eine große Bedeutung zu, denn Europäische Kommission et al. (2012) werden bis zu 80 % der Umweltauswirkungen durch die Designphase bestimmt. Folglich ist, im Zuge des Ziels zur Erhöhung des Anteils an recycelten Abfällen, auch hier anzusetzen. Dies ist durch Design-for-Recycling umsetzbar, wodurch unter Anwendung verschiedener Maßnahmen der Anteil an stofflich verwerteten Abfällen steigerbar ist (Der Grüne Punkt 2019).

Produkte, welche der erweiterten Herstellerverantwortung unterliegen (z.B.: Verpackungen, Elektrogeräte, ...), bei der Inverkehrsetzung einer Beitragspflicht. Dies bedeutet, dass durch eine (für Haushaltsgeräte) verpflichtende Teilnahme an einem Sammel- und Verwertungssystem sowie der Entrichtung eines Lizenzbeitrags, die Sammlung und Behandlung von EAG gemäß der geltenden rechtlichen Vorschriften, sichergestellt wird. Eine Methode recyclinggerechtes Design voranzutreiben ist nach Pomberger (2021) die Ökomodulation von Lizenzbeiträgen für die Entsorgung. Zudem soll die Recyclingfähigkeit auch in das europäische Umweltzeichen aufgenommen werden (Europäische Kommission 2020), damit die Umweltauswirkungen von Produkten am Verbrauchermarkt ersichtlich werden.

Die Recyclingfähigkeit ist nach Pomberger (2021) ein produktspezifisches Attribut sowie eine graduelle Kennzahl, welche durch geeignete Instrumente als Maß für die Produktverantwortung heranziehbar ist. Nach Scriba (2019) gilt diese als entscheidendes Kriterium der Ökomodulation, weshalb sie als Messgröße dieser Arbeit gewählt wurde.

Nach der International Electrotechnical Commission (kurz IEC) ist die Recyclingfähigkeit wie folgt definiert:

„Recyclability: ability of waste materials to be processed for the original purpose or other purposes, excluding energy recovery“¹⁾ IEC Guide 109 (2012).

¹ Recyclingfähigkeit: Fähigkeit eines Abfalls für den gleichen oder einen anderen Nutzen verarbeitet zu werden (eigene Übersetzung von (IEC Guide 109, 2012, 3.15)).

Eine Definition aus dem Verpackungssektor nach Gürlich und Kladnik (2020) ist:

Um als recyclingfähig zu gelten, müssen Produkte folgenden Kriterien entsprechen: Das eingesetzte Material wird durch länderspezifische sowie regionalspezifische Sammelsysteme erfasst und kann nach Stand der Technik sortiert werden. Weiters wird es in einem Recyclingprozess nach Stand der Technik verwertet. Die daraus gewonnenen Sekundärrohstoffe haben ein Marktpotential, um als Ersatz materialidenter Neuware verwertet zu werden.“ (Gürlich und Kladnik 2020, S. 10).

Obwohl letztere Definition von Recyclingfähigkeit für Verpackungen gilt, kann sie durchaus auch auf EAG angewandt werden, da das zugrundeliegende abfallwirtschaftliche System, durch die erweiterte Herstellerverantwortung und die Einbindung von Sammel- und Verwertungssystemen, vergleichbar ist. Die Anforderung an materialidente Substitution sieht Pomberger (2020) für den Verpackungssektor als sinnvoll an, bezweifelt jedoch den Sinn bei anderen Abfallströmen mit höherer Materialvielfalt. Nach Martens und Goldmann (2016) ist die Substitution von Primärrohstoffen eine Voraussetzung für die effiziente Rückführung von Sekundärrohstoffen in den Markt. Im Zuge dieser Arbeit findet die Definition der stofflichen Verwertung nach dem Abfallwirtschaftsgesetz (kurz AWG) Anwendung:

„ökologisch zweckmäßige Behandlung von Abfällen zur Nutzung der stofflichen Eigenschaften des Ausgangsmaterials mit dem Hauptzweck, die Abfälle oder die aus ihnen gewonnenen Stoffe unmittelbar für die Substitution von Rohstoffen oder von aus Primärrohstoffen erzeugten Produkten zu verwenden (...).“ AWG §2 (5) Pkt. 2.

Grundsätzlich ist die Recyclingfähigkeit nach Pomberger (2020) von zwei Parametern abhängig: der Produktbeschaffenheit und der realen Verwertung. Es lässt sich zwischen theoretischer, technischer und realer Recyclingfähigkeit unterscheiden.

Die theoretische Recyclingfähigkeit bewertet nach Pomberger (2020) das Material im Inverkehrsetzungszustand. Hierfür wird das Stoffpotential der Werkstoffe bewertet. Verschmutzungen, abfallwirtschaftliche Verfahren simulierende Versuche und regionale Abhängigkeiten liegen nicht im Betrachtungsraum. Das Recycling von theoretisch recyclingfähigen Produkten ist in der Realität nicht immer möglich. Die Gründe dafür sind vielfältig, wie zum Beispiel mangelnde Aufschließbarkeit oder nicht vorhandene Anlagen.

Die technische Recyclingfähigkeit betrachtet nach Pomberger (2020) die Aufbereitbarkeit von Produkten. Dazu zählt die Erkennbarkeit, Sortierbarkeit, Ausschleusbarkeit sowie das Vorhandensein von Recyclingverfahren. Diese Stufe ist auf Basis realer Versuche zu bewerten. Sie ist jedoch nicht regionsspezifisch. Hierdurch können technisch recyclingfähige Produkte, z.B. aufgrund eines mangelnden abfallwirtschaftlichen Systems, nicht recycelt werden.

Ein real recyclingfähiges Produkt ist nach Pomberger (2020) in der entsprechenden Region sammelbar, in regional verfügbaren Anlagen aufbereitbar, in vermarktbar Fraktionen ausschleusbar und dessen Sekundärrohstoffe stofflich verwertbar. Im Extremfall, kann ein

Produkt sowohl theoretisch als auch technisch recyclingfähig sein, aufgrund eines mangelhaften Verwertungssystems die reale Recyclingfähigkeit jedoch 0 % betragen. In Abbildung 2 ist das Stufenmodell der Recyclingfähigkeit nach Pomberger (2021) dargestellt.

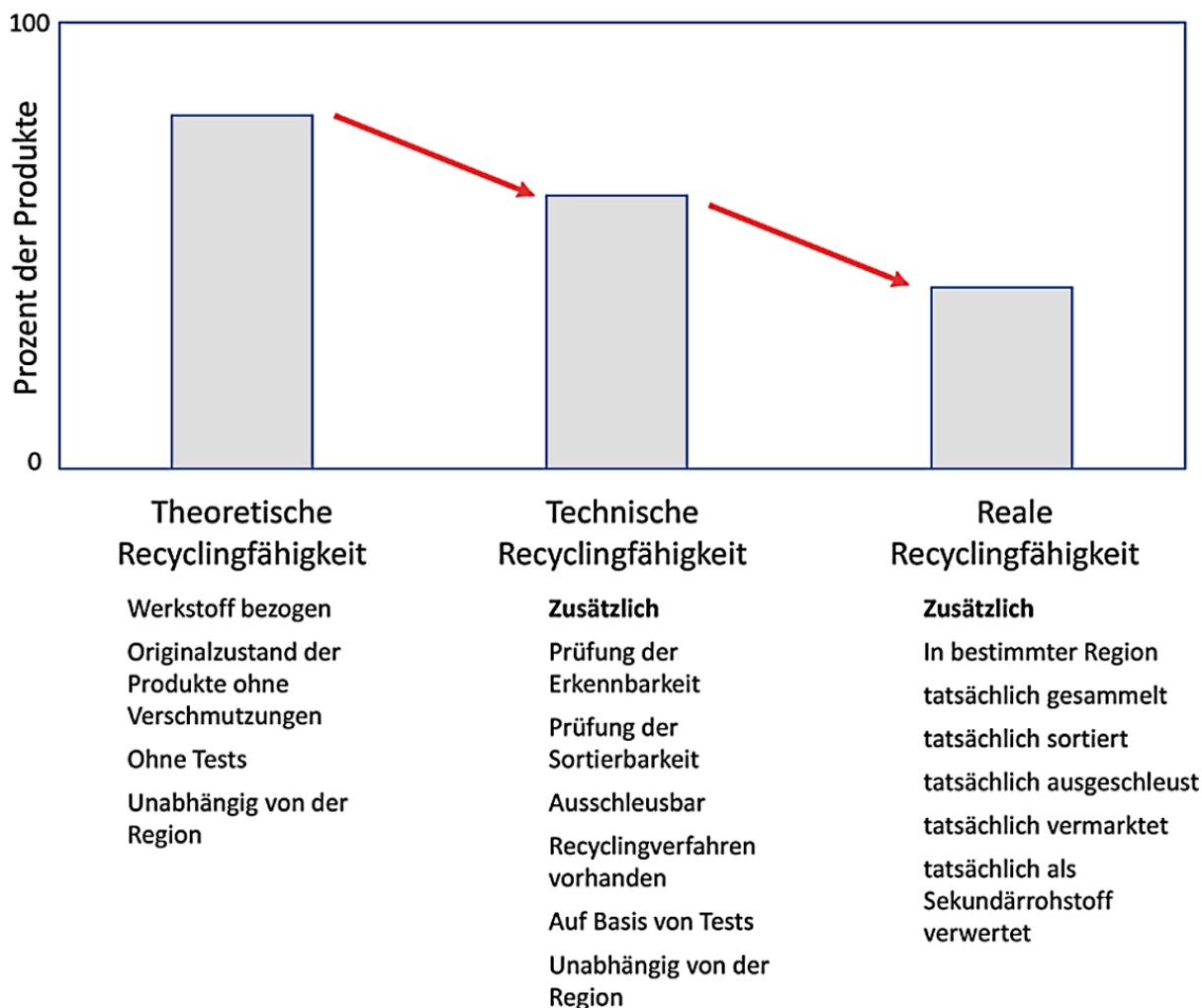


Abbildung 2: Stufenmodell der Recyclingfähigkeit (Pomberger 2021)

1.1 Problemstellung

Bisherige Veröffentlichungen und Modelle behandeln nach Pomberger (2021) nicht alle Stufen der Recyclingfähigkeit. So erfolgt oftmals ausschließlich die Bewertung der theoretischen Recyclingfähigkeit, welche auch als Stoffpotential bezeichnet wird. Ergebnisse solcher Berechnungen können somit ein recycelbares Produkt suggerieren, auch wenn dieses technisch nicht verwertbar ist, oder im realen abfallwirtschaftlichen System keinem Recyclingprozess zugeführt wird.

Pomberger (2020) erwähnt als positives Beispiel das Modell von cyclos-HTP (vgl. Institut cyclos-HTP GmbH 2021), welches alle Stufen der Recyclingfähigkeit betrachtet, jedoch ausschließlich für den Verpackungssektor (sowie stoffgleiche Nichtverpackungen) verfügbar ist. EAG, eine heterogene, vielfältige und diverse Produktgruppe, wurden nach Pomberger (2020) bisher nicht für die Berechnung der realen Recyclingfähigkeit miteinbezogen. Dies ist besonders problematisch, da in EAG eine Vielzahl kritischer Rohstoffe vorhanden ist.

Im Zuge der Implementierung der Recyclingfähigkeit in das europäische Umweltzeichen ist es von besonderer Bedeutung eine Methodik für die Berechnung der realen Recyclingfähigkeit eines Produkts zu entwickeln. Findet ausschließlich eine Bewertung des Stoffpotentials bzw. der theoretischen oder technischen Recyclingfähigkeit statt, werden nicht akkurate Werte ermittelt, welche auch zu Zwecken des Green-Washings verwendbar wären. Die Kommission plant Maßnahmen, um Grünfärberei zu verhindern (Europäische Kommission 2020). Folglich fehlt eine transparente und quantitative Methodik, um die reale Recyclingfähigkeit von EAG zu berechnen.

1.2 Zielsetzung

Der erste Schritt ist die Ermittlung des Status Quo bei der Behandlung von EAG. Hierfür erfolgt die Betrachtung der relevanten Gesetzgebung (vgl. Kapitel 3.1.1). Folgend sind die geltenden Verfahren der Besten verfügbaren Technik (vgl. Kapitel 3.1.2) und ausgewählte bestehende Anlagen in Österreich (vgl. Kapitel 3.1.3) beschrieben.

Unter Anwendung einer Literaturrecherche erfolgt die Ermittlung relevanter Faktoren für die Bestimmung der theoretischen (vgl. Kapitel 3.2.1), technischen (vgl. Kapitel 3.2.2) und realen Recyclingfähigkeit (vgl. Kapitel 3.2.3) von EAG. Hierfür sind nach Abele (2005) fünf Größen essenziell, bei welchen es im Entsorgungsprozess zu Verlusten kommt.

- Die Sammelquote,
- die Menge an auszuschleusenden Komponenten,
- die Demontagetiefe,
- die Recyclingraten der Aufbereitung der demontierten und
- die Recyclingraten der im Aufbereitungsprozess verbleibenden Komponenten,

In dieser Arbeit ist zu prüfen ob diese Faktoren die Recyclingfähigkeit von EAG in Österreich ausreichend beschreiben.

Bestehende Methoden zur Ermittlung der Recyclingfähigkeit, auch aus anderen Bereichen (z.B. Verpackungen), sind zu analysieren (vgl. Kapitel 3.3). Der Fokus dieser Arbeit liegt hierbei auf zwei Fragestellungen.

- Welche Methoden zur Berechnung der Recyclingfähigkeit (von EAG) existieren und
- welche Bewertungsmöglichkeiten sind auch für EAG anwendbar?

Folgend ist eine Methodik für die Bewertung der Recyclingfähigkeit zu wählen bzw. zu erstellen (vgl. Kapitel 3.4.1). Diese kann sich, in Abhängigkeit der vorangestellten Recherche, an bereits bekannten Schemata orientieren. In diese sind Faktoren aus den in Kapitel 3.2 ermittelten auszuwählen und in das Modell zu implementieren (vgl. Kapitel 3.4.2). Aus den in Kapitel 3.1 erhobenen Daten ist in Kapitel 3.4.3 ein Referenzprozess für die Entsorgung von EAG in Österreich zu erstellen. Damit ist das Modell auf österreichische Anlagen zu spezifizieren. Die resultierende Berechnungsmethodik für die Berechnung der

theoretischen, technischen und realen Recyclingfähigkeit ist detailliert mit Fokus auf die Anwendbarkeit zu beschreiben (vgl. Kapitel 3.4.4).

Das Modell soll auf einem objektiven, quantitativen, vergleichbaren sowie transparenten Berechnungsverfahren basieren. Dadurch soll die reale Recyclingfähigkeit von EAG ermittelbar sein, um diese als Kriterium für die Förderung von nachhaltigen Produkten (z.B. durch Ökomodulation von Lizenzbeiträgen) anwendbar zu machen. Mit dem entwickelten Modell wird das Design-for-Recycling von EAG begünstigt und die Nachhaltigkeit durch Schließung von Materialkreisläufen gestärkt.

2 Methoden

Die Orientierung des Modells an der Praxis machte eine Erhebung des Status Quo der Entsorgung von EAG in Österreich essenziell. Rechtliche Rahmenbedingungen wurden in Kapitel 3.1.1 auf Basis von Gesetzestexten der europäischen Union und Österreich sowie Berichten und Kommentaren zu diesen ermittelt. Besondere Relevanz haben hier die Abfallbehandlungspflichtenverordnung (AbfallBPV), die Elektroaltgeräteverordnung (EAG-VO) sowie die *Restriction of (the use of certain) Hazardous Substances in electrical and electronic Equipment*-Richtlinie (ROHS-RL). Besonderes Augenmerk fiel auf jene Paragraphen welche direkten Einfluss auf End-of-Life-Verfahren (EoL-Verfahren) besitzen. Hierunter fallen u.a. Stoffverbote und Behandlungspflichten sowie Sammel- und Verwertungsquoten.

Die Beschreibung der besten verfügbaren Technik für die stoffliche Verwertung von EAG erfolgte in Kapitel 3.1.2 anhand des *Best Available Techniques Reference Document (kurz BREF) for Waste Treatment*. Hierbei wurde im Detail auf die Aufbereitung von EAG eingegangen. Es wurden allgemeine Prozessschritte, angewandte Aggregate und Sonderverfahren betrachtet. Zudem erfolgte auch eine kurze Beschreibung weiterer relevanter BREFs, wie das *BREF for Iron and Steel Production* zur Verwertung von Eisen- und Stahlschrotten, das *BREF for the Non-Ferrous Metals Industries* für das Recycling von Nichteisenmetallfraktionen und das *BREF for the Production of Polymers* für die stoffliche Verwertung von Kunststoffen auf die Relevanz für die stoffliche Verwertung von EAG.

In Kapitel 3.1.3 erfolgte die Beschreibung von EoL-Verfahren bei der Entsorgung von EAG. Vorab wurde die Sammlung als erster Schritt beschrieben. Für die Dokumentation von Behandlungsverfahren erfolgte die Analyse von vier österreichischen Anlagen. Drei der Anlagen wurden im Zuge der Recherche besucht. Daten zu drei Anlagen, mussten, mangels Literaturquellen, auf Basis schriftlicher Anfragen beschrieben werden. Die vierte Anlage war in der Literatur ausreichend beschrieben. Die gewählten Anlagen sind über das Bundesgebiet verteilt. Die analysierten Anlagen sind in einen sozioökonomischen Demontagebetrieb für kleine Durchsätze, zwei Anlagen mittlerer Kapazität sowie eine Großanlage zu kategorisieren. Die Anlagen dienen der Verwertung von EKG und EGG. Das Recycling von anderen Fraktionen wurde nicht berücksichtigt. Abschließend erfolgte die Beschreibung von stofflichen Verwertungsanlagen in Österreich. Aus Gründen des Umfangs der Arbeit wurde auf eine detaillierte Beschreibung der Technik verzichtet.

Faktoren der Recyclingfähigkeit von EAG wurden in Kapitel 3.2 ermittelt. Es erfolgte eine Unterscheidung zwischen theoretischer (3.2.1), technischer (3.2.2) und realer Recyclingfähigkeit (3.2.3). Hierfür fand eine Literaturrecherche Anwendung. Im Fokus war eine möglichst vollständige Ermittlung der Faktoren. In Kapitel 3.2.4 sind die Faktoren zusammengefasst.

Um einen Überblick über existierende Modelle zu geben, erfolgte ebenfalls eine Literaturrecherche. Analytierte Modelle wurden für einen besseren Überblick in Gruppen eingeteilt. Hierfür war die Art (Norm, Designhilfe, Labels und Indizes) und die Methodik (statistische Entropie, multidimensionale Indikatoren, LCA-Modelle) ausschlaggebend.

Besonders relevante wurden im Detail beschrieben. In 3.3.1 wurden Normen für die Berechnung der Recyclingfähigkeit beschrieben. Diese folgen einer grundsätzlichen Definition der Recyclingfähigkeit aus der ISO 22628, welche sich auf Altfahrzeuge spezifiziert. Diese wurde durch den IEC/TR 62635 auf EAG umgelegt. Eine Erweiterung findet in EN 45555 statt. Kapitel 3.3.2 geht auf eine Designhilfe ein, welche zum Vergleich von unterschiedlichen Designs eines Produktes dient. Stellvertretend wurde ein Modell der Organisation iNEMI analysiert. Neben rein massebasierten Modellen existieren auch jene, welche multidimensionale Indikatoren implementieren. In Kapitel 3.3.3 erfolgte die Darstellung mehrerer Vertreter welche neben dem Massekriterium auch ökonomische, ökologische und Kritikalitätsparameter Betrachten. Explizit handelt es sich um REAPro, ReSICLED sowie ein Modell nach Nelen et al. (2014). Modelle zur Ermittlung der Recyclingfähigkeit unter Verwendung der statistischen Entropie nach Roithner et al. (2021) sowie Zeng und Li (2016) werden in Kapitel 3.3.4 beschrieben. In diesen Veröffentlichungen finden Ansätze aus der Informationstechnologie Anwendung, welche auf die Verwertung von EAG umgelegt wurden. In Kapitel 3.3.5 wurde ein Modell aus dem Verpackungssektor von cyclos-HTP beschrieben und erklärt inwiefern dieses mit dem Stufenmodell der Recyclingfähigkeit nach Pomberger (2020) vereinbar ist. Eine große Zahl an LCA-Modellen wurde anhand von Beispielen nach QWERTZY, Huysman et al. (2015) und Ikhlayel (2017) in Kapitel 3.3.6 kurz beschrieben. In Kapitel 3.3.7 wurden, stellvertretend für eine Vielzahl von Labels und Indizes, Cradle to Cradle als Label sowie iFixit als Index beschrieben. Beide fokussieren sich auf die Elektrogeräte, wobei Cradle to Cradle, ursprünglich von Photovoltaikmodulen kommend, sich auf eine Vielzahl von Produkten bezieht, während iFixit ausschließlich Smartphones, Tablets und Laptops bewertet. Abschließend erfolgten eine Kategorisierung sowie ein Vergleich der Methoden in Kapitel 3.3.8.

Das der Arbeit titelgebende praxisbezogene Berechnungsmodell wurde in Kapitel 3.4 erstellt. In Kapitel 3.4.1 erfolgte die Auswahl eines massebezogenen Ansatzes. Aus den in Kapitel 3.3 beschriebenen Modellen wurde, unter Beachtung der Zielsetzung eines quantitativen, vergleichbaren Berechnungsmodells, welches sowohl alle Stufen der Recyclingfähigkeit als auch die gesamten EoL-Verfahren berücksichtigt, eine geeignete Methodik ausgewählt, angepasst und erweitert. Hierfür waren die EN 45555 sowie das Modell von cyclos-HTP von Relevanz. Durch die grundsätzliche Methodik wurde auch eine mathematische Basis für die Berechnungsmethodik geschaffen. Aus den in Kapitel 3.2 ermittelten Faktoren wurden in Kapitel 3.4.2 relevante ausgewählt. Hierfür wurden die vier Kriterien der Repräsentativität aus der EN 45555 sowie Überlegungen zur Mess- und Quantifizierbarkeit miteinbezogen. Nicht direkt messbare Faktoren wurden, wenn möglich, modelliert. Hierbei fand u.a. das Modell der statistischen Entropie nach Roithner et al. (2021) Anwendung. Die gewählten Faktoren wurden in die erstellte Methodik implementiert. Es wurden die Stufen der Recyclingfähigkeit vorerst getrennt betrachtet und abschließend zusammengefügt. Die resultierende Gleichung zur Berechnung der realen Recyclingfähigkeit wurde in Kapitel 3.4.3 an die in Österreich angewandten Verfahren angepasst. Die in Kapitel 3.1 analysierten Betriebe und rechtlichen Rahmenbedingungen wurden zu einem Referenzprozess zusammengefasst. Dieser dient dem Berechnungsmodell als Spezifikation. Diese erfolgte

erst als letzter Schritt, um das Modell dynamisch gegenüber der technologischen Entwicklung zu machen und eine erneute Anpassung mit möglichst geringem Aufwand zu ermöglichen.

Das resultierende Berechnungsmodell wurde inklusive einer Erläuterung zur Anwendbarkeit in Kapitel 3.4.4 beschrieben. Es erfolgte eine Betrachtung, wie die Faktoren spezifisch zu ermitteln sind. Außerdem wurde auf Vereinfachungen bei unvollständiger Datenlage eingegangen. Hierbei wurde ein Kompromiss zwischen Genauigkeit und Anwendbarkeit gewählt.

3 Ergebnisse

Nachdem in Kapitel 3.1 auf rechtlichen Rahmenbedingungen, die Beste verfügbare Technik und Verfahren für die Entsorgung von EAG eingegangen wird, erfolgt in Kapitel 3.2 die Ermittlung von Einflussfaktoren auf diese. Bestehende Methoden werden in Kapitel 3.3 analysiert. In Kapitel 3.4 erfolgt die Entwicklung eines Berechnungsmodells.

3.1 Entsorgung von EAG in Österreich

Ziel dieses Abschnitts ist die Darstellung des Status Quo der Sammlung, Behandlung und Verwertung von EAG in Österreich. In Kapitel 3.1.1 wird auf relevante rechtliche Rahmenbedingungen, allen voran die EAG-VO und die AbfallBPV eingegangen. Die Beschreibung der besten verfügbaren Technik zur Behandlung von Abfällen erfolgt in Kapitel 3.1.2. Die Sammlung in Österreich, vier ausgewählte Anlagen zur Aufbereitung von EAG zu sekundären Rohstoffen und Anlagen zur stofflichen Verwertung der Sekundärrohstoffe zu Sekundärmaterialien werden in Kapitel 3.1.3 dargestellt.

3.1.1 Rechtliche Grundlagen für die Behandlung von EAG

Die grundlegende Rechtsvorschrift der europäischen Union ist die Richtlinie über Elektro- und Elektronikaltgeräte (Europäisches Parlament und der Rat der europäischen Union 2012). Diese wurde in der Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Abfallvermeidung, Sammlung und Behandlung von elektrischen und elektronischen Altgeräten, kurz EAG-VO, in österreichisches Recht umgesetzt.

In der EAG-VO werden EAG grundsätzlich definiert:

„Geräte, die zu ihrem ordnungsgemäßen Betrieb elektrischen Strom oder elektromagnetische Felder benötigen, und Geräte zur Erzeugung, Übertragung und Messung solcher Ströme und Felder, die für den Betrieb mit Wechselspannung von höchstens 1000 Volt oder Gleichspannung von höchstens 1500 Volt ausgelegt sind“
EAG-VO §3 Z.1.

Die Ziele nach §1 der EAG-VO fokussieren sich auf eine Steigerung der Nachhaltigkeit durch Erhöhung der Ressourceneffizienz. Hierbei kommt, neben der Vermeidung und Wiederverwendung, der stofflichen Verwertung eine besondere Rolle zu. Es wird auf die Einbeziehung aller Beteiligten (vom Produzenten bis zum Verwerter) verwiesen. Auch die Vermeidung der Umweltauswirkungen durch Beschränkung der Verwendung von gefährlichen Stoffen zum Schutz der Umwelt ist als Ziel definiert.

Die Sammlung hat nach §6 der EAG-VO zumindest in sechs Kategorien zu erfolgen:

1. Wärmeüberträger,
2. Bildschirme sowie Monitore,
3. Lampen,
4. Großgeräte mit einer starren Kantenlänge größer 50 cm (kurz EGG),
5. Kleingeräte mit einer starren Kantenlänge kleiner 50 cm (kurz EKG) und
6. Photovoltaikmodule (kurz PV-Module).

Es ist festgelegt, dass die Rücknahme von EAG kostenlos sein muss. Dadurch soll ein möglichst hoher Anteil getrennt gesammelt werden. Nach §7a der EAG-VO ist die Mindestsammelmenge ab Anfang 2019 mit mindestens 65 % der in den vergangenen drei Jahren im Mittel in Verkehr gesetzte Menge definiert. Als Alternative sind 85 % der anfallenden EAG bestimmt. Inverkehrsetzer sind im Zuge der erweiterten Herstellerverantwortung für die Sicherstellung der Rücknahme und Behandlung verantwortlich.

Für getrennt gesammelte EAG gelten nach §11 der EAG-VO Reglementierungen. Ganze EAG sind, wenn ökologisch, ökonomisch sinnvoll sowie technisch möglich, einer Vorbereitung zur Wiederverwertung zuzuführen. Für getrennt gesammelte EAG, welche zuvor nicht behandelt wurden, ist ein Beseitigungsverbot aufrecht, sodass sie nach dem Stand der Technik und unter Einhaltung der Abfallbehandlungspflichtenverordnung (siehe unten) verwertet werden. Außerdem gelten nach Anhang 3 der EAG-VO gewisse Verwertungsquoten, welche in Tabelle 1 eingetragen sind.

Tabelle 1: Verwertungsquoten der Sammel- und Behandlungskategorien (Auszug aus EAG-VO Anhang 3)

Sammel- und Behandlungskategorien	Verwertungsziele des durchschnittlichen Gewichts je Gerät
-	M-%
Großgeräte	85
Kühl- und Gefriergeräte	85
Bildschirme	80
Elektrokleingeräte	75
Gasentladungslampen	75
PV-Module	85

Die AbfallBPV setzt sich nach §1 zum Ziel die umweltgerechte Sammlung, Lagerung und Behandlung von Abfällen sicherzustellen, indem sie Mindestanforderungen zur Erfüllung der Ziele des Abfallwirtschaftsgesetzes (kurz: AWG) einsetzt.

Beim Transport von EAG ist darauf zu achten, dass Beschädigungen vermieden werden, um die nachfolgende Verwertung nicht zu beeinträchtigen. Die AbfallBPV schreibt in §6 die

Entfernung folgender kontaminierten Stoffe, Gemische und Bauteile vor, um eine Beeinträchtigung der Umwelt sowie anderer Komponenten auszuschließen:

- PCB-haltige Kondensatoren,
- quecksilberhaltige Bauteile,
- Batterien,
- Leiterplatten (von Mobiltelefonen generell und von sonstigen Geräten bei Oberfläche > 10 cm²),
- Tonerkartuschen für flüssige und pastöse Toner und für Farbtoner,
- Kunststoffe, die bromierte Flammschutzmittel enthalten,
- Asbestabfall und Bauteile, die Asbest enthalten,
- Bauteile, die feuerfeste Keramikfasern enthalten,
- Kathodenstrahlröhren,
- Gasentladungslampen,
- Flüssigkristallanzeigen (Oberfläche > 100 cm² und hintergrundbeleuchtete Anzeigen mit Gasentladungslampen),
- externe elektrische Leitungen,
- Elektrolytkondensatoren (Höhe > 25 mm und Durchmesser > 25 mm bzw. vergleichbares Volumen),
- cadmium- oder selenhaltige Fotoleitertrommeln,
- berylliumoxidhaltige Bauteile,
- Fluorchlorkohlenwasserstoffe, teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe und teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe, Kohlenwasserstoffe,
- Chrom-VI-haltige Ammoniak-Wasser-Lösungen bei Absorberkühlgeräten,
- alle sonstigen Flüssigkeiten wie insbesondere Öle und Säuren und
- Gase, die ozonschädigend sind oder ein Erderwärmungspotenzial > 15 haben.

Neben der allgemeinen Dekontamination sind auch spezielle Behandlungsverfahren vorgeschrieben, auf welche im Folgenden auszugsweise eingegangen wird.

- Lithiumbatterien: beschädigungsfreie Entfernung während der ersten Behandlungsphase;
- Bestückte Leiterplatten: Entfernung von quecksilberhaltigen Bauteilen, Polychlorierte Biphenyle (PCB) enthaltenden Bauteilen, Batterien, mit Gasentladungslampen hintergrundbeleuchtete Flüssigkristallanzeigen (LCDs) und Elektrolytkondensatoren (Höhe > 25 mm und Durchmesser > 25 mm bzw. vergleichbares Volumen);
- Kabel und elektrische Leitungen: mechanische Trennung in Metalle und sonstige Restfraktionen (ausgenommen Bleifraktion);
- Kunststofffraktionen in denen bromierte Flammschutzmittel nicht ausschließbar sind: wenn diese der stofflichen Verwertung zugeführt werden, ist sicherzustellen, dass der Gesamtbromgehalt ≥ 2000 mg/kg liegt. Ansonsten sind diese (thermisch) entsprechend zu behandeln, oder die belastete Teilfraktion auszuschleusen;

- Kühlgeräte: Entfernung von FCKW, H-FKW, H-FCKW und KW aus dem Kältekreislauf. Zusätzlich sind eine Schadstoffentfrachtung und eine Vordemontage durchzuführen. Kühlgeräte, welche Treibmittel im Isolierschaum enthalten, sind in einer zweiten Stufe durch eine mechanische Zerkleinerung und Entgasung in einer gekapselten Anlage zu behandeln und die Treibmittel zu beseitigen oder zu verwerten;
- Photovoltaikmodule: siliciumbasierte Zellen sind getrennt von nicht-siliciumbasierten Zellen zu behandeln;
- Lampen: Lampen sind nicht mit Flachbildschirmen in einer Charge zu behandeln. Bei der Behandlung ist das Leuchtpulver vom Glaskörper abzutrennen. Die Glas- und Metallfraktion ist einer stofflichen Verwertung zuzuführen, wobei besonders auf Quecksilber und Bleigehalte geachtet werden muss und
- Bildschirme: bei der Behandlung ist besonders auf Quecksilberemissionen zu achten. Die quecksilberhaltige Hintergrundbeleuchtung ist nur dann zulässig, wenn dies in einer gekapselten Umgebung erfolgt.

Zudem existieren auch unzulässige Behandlungen von EAG nach §16 der AbfallBPV:

- Die Zerkleinerung von nicht-schadstoffentfrachteten EAG (sofern die Freisetzung umweltrelevanter Stoffe nicht auszuschließen ist),
- das Recycling von Kunststoff- und Holzgehäusen mit halogenierten bzw. schwermetallhaltigen Schadstoffen sowie barium- und strontiumhaltigem Glas aus Bildröhren (nur zulässig, wenn diese auch im neuen Produkt erforderlich / nicht verboten sind),
- Glasfraktionen aus EAG-Behandlung (wenn durch die Gehalte an Blei, Arsen, oder anderen Schwermetallen als gefährlich einzustufen) nur mit Einschränkungen recycelbar,
- stofflich Verwertung von Restfraktion der Metallabtrennung von Leiterplatten,
- stoffliche Verwertung von PCB sowie (teihalogenierte) Fluorchlorkohlenwasserstoffe enthaltenden elektrischen Betriebsmittel und Kondensatoren und
- Verschwelen von Kabeln und elektrische Leitungen.

Verbotene gefährliche Stoffe sind in der ROHS-RL definiert, welche in der EAG-VO in österreichisches Recht umgesetzt wurde. Hierbei gibt es nach §4 der EAG-VO Beschränkungen für diverse persistente Schadstoffe (z.B.: Polybromierte Biphenyle) sowie Blei, Cadmium und Quecksilber.

3.1.2 Beste verfügbare Techniken

Die besten verfügbaren Techniken beschreiben nach der Industrieemissionsrichtlinie (kurz IED) Techniken und Verfahren, welche bezüglich ihres Entwicklungsstandes die aktuellen Standards setzen. So dienen sie auch als Hilfestellung für Genehmigungsverfahren und bei der Festlegung von Grenzwerten. Die Dokumentation erfolgt in Best Available Techniques Reference Documents (kurz BREF).

Das *BREF Waste Treatment* (Canova et al. 2018) stellt technische Standards bei der Behandlung von Abfällen fest. Im Folgenden werden, wenn nicht anders angegeben, Verfahren aus Canova et al. (2018) beschrieben. Grundsätzlich gilt folgende Behandlungsabfolge bei der Verwertung von Abfällen:

1. Die Vor-Annahme, zur Evaluierung, ob die Anlage die notwendigen Voraussetzungen (Kapazität, rechtliche Bewilligungen) für die Behandlung erfüllt,
2. die Annahme zur Bestimmung, ob die gelieferten Abfälle, die gleichen Eigenschaften wie in der Vor-Annahme angenommen, besitzen,
3. die korrekte Lagerung,
4. die Behandlung und
5. die Lagerung von Rückständen und Emissionen.

EAG werden (mit Ausnahme von volatilen Fluor-Kohlenwasserstoffen (VFC) und volatilen Kohlenwasserstoffen (VHC) haltigen Geräten sowie Sonderfällen) mechanisch in Shredderanlagen verarbeitet. Diese zielen in erster Linie auf die Zerkleinerung und den Aufschluss des Aufgabestroms ab. Das Hauptprodukt ist hochqualitativer Stahlschrott, welcher direkt in der metallverarbeitenden Industrie eingesetzt werden kann.

Der Schredderprozess durchläuft im Allgemeinen fünf Stufen, auf welche folgend detailliert eingegangen wird.

1. Anlieferung, Aufnahme und Annahme,
2. Vorsortierung und -behandlung,
3. Schredderstufe,
4. Nachgeschaltete Prozesse und
5. Minderungstechniken für Emissionen.

Bei der Anlieferung, Auf- und Annahme ist im Besonderen auf die richtigen Materialien und deren Quantitäten zu achten. Hierbei ist die korrekte Schadstoffentfrachtung (Anforderungen nach EAG-VO, siehe Kapitel 3.1.1) essenziell, um Sicherheits- und Umweltrisiken zu minimieren. Außerdem muss das gelieferte Material einem Radioaktivitätscheck unterzogen werden. Eine anschließende visuelle Begutachtung dient der Vorsortierung in Hauptbehandlungsgruppen. Schadstoffentfrachtete EAG werden mechanisch zusammen mit Schrotten, dekontaminierten Altfahrzeugen, etc. behandelt.

Die Vorsortierung dient der manuellen oder mechanischen Entfernung von Verunreinigungen und Schad- bzw. Störstoffen sowie zur Homogenisierung. Dadurch können Risiken eliminiert, die Maschinenverfügbarkeit erhöht und die Outputqualität verbessert werden. Die Vorbehandlung ist prozessabhängig mit den gleichen Zielen wie die Vorsortierung.

Der Zerkleinerungsprozess startet, wenn benötigt, mit der Vorzerkleinerung mit *Pre-Shreddern* oder *Reißern*. Technisch sind diese als Ein- bzw. Zweiwellenzerkleinerer ausgeführt (vgl. Metso 2022). Vor Großschredderanlagen mit hohen Durchsätzen werden

diese aus platztechnischen Gründen nicht verwendet, da eine Vielzahl an Vorzerkleinerern für den notwendigen Durchsatz benötigt werden würde.

In Abhängigkeit des Materialinputs stehen verschiedene Zerkleinerungsaggregate zur Verfügung. Für gemischte Schrotte, wie schadstoffentfrachtete Autos und EAG sowie Stahlschrotte, stehen Hammermühlen bzw. -brecher zur Verfügung (oft auch als konventionelle bzw. Auto-Schredder bezeichnet). Diese Anlagen sind die häufigsten sowie größten Schredderanlagen in der EU. Hier stehen Antriebsleistungen von bis zu 7 MW zur Verfügung womit Durchsätze bis zu 400 t/h realisierbar sind. Es existieren drei Hauptziele solcher Anlagen:

- Der Aufschluss (Materialauftrennung) des Aufgabeguts,
- die Erzeugung von Metallfraktionen bis zu einer für Schmelzwerke annehmbaren Qualität und
- die Verdichtung zur Optimierung der Logistik und leichteren Beschickung von Schmelzöfen.

Außerdem finden noch Zerdirektoren für leichte Schrotte, Kondirektoren für Objekte, welche zu schwer für konventionelle Schredderanlagen sind, und (Semi-) Nass-Schredder zur nassen Zerkleinerung von Fahrzeugen sowie besonders leichten Materials Anwendung.

Ungeachtet des Schreddertyps sind die Outputfraktionen, bei der Verarbeitung von Schrotten, EAG und anderen metallischen Reststoffen, vergleichbar. 65 – 75 M-% des Feedmaterials können, unter Anwendung eines nachgeschalteten Magnetscheiders, in eine bis zu 98 % reine Stahlfraktion (auch Fe-Fraktion) abgeschieden werden. 5 – 10 % sind der Schredderschwerfraktion (auch Nichteisenmetallfraktion) zuzuordnen welche hauptsächlich aus Aluminium, Kupfer, und Zink sowie Nichtmetallen wie Gummi, Glas, Mineralien besteht. Letztere nichtmetallische Komponenten sind vor einer weiteren Verwertung der Nichteisenmetalle auszuschleusen. Aus diesen können noch recycelbare Stoffe, wie zum Beispiel Kunststoffe, entfernt werden.

Die restlichen 15 – 30 % ergeben die Schredderleichtfraktion. Der Austrag erfolgt über eine Absaugung. Zyklone finden zur Rückgewinnung der Feststoffe Anwendung. Besonders Schaumstoffe, Textilien, Kunststofffolienfragmente, Schrauben, Muttern, Folien, Holz und Elastomere sind als Hauptkomponenten zu nennen, wobei dies stark variiert. Die Absaugung hat starken Einfluss auf die Zusammensetzung der Schredderleichtfraktion. Umso stärker diese ist, desto mehr Kunststoffteile werden mitgerissen. Auch die Kontrolle des Gehalts metallischer Anteile ist für eine Optimierung zu überwachen.

Nachgeschaltete Prozesse werden zur weiteren Aufbereitung der Schredderleichtfraktion und/oder Schredderschwerfraktion angewandt. Diese Prozesse können direkt in die Schredderanlage (online) integriert, am Standort offline durchgeführt werden oder extern sein. Die Prozesse sind spezifisch an den Stoffstrom und die Erfordernisse der nachgeschalteten stofflichen Verwertung der Sekundärrohstoffe angepasst.

Die Abtrennung der Schredderleichtfraktion von schwererem Material erfolgt in einem Zick-Zack-Sichter. Für die Aufbereitung des Leichtguts findet die Luftstromklassierung Anwendung. Die Abtrennung von ferromagnetischen Stoffen aus dem Schwergut, hauptsächlich bestehend aus Eisen und Stahl, erfolgt mittels Trommelmagnetscheider. Anschließend werden kupferhaltige Kompositmaterialien und Nichtmetalle abgetrennt. Die weitere materialspezifische Auftrennung der Nichteisenmetallfraktion erfolgt meistens in einem getrennten Prozess. In Tabelle 2 sind typische Sortiertechnologien inklusive der abtrennbaren Fraktionen bzw. Sortiermerkmale aufgestellt. Die nachfolgende Aufzählung besitzt jedoch keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Genannte Aggregate werden auch prozessspezifisch kombiniert.

Tabelle 2: Verfahren und von diesen abzutrennende Fraktionen

Verfahren	Abzutrennende Fraktionen
-	M-%
manuelle Sortierung	recyclebare Stoffe, Kontaminierungen, Störstoffe und Schadstoffe
Magnetscheidung	Eisen und Stahl (außer Edelstahl)
Wirbelstromscheidung	Nichteisenmetalle
Metallabscheider	Metalle
Nah-Infrarot Sortierung	Kunststoffe
Röntgensortierung	Kompositmaterialien
Windsichter	Korngrößenklassierung
Schwimm-Sink	Dichtentrennung
Ballistische Separation	Mehrklassentrennung
Rütteltische	Dichtentrennung
Siebklassierung	Korngrößenklassierung

Die Outputfraktionen des Aufbereitungsprozesses sind abhängig von den dem Schredderprozess nachgeschalteten Schritten. Diese können auch an den Feed-Strom sowie anderen Faktoren (z.B.: Verträge mit Abnehmern) angepasst werden. Im Allgemeinen entstehen hier Metallfraktionen unterschiedlichster Zusammensetzungen, hochkalorische kunststoffreiche Fraktionen sowie Schredderrückstände.

Eine Sonderstellung nimmt die Entsorgung von wärmeübertragenden EAG ein. Diese enthalten Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW; vor 1995 produziert) oder flüchtige Kohlenwasserstoffe (produziert nach 1995), welche aufgrund klimaschädlicher Eigenschaften gesondert zu behandeln sind. Als Inputstrom sind folgende Geräte zu erwarten: Kühl- und Gefriergeräte, Klimageräte, Luftentfeuchter, Kühler, Spender von gekühlten Produkten sowie Wäschetrockner mit integrierter Wärmepumpe.

Zu Beginn erfolgt eine Abtrennung aller Kabeln, loser (Innen-) Teile, Kondensatoren sowie quecksilberhaltiger Schalter. Anschließend sind die klimaschädlichen Gase sowie Öle in einem abgekapselten System in einem zweistufigen Prozess zu entfernen. Nach dem

Ausbau der Kompressoreinheit erfolgt die Aufgabe in einen gasdichten Schredderprozess. Dabei finden, in Abhängigkeit der zu zerkleinernden Geräte, Pre-Schredder, Zwei- oder Vierwellenzerkleinerer (Zwei- bzw. Vierwellenrotorscheren), Super Chopper sowie Rotorshredder Anwendung. Die zerkleinerten Produkte durchlaufen nachgeschaltete Trennprozesse, welche mit den schon beschriebenen vergleichbar sind. Daraus resultieren folgende Outputfraktionen: Öle, Kühlmittel, quecksilberhaltige Schalter, Eisen- und Stahlschrotte, Nichteisenschrotte, Aluminium- und Kupferfraktionen, Kunststofffraktion (hauptsächlich PS und PU), Polyurethaneschäume sowie eine Schredderleichtfraktion.

Des Weiteren nimmt auch die Kabelaufbereitung eine Sonderstellung ein. Diese wird mehrstufig durchgeführt. Nach einer Vorzerkleinerung auf 3 - 10 cm, erfolgt die Metallabscheidung mittels Überbandmagneten. Folgend kommt eine zweistufige Zerkleinerung auf circa 1 cm mittels Schneidmühlen zur Anwendung. Abschließend erfolgt eine Abtrennung der Kunststofffraktion.

Das Recycling von nichteisenmetallischen Sekundärrohstoffen, sowie die dazugehörigen vor- und nachgeschalteten Prozesse, sind elementspezifisch im *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Non-Ferrous Metals Industries* (Cusano et al. 2017) dokumentiert. Explizit ist die Verwertung von sekundärem Kupfer, Aluminium, Blei, Zinn, Zink, Cadmium, Edelmetallen, Nickel, Ferrolegerungen sowie anderen Legierungen genannter Elemente beschrieben. Für die genauere Beschreibung wird auf Cusano et al. (2017) verwiesen.

Das *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Polymers* (Europäische Kommission 2007) fokussiert sich auf die Produktion von Polymeren aus primären Ressourcen. Sekundäre Ressourcen spielen eine deutlich untergeordnete Rolle. Dem Verfahren vorgelagerte Aufbereitungsschritte zur Vorbereitung von Kunststofffraktionen für die Produktion werden nicht beschrieben.

Der Einsatz von Schrotten bei der Stahlherstellung nach dem LD-Prozess ist essenziell. Hierfür sind Qualitätsanforderungen hinsichtlich des Eintrags einzelner Elemente zu beachten. Für die detaillierte Beschreibung der Verfahrensrouten für das Recycling von Eisen- und Stahlschrotten bei der Stahlherstellung wird auf das *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Iron and Steel Production* (Europäische Kommission 2013) verwiesen.

3.1.3 Sammlung, Behandlung und Verwertung von EAG in Österreich

Zu Beginn des EoL-Prozesses erfolgt nach EAK (2021b) die getrennte und für Abfallerzeuger kostenlose **Sammlung** von EAG bei Sammelzentren oder beim Austausch beim Kauf eines gleichwertigen Geräts in den sechs, durch die EAG-VO definierten, Gerätekategorien. Sammel- und Verwertungssysteme (wie z.B. die Elektrorecyclingaustria GmbH), stellen nach ERA (2022) in Folge die gesicherte und umweltgerechte Verwertung der gesammelten EAG durch ein befugtes Entsorgungsunternehmen nach dem Stand der Technik sicher.

In Österreich wurden nach den Tätigkeitsberichten 2015 bis 2020 der EAK 1,35 Millionen Tonnen Elektrogeräte in Verkehr gesetzt (EAK 2016; 2017; 2018; 2019; 2020; 2021b). Die Mengen der Jahre 2015 bis 2020 nach Gerätekategorie sind in Tabelle 3 gelistet. Hierbei ist zu beachten, dass ab 2016 Zubehör ohne elektrische Funktion nachträglich für alle Gerätekategorien exkludiert und ab 2020 ausschließlich die Menge exkl. Zubehör erfasst wurde.

Tabelle 3: In Verkehr gesetzte Mengen von Elektrogeräten in Österreich der Jahre 2015 bis 2020 (EAK 2016; 2017; 2018; 2019; 2020; 2021b)

Jahr	In Verkehr gesetzte Mengen							
	EGG	PV-Module	Kühlgeräte	Bildschirme	EKG	Lampen	EAG gesamt	EAG ohne Zubehör
-	10 ⁶ kg	10 ⁶ kg	10 ⁶ kg	10 ⁶ kg	10 ⁶ kg	10 ⁶ kg	10 ⁶ kg	10 ⁶ kg
2020	126,9	16,4	41,6	16,4	68,2	1,2	270,7	270,7
2019	116,6	7	36,8	14	65,3	1,4	241	237,7
2018	109,4	7,7	37	14,2	63,5	1,5	233,5	230,2
2017	97,1	7,1	33,2	13,7	58,6	1,6	211,3	208,4
2016	103,7		32,3	13,6	56,1	1,9	207,5	204,6
2015	88,5		30,5	13,4	52,2	1,9	186,6	

Im gleichen Zeitraum erfolgte nach EAK (EAK 2016; 2017; 2018; 2019; 2020; 2021b) die Sammlung von 0,67 Millionen Tonnen EAG aus Haushalten an 2069 Sammelstellen (Umweltbundesamt 2022). Die Sammelmengen der Jahre 2017 bis 2020 nach EAK (2018; 2019; 2020; 2021b) sind in Tabelle 4 dargestellt (Anm.: die Sammelmengen von PV-Modulen sind in Tonnen dargestellt. Alle anderen Kategorien in Kilotonnen).

Tabelle 4: Gesammelte Mengen von EAG in Österreich der Jahre 2017 bis 2020 (EAK 2018; 2019; 2020; 2021b)

Jahr	gesammelte Mengen						
	EGG	PV-Module	Kühlgeräte	Bildschirme	EKG	Lampen	EAG gesamt
-	10 ⁶ kg	10 ³ kg	10 ⁶ kg				
2020	71,39	11,96	15,47	9,73	42,45	0,90	139,97
2019	67,93	2,49	14,71	10,19	39,23	0,98	133,05
2018	58,66	7,83	13,80	10,93	32,15	0,86	116,41
2017	55,49	22,15	13,67	13,75	32,65	0,89	116,47

Die Sammelrate berechnet sich nach Anhang 5 der EAG-VO durch Division der gesammelten Menge durch die durchschnittlich in Verkehr gesetzte Menge der vergangenen drei Jahre. Die Sammelraten der einzelnen Gerätekategorien sowie jene für alle EAG der Jahre 2019 und 2020 sind in Tabelle 5 gelistet.

Tabelle 5: Sammelraten von EAG der Jahre 2019 und 2020

Jahr	Sammelrate							
	EGG	PV-Module	Kühlgeräte	Bildschirme	EKG	Lampen	EAG gesamt	EAG ohne Zubehör
-	M-%	M-%	M-%	M-%	M-%	M-%	M-%	M-%
2020	66	0	43	70	68	60	61	62
2019	66	-	43	74	66	59	61	62

2020 wurde mit einer Sammelquote von 62 % die nach §7a der EAG-VO geltende Mindestgrenze von 65 % nicht erreicht, was nach EAK (2021b) mit der stark gestiegenen Inverkehrsetzungsmenge, an langlebigen Produkten nach Tabelle 3 von 32 % in den Jahren 2016 bis 2020 argumentiert wird.

In dieser Arbeit erfolgt die Betrachtung von vier verschiedenen **Anlagen zur Aufbereitung von EAG**:

- Demontage- und Recycling-Zentrum (DRZ; Wien),
- Müller Gutenbrunn,
- RAGG sowie
- einer Anlage welche auf Wunsch des Betreibers namentlich nicht genannt wird.

Die analysierten Anlagen verwerten nach Höggerl (2015) 30.000 t/a (Müller Gutenbrunn), 5000 t/a (n. g. Anlage), sowie 6 t/a im DRZ (Lenz 2022a) der nach EAK (2021b) rund 136.500 t/a der gesammelten EAG. Müller Gutenbrunn stellt nach Höggerl (2015) somit die größte Anlage der EAG-Aufbereitung in Österreich dar. In Summe gibt es in Österreich 35 Anlagen zur Behandlung von EAG, siehe Abbildung 3 (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie 2021). Diese sind über das gesamte Bundesgebiet verteilt sind. Bei der Wahl der Anlagen wurde auf die Repräsentativität geachtet, auch wenn kleine Anlagen aufgrund des geringeren Volumens weniger unterrepräsentiert sind.

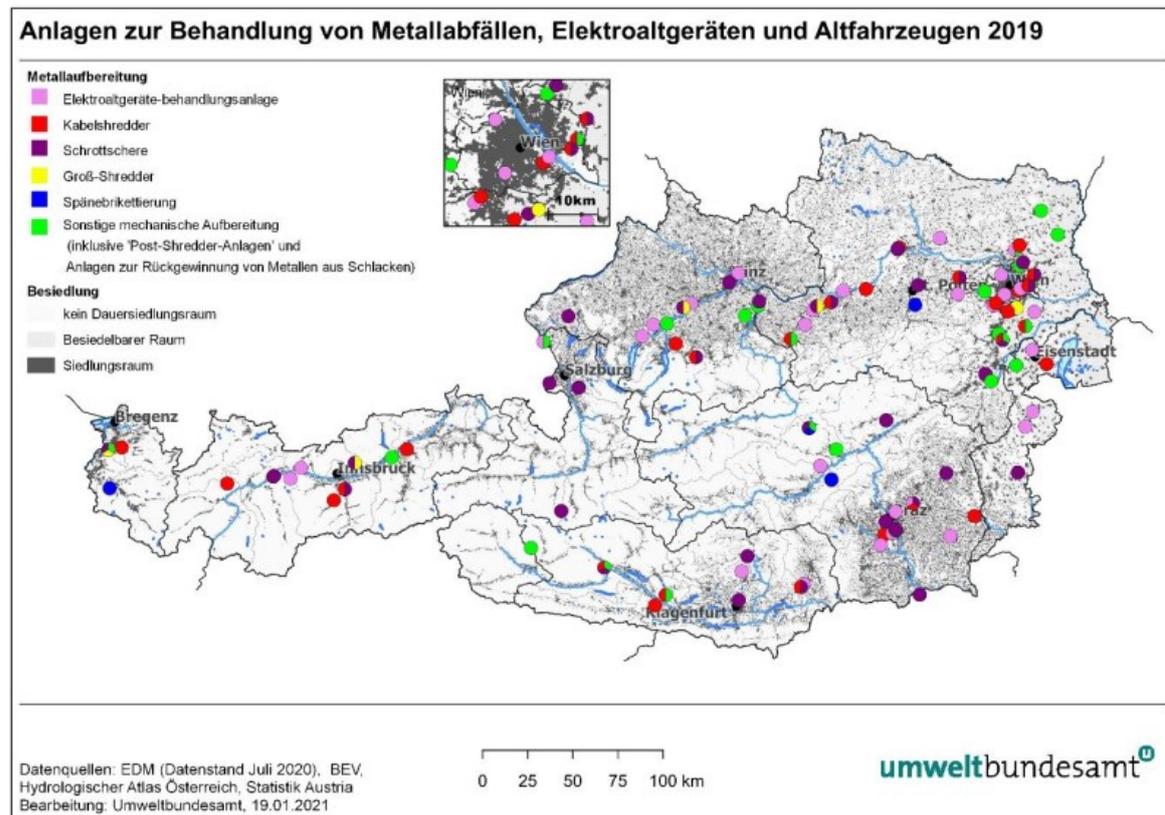


Abbildung 3: Anlagen zur Behandlung von EAG, Metallabfällen und Altfahrzeugen in Österreich (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie 2021)

Das Demontage- und Recyclingzentrum (kurz DRZ) ist ein sozialökonomischer Sammel- und Behandlungsbetrieb von EAG in Wien. In diesem werden nach Lenz (2022a) durchschnittlich 6 t EAG pro Tag (1.500 t/a) verwertet. Nach Anlieferung und Abwaage erfolgt eine manuelle Sortierung in drei Verfahrenswege:

- Re-Use,
- Upcycling (Trashdesign) und
- Demontage.

Funktionstüchtige wiederverwendbare Geräte gelangen nach Lenz (2022b) in die Re-Use Abteilung zur Vorbereitung zur Wiederverwendung. Hierzu zählen vor allem Plattenspieler, Retro-Radios, Fernseher, Hi-Fi-Equipment, Kaffeemaschinen, Smartphones, Computer und Laptops sowie Zubehör. Diese werden getestet, wiederaufbereitet und verkauft. Ausgewählte optisch ansprechende Teile aus der Demontage gelangen ins Upcycling, wo diese zu Schmuck, Möbeln und Accessoires umgestaltet werden. Die Verfahrenswege Re-Use und Upcycling betreffen nach Lenz (2022a) 2 bis 5 % der Inputmasse.

Der dritte Verfahrensweg ist die Demontage: Hier erfolgt nach Lenz (2022b) eine manuelle Zerlegung von allen EAG-Kategorien, außer Wärmeübertragern (z.B. Kühl- und

Gefrierschränke, Klimageräte) und Bildschirmen. Leuchtmittel werden in eigene Fraktionen sortiert, jedoch nicht weiter zerlegt. Während der Demontage erfolgt nach Lenz (2022b) die Schadstoffentfrachtung sowie die Auftrennung in 40 verschiedene Fraktionen. Eine tabellarische Aufstellung der Fraktionen ist im Anhang in Tabelle 12 gezeigt. Bezogen auf die Inputmasse gelangen nach Lenz (2022a) 91 bis 94 % in Recyclingfraktionen und je 1,5 % in Schadstofffraktionen sowie in den Restmüll. Schadstofffraktionen sind nach Lenz (2022b) Kondensatoren (>20 mm), Batterien, Gasentladungs- und Energiesparlampen, Druckerpatronen, nicht schadstoffentfrachtete EKGs, etc. Der Rest besteht aus nicht recycelbaren Kunststoffen (z.B. Schläuche von Waschmaschinen) und Sortierrückständen (Staubsaugerbeutel...).

Die Demontage erfolgt nach Lenz (2022b) mithilfe von herkömmlichen Werkzeugen. Spezialwerkzeuge finden keine Anwendung, wodurch Verbindungen mit nicht standardisierten Elementen (z.B. Schrauben mit einem Schraubenmitnahmeprofil abweichend von Kreuz, Schlitz oder Torx) die Demontage erschweren bzw. gänzlich verhindern. Zudem stellen auch nicht trennbare Verbindungen, wie Schweiß-, Klebe- oder Nietverbindungen ein Problem dar. Dies bedeutet Mehraufwand und in vielen Fällen eine Verhinderung der Demontage. Des Weiteren sind fest verbaute Akkumulatoren in Geräten wie Videokameras, Fotoapparaten, Navigationsgeräten und E-Book-Readern problematisch, da diese manuell schwer oder nicht entfernbar sind. Diese werden nach Lenz (2022b) als nicht schadstoffentfrachtete EAGs einer mechanischen Demontage zugeführt.

Die Demontagetiefe richtet sich nach dem Aufkommen von Abfall sowie der Arbeitsverfügbarkeit. Hierbei ist nach Lenz (2022b) die Abhängigkeit von der Jahreszeit zu beachten. So erfolgt die Demontage von Kupferwicklungen aus Elektromotoren in Zeiten von geringem Aufkommen (v.a. im Sommer), während zu Jahresbeginn, bei hohem Abfallaufkommen, Elektromotoren im Gesamten weiterverkauft werden. Die minimale Demontagetiefe ist durch gesetzliche Anforderungen (vgl. Kapitel 3.1.1) sowie vertraglich festgelegte Qualitäten bestimmt. Jene Schrotte, welche nicht in eine Reinfraktion zu trennen sind, werden als Mischschrott verkauft und durch die im Folgenden beschriebenen Anlagen von MGG weiterverarbeitet.

Zusammenfassend ist die Demontagetiefe beim DRZ hauptsächlich von drei Faktoren abhängig:

- gesetzliche Mindestanforderungen,
- Demontagezeit sowie
- Kundenanforderungen.

Keinen Einfluss auf die Recyclingfähigkeit besitzen nach die für die Entsorgung bereitgestellten Informationen des Herstellers. Für die Erhebung fehlt im operativen Betrieb die Zeit. Sehr wohl helfen jedoch Reparaturanleitungen für die Vorbereitungen zum Re-Use.

Die Müller-Gutenbrunn-Gruppe (MGG) fokussiert ihren Betrieb nach Müller-Guttenbrunn Gruppe (2022b) auf die Verwertung von EAG, Altfahrzeugen und sonstigen metallhaltigen Schrotten sowie Kunststoffen. Die Verwertungsanlagen werden an drei Standorten betrieben. Bei der MGG-Metrec erfolgt die Schadstoffentfrachtung der EAG und Altfahrzeuge sowie die Zerkleinerung mittels Schrottschere und Schredder. Die Aufbereitung von Mischmetallfraktionen, Schredderrückständen, etc. übernimmt die MGG-Metran. Zum Recycling von Kunststoffen u.a. aus EAG findet eine Anlage der MGG-Polymers Anwendung.

Die nachfolgende detaillierte Prozessbeschreibung ist auf die Entsorgung von EAG fokussiert und basiert, wenn nicht anders angegeben, auf Höggerl (2015). Das Verfahrensbild ist in Abbildung 10 im Anhang dargestellt. Es erfolgt parallel auch die Verwertung von anderen metallhaltigen Abfällen und Reststoffen (z.B. Altautos). Die wesentlichen Prozessschritte dieser Anlage sind:

- Schadstoffentfrachtung,
- Zerkleinerung, Aufschluss und Eisenabtrennung,
- Klassierung,
- nasse Aufbereitungsrouten und
- trockene Aufbereitungsrouten.

Die Schadstoffentfrachtung erfolgt mittels eines eigens entwickelten und patentierten *Smashers*, welcher ein Alleinstellungsmerkmal dieser Anlage einnimmt. Hierfür findet eine Siebtrommel mit axialen Mitnehmerblechen Anwendung. Die seitlich aufgebrachten EAG werden durch die Bleche angehoben bis sie aufgrund der Schwerkraft fallen. Durch letzteren brechen diese auf und einzelne Komponenten gelangen durch das Sieb auf ein Förderband. Diese Art der Geräteöffnung wird als besonders energieeffizient sowie schonend für die weitere Verwertung beschrieben. Durch manuelle Sortierung am Förderband sind Schadstoffe, wie Batterien, Kondensatoren oder Tonerkartuschen sowie Wertstoffe, wie Leiterplatten, Kabel oder Elektromotoren abzutrennen.

Die Zerkleinerung erfolgt mittels einer horizontalen Hammermühle mit oben- und untenliegenden Rosten. Die untenliegenden sind aufgrund des hohen Kunststoffanteils notwendig. Eine ausschließlich obere Lagerung der Roste würde eine hohe kinetische und folglich auch thermische Beanspruchung der Kunststoffe für den Austrag erfordern. Dies beeinflusst ein stoffliches Recycling dieser stark negativ. Durch die geringere Beanspruchung tritt ein verringerter Anteil an Feinkorn kleiner 10 mm auf. Ein weiterer Aspekt des steigenden Kunststoffgehalts von EAG ist eine niedrige Schüttdichte. Um einen hohen Durchsatz zu garantieren ist ein offenes Rotordesign zu wählen. Zusätzlich steht nach Müller-Guttenbrunn Gruppe (2019) auch eine mobile Schredderanlage für die Zerkleinerung von Kunststofffraktionen aus E-Schrott, Leiterplatten, Kabel- und Kupferverbindungen, Leichtschrotten sowie Hartkunststoffen zu Verfügung.

Die zerkleinerten EAG werden mittels Stangensieb, in eine Unter- und eine Überkornfraktion klassiert. Für die Eisenabscheidung des Überkorns finden zwei seriell geschaltete Permanentmagnetscheider Anwendung. Die weitere Aufbereitung erfolgt mittels Schwertrübescheidung. Die Unterkornfraktion durchläuft einen Permanentmagnetscheider in welchem eine Stahlfraktion der Qualitätsstufe E40 der europäischen Stahlschrottsortenliste (vgl. BVSE-Fachverband Schrott, E-Schrott und Kfz-Recycling o. J.) abgetrennt werden kann. Eine Klassierung erfolgt in einem Trommelsieb mit Trennschnitt von 15 mm. Das Grobkorn gelangt, wie die Schredder-Überkornfraktion, in die Schwertrübescheidung. Das Feinkorn wird in einer trockenen Feinkornaufbereitung weiter behandelt.

Neben der Unter- und Überkornfraktion entstehen noch eine Staubfraktion und ein Filtergrobgut. Letztere beiden Fraktionen werden mittels zwei Zyklonen, einem Grobgutscheider, einer Precoatingstufe sowie einem Trocken-Rundfilter aus der Abluft abgeschieden (Müller-Guttenbrunn Gruppe 2018).

Die trockene Feinkornaufbereitung besteht aus einer Reihe von Verfahren, welche seriell aneinander geschaltet sind. Hierfür finden Apparate zur Mahlung (durch eine Rotorprallmühle, Klassierung, Dichtentrennung, Magnetscheidung, Wirbelstromscheidung und Windsichtung Anwendung. Hierdurch können eine Leichtgut- und eine Verbundfraktion sowie Eisen-, Kupfer-, Aluminium- und Mischmetallfraktionen getrennt werden. Die genauen Spezifikationen dieser Fraktionen sind durch Abnehmer (z.B. der Schmelzhütte) vertraglich festgelegt. Hierbei spielen neben technischen, vor allem wirtschaftliche Überlegungen eine wichtige Rolle.

Die Schwertrübescheidung dient als Dichtentrennung, nach dem Schwimm/Sink-Prinzip. Dabei finden drehbare Trommeln Anwendung. Die Schwertrübe wird durch Mischen von Wasser und Magnetit sowie im zweiten Schritt Ferrosilicium erzeugt. So lässt sich nach Schubert (2003) eine theoretische Trenndichte von bis zu 3,8 kg/l realisieren. Im realen Prozess werden hier Trenndichten bis zu 3 kg/l eingestellt (Müller-Guttenbrunn Gruppe 2016). Das Schwergut wird am Trommelboden abgezogen. Der Austrag des Leichtguts erfolgt mit der Schwertrübe. Nachfolgend dient ein Entwässerungsschritt mittels Entwässerungssieben zur Fest-/Flüssigtrennung, wodurch die Schwertrübe rückgeführt werden kann.

Zum weiteren Auftrennen der Fraktionen finden Nichteisenmetallabscheider und sensorgestützte Sortierer Anwendung. Am Ende der nassen Aufbereitung entstehen somit

- Kunststoffe,
- Störstofffraktionen (Holz/Flusen/Textilien sowie Kondensatoren),
- Wertstofffraktionen (Kabel, Leiterplatten, Verbundmaterial)
- Metallfraktionen (Eisen, Aluminium, Kupfer, Zink, Edelstahl, Mischmetalle) und
- ein Presskuchen.

Nach Ilyas et al. (2021) erfolgt durch die Anlage von MGG die bestmögliche Rückgewinnung von Edelmetallen und einer Verwertungsrate von insgesamt über 85 %.

Die Kunststofffraktion wird durch eine Anlage der MGG Polymers weiterverarbeitet. Nach Neubauer et al. (2020) erfolgt die Störstoffabscheidung von Glas, Metallteilen, Kabeln, Keramikbruch, Leiterplatten, etc. durch trockene und nass arbeitende Verfahren. Nach einer Zerkleinerung auf kleiner 15 mm werden die Kunststoffe intensiv gewaschen und bei einer Trenndichte von 1,0 kg/l (Abtrennung von u.a. Polyolefinen) aufgetrennt. Anschließend finden für Abtrennung von unerwünschten Stoffen (Holz, Gummi, Kunststoffen mit Flammschutzmitteln) und der Aufkonzentration der Zielfractionen mehrstufige physikalische Trennprozesse Anwendung. Abschließend erfolgt der Zusatz von Additiven, die Extrusion und Compoundierung (Müller-Guttenbrunn o. J.). Somit werden nach PP, PS, ABS und PC/ABS rückgewonnen (Müller-Guttenbrunn Gruppe 2022a). Diese können im Anschluss direkt zu Produkten v.a. im Elektroniksektor weiterverarbeitet werden (Müller-Guttenbrunn Gruppe 2021). Hierbei sind die recycelten Kunststoffe von Primärmaterial auf die Stoffeigenschaften bezogen kaum zu unterscheiden (Müller-Guttenbrunn Gruppe 2020).

Die In- und Outputströme von MGG-Polymers der Jahre 2016, 2017 und 2018 nach Neubauer et al. (2020) sind in Tabelle 6 dargestellt. Die eingehenden Materialien kommen aus der Schredderleichtfraktion sowie Additiven. Die ausgehenden Ströme sind Kunststoffrecyclate (HIPS-, ABS-, PP- sowie PC/ABS-Regranulate), Nebenprodukte (metallangereicherte Fraktionen zur weiteren Verwertung in der MGG-METRAN oder Verhüttung) sowie Restfraktionen (Kunststoffmischfraktion als Rückstände der mechanischen Aufbereitung, Schlämme aus der Abwasserreinigung, Staub und Kondensat aus der Extrusion, welche größtenteils thermisch verwertet werden).

Tabelle 6: In- und Outputströme von MGG-Polymers der Jahre 2016, 2017 und 2018 (Neubauer et al. 2020)

Stoffstrom	Masse pro Jahr		
	2016	2017	2018
-	10 ⁶ kg	10 ⁶ kg	10 ⁶ kg
Kunststoffabfälle aus der Schredderleichtfraktion	46,5	49,3	49,7
Additive	0,70	0,55	0,70
Recyclingkunststoffe	20,0	20,4	20,1
Nebenprodukte	3,5	3,8	1,8
Restfraktionen	24,6	25,7	28,4

Wird hieraus das Masseausbringen der Kunststoffrecyclate betrachtet ist Gleichung (1) anzuwenden, wobei diese aufgrund von Annahmen als Abschätzung zu betrachten ist. Annahmen hierfür sind, dass Additive vollständig in Recyclingkunststoffe übergehen, sowie Nebenprodukte wieder in einem stofflichen Verwertungsprozess bzw. Aufbereitungsprozess zugeführt werden.

$$\eta_{\text{Kunstst.}} = \frac{m_{\text{Kunststoffprodukte}}}{m_{\text{Kunststoffaufgabe}}} = \frac{m_{\text{Recyclingkunststoffe}} - m_{\text{Additive}}}{m_{\text{Kunststoffabfälle}} - m_{\text{Nebenprodukte}}} \quad (1)$$

Die hieraus resultierenden Masseausbringen sind in Tabelle 7 dargestellt.

Tabelle 7: Masseausbringen in Sekundärkunststoffe bei MGG-Polymers

Jahr	Masseausbringen
-	M-%
2016	45
2017	44
2018	41

Bezugnehmend auf die Anlage, welche nach Höggerl (2015) beschrieben wurde, stellen Beigl und Salhofer (2021) die Massenbilanz auf. In Tabelle 8 ist der Verbleib von einer Tonne aufgebener EAG eingetragen.

Tabelle 8: der Verbleib von einer Tonne aufgebener EAG (Beigl und Salhofer 2021)

Ziel des Stoffstroms	Masse
-	kg / t EAG
Eisen- und Stahlschrotte	410,4
Kunststoffrecycling	213,5
Kupferrecycling	135,3
Aluminiumrecycling	42,9
Batterierecycling	2,9
Summe stoffliche Verwertung	804,9
thermische Verwertung	192,7
Deponie	2,4

Ein weiteres in Österreich angewandtes Verfahren ist in Abbildung 11 im Anhang dargestellt und wird auf Wunsch des Betreibers nicht genannt. Die Anlage in welcher schadstoffentfrachtete Elektrokleingeräte sowie kleine IT&Telekomonikationsgeräte aufbereitet werden hat einen Durchsatz von 5.000 t pro Jahr.

Die vorangeschaltete Schadstoffentfrachtung erfolgt manuell. Hierbei gibt es für die zu demontierenden Komponenten kein Zeitlimit, sondern eine vorgegebene Demontagetiefe.

Diese ist durch rechtliche Vorgaben und Verträge mit Abnehmern definiert. Zudem erfolgt die Demontage von Computerkomponenten zum Re-Use.

Die schadstoffentfrachteten EAG werden in einen Einwellenzerkleinerer aufgegeben und grob vorzerkleinert. Im Anschluss befindet sich ein Überbandmagnet zum Abtrennen von Eisenmetallen. Die abgetrennte Fraktion besitzt die Stahlschrottsortenqualität E1 und wird extern zu E40 Stahlschrott aufbereitet, bevor ein Einsatz im Stahlwerk erfolgt.

Im Weiteren erfolgt eine manuelle Sortierung, welche folgende Fraktionen abtrennt:

- Leiterplatten,
- Metallfraktion,
- Kupfer-Kabel,
- Elektromotoren und Spulen,
- Mobiltelefone
- Kupfer,
- grobe Kunststoffe und
- Störstoffe

Die abgetrennten Fraktionen werden extern weiter aufbereitet und für die stoffliche Verwertung zu Sekundärmaterialien vorbereitet. Hierbei handelt es sich um Spezialanlagen. Die Sortierreste gelangen in eine Nachzerkleinerung. Nach einer weiteren Magnetscheidung, erfolgt eine Dichtentrennung mittels Schwimm-Sink-Verfahren in einer externen Aufbereitung.

Das Leichtgut (Schwimmfraktion) wird einer Kunststoffaufbereitung zugeführt. Hier erfolgt die Trennung diverser Kunststofffraktionen für das Recycling von Sortierresten. Das Schwergut (Sinkfraktion) geht in eine Metallaufbereitung, wo Metalle wie Kupfer, Aluminium, etc. abgetrennt und für das stoffliche Recycling aufbereitet werden.

In der Anlage der RAGG GmbH erfolgt die Aufbereitung von EKG und EGG. Die EAG werden mithilfe einer Hammermühle zerkleinert. Es erfolgt die Absaugung von leichten Störstoffen. Mittels Magnetscheidung erfolgt die Abtrennung von Eisen und Stahlschrotten der Qualität E40, welche im Stahlwerk weiterverarbeitet werden. Das nichtmagnetische Material wird in fünf Korngrößenbereiche mittels Trommelsieb getrennt und in einer Nichteisenmetallaufbereitungsanlage verwertet. Hier finden vier Wirbelstromscheider und zwei Induktionsabscheider Anwendung. Mittels der Induktionsabscheider werden Ni-Stahl und Kupferkabel abgeschieden. Die Kupferkabel werden in einer eigenen Kabelaufbereitungsanlage verwertet. Die verbleibende NE-Fraktion geht in eine manuelle Sortierung, in welcher Messing, Blei, Kupfer und Störstoffe getrennt werden. Das Anlagenschema ist in Abbildung 12 im Anhang dargestellt.

Im Anschluss an die Aufbereitung erfolgt nach Martens und Goldmann (2016) die Einbringung von sekundären Rohstoffen in einen **Produktionsprozess für Sekundärmaterialien** als letzter Schritt. So werden nach Martens und Goldmann (2016)

Metalle und Legierungen aus Hüttenprozessen, Kunststoffen aus Compoundierprozessen, usw. erzeugt. Werden sekundäre Rohstoffe in den Produktionszyklus integriert so beeinflussen diese nach Martens und Goldmann (2016) die Produktqualität. Manche Verfahren, wie das LD-Verfahren, benötigen jedoch Schrotte für die Produktion. Zudem haben sich auch eigene Verfahrenswege für das Recycling etabliert.

Die massenmäßig wichtigsten Stoffe für die Verwertung von EAG sind Eisen- bzw. Stahl, Nichteisenmetalle (v.a. Kupfer und Aluminium) sowie Kunststoffe (vgl. Kapitel 1). Im Folgenden werden Verwertungsverfahren in Österreich für diese Stoffe kurz beschrieben:

Für das Recycling von Eisen und Stahlschrotten finden nach Martens und Goldmann (2016) der LD-Prozess sowie das Elektrostahlverfahren Anwendung. Das Gesamtaufkommen an Eisen und Stahlschrotten beträgt nach Meyer et al. (2016) 2,32 Millionen Tonnen pro Jahr (Stand 2014). Beim LD-Verfahren, welches bei Österreichs größtem Stahlproduzenten, der Voestalpine AG eingesetzt wird (Voestalpine 2022), kommen nach Martens und Goldmann (2016) ca. 20 % Schrott zum Einsatz. Dieser ist essenziell für die Kühlung während des exothermen Sauerstoffblaseverfahrens, welches einen notwendigen Schritt bei der Stahlherstellung darstellt. Das Elektrostahlverfahren mittels Elektrolichtbogenofen findet in der Marienhütte (Graz) Anwendung. Hierbei kommen ausschließlich Schrotte zum Einsatz (Stahl- und Walzwerk Marienhütte GmbH 2022). Auch die Voestalpine plant zukünftig auf Elektrolichtbogenofen zu wechseln (Held 2021). Zusätzlich sind die Breitenfeld Edelstahl AG und die Böhler Edelstahl GmbH & Co KG als weitere Stahlerzeuger zu nennen.

Beim Recycling (sowie bei der Primärproduktion) von Kupfer unterscheidet man nach Martens und Goldmann (2016) zwischen pyrometallurgischen und hydrometallurgischen Verfahren. Das genaue Verfahren ist nach Worrell und Reuter (2014) abhängig von der Qualität und Zusammensetzung des Inputmaterials. In Österreich entstehen nach Meyer et al. (2016) pro Jahr 34.500 t (2014) Kupferabfälle. Eine österreichische Kupferhütte sind die Montanwerke Brixlegg. Diese verwertet ausschließlich Recyclingmaterial pyrometallurgisch ab einem Kupfergehalt von 15 %. Zudem können auch andere Metalle wie Edelmetalle (Gold, Silber, Platin und Palladium), Nickel (in Form von Nickelsulfat) und Eisensilikatschlacke wiedergewonnen werden (Montanwerke Brixlegg AG 2022). Eine Auswertung von Mathieux et al. (2016) unter Berücksichtigung mehrerer Studien zeigt elementspezifische Rückgewinnungsraten mehrerer Elemente beim Kupferrecycling, welche in Tabelle 9 zusammengefasst sind.

Tabelle 9: Rückgewinnungsrate mehrerer Elemente beim Kupferrecycling (Mathieux et al. 2016)

Element	Rückgewinnungsrate
-	M-%
Kupfer	98
Gold	95 – 98
Silber	95 – 99
Palladium	90 - 99
Platin	99
Nickel	83
Blei	66
Wismut	65
Zink	65
Zinn	52
Antimon	47
Indium	10 - 50
Ruthenium	90 - 95
Germanium	0
Gallium	0
Beryllium	0
Wolfram	0
Tellur	80 - 90
Thallium	0
Lithium	0
Cobalt	90

Hierbei sind die hohen Rückgewinnungsraten von Kupfer und Edelmetallen zu beachten. Einige Recyclingraten sind jedoch aufgrund der schlechten Datenlage nach Chancerel et al. (2015) mit Vorsicht zu betrachten.

Das Recycling von Aluminium ist nach Martens und Goldmann (2016) grundlegend abhängig vom Zustand. So können nach Martens und Goldmann (2016) unverschmutzte Neuschrotte im Remelter ohne große Verluste eingeschmolzen werden, verschmutzte Schrotte im Refiner unter erheblichen Verlusten in Salzschlacke und Krätze verarbeitet und oxidiertes Aluminium gar nicht recycelt werden. In Österreich fallen nach Meyer et al. (2016) mindestens 112.000 t pro Jahr (2014) an Aluminiumschrotten an. Beispielhaft für die Aluminiumproduktion ist die AMAG Austria Metall AG in Ranshofen zu nennen. Diese setzt 75 bis 80 % sekundäre Rohstoffe als Inputmaterial ein (AMAG Austria Metall AG 2022). Zudem existieren nach Meyer et al. (2016) die Hütte Klein-Reichenbach sowie die Hammerer Aluminium Industries GmbH.

Kunststoffrecycling erfolgt nach Rudolph et al. (2020) werkstofflich oder rohstofflich. Bei ersterem erfolgt nach Rudolph et al. (2020) eine Zerkleinerung und ein anschließendes

Schmelzen mit Primärmaterial. Durch den notwendigen Schmelzvorgang ist dieses Verfahren jedoch auf Thermoplaste begrenzt. Beim rohstofflichen Recycling erfolgt nach Rudolph et al. (2020) eine Spaltung der Polymere in Verbindungen mit niedrigem Molekulargewicht oder in Monomere. Hierfür finden Verfahren wie Hydrolyse, Hydrocracking oder Depolymerisation Anwendung. In Österreich wird nach Neubauer et al. (2020) großteils werkstoffliches Recycling mithilfe eines Extruders betrieben. Im Besonderen sind jedoch die Bestrebungen der OMV zu erwähnen, welche mit dem Projekt ReOil rohstoffliches Recycling in großem Maßstab in Österreich implementieren möchte (OMV o. J.). In Österreich fällt im Jahr nach Neubauer et al. (2020) knapp eine Million Tonnen an Kunststoffabfällen an. Hier ist die thermische Verwertung von Kunststoffen, mit 72 % im Jahr 2018, dominierend.

Des Weiteren existieren in Österreich nach Meyer et al. (2016) Recyclingwerke für Blei (BMG Metall und Recycling GmbH), Vanadium (Treibacher Industrie AG), Nickel (Treibacher Industrie AG), Magnesium (non ferrum GmbH), Wolfram (Wolfram Bergbau und Hütten AG und Plansee-Gruppe) sowie Molybdän (Treibacher Industrie AG und Plansee-Gruppe). Zudem sind in Österreich nach Meyer et al. (2016) auch zahlreiche Gießereien ansässig.

3.2 Einflussfaktoren auf die Recyclingfähigkeit von Elektroaltgeräten

Die Recyclingfähigkeit ist nach Pomberger (2021) in drei Stufen einzuteilen: die theoretische, die technische und die reale Stufe. Zusammengefasst nach Nigl et al. (2021), ist die theoretische Stufe auf die Recyclingfähigkeit der verwendeten Werkstoffe bezogen, die technische bezieht sich auf die Aufschließbarkeit, Sortierbarkeit und Ausschleusbarkeit, die reale berücksichtigt die tatsächlich vorhandenen abfallwirtschaftlichen System.

3.2.1 Theoretische Recyclingfähigkeit

Die theoretische Recyclingfähigkeit beschreibt das Recyclingpotential eines Produktes. So ist diese, nach Pomberger (2021), ausschließlich auf den Werkstoff bezogen, ohne Verschmutzung, reale abfallwirtschaftliche Prozesse simulierende Versuche oder die Region zu betrachten. Das Recyclingpotential ist nach Parajuly und Wenzel (2017), Dender et al. (2019) bzw. Zeng und Li (2016) durch die Zusammensetzung des Produktes bestimmt. Die stofflichen Bestandteile sind nach Dender et al. (2019) schon früh im Produktdesign auszuwählen, wodurch das Design zu Beginn des Produktlebenszykluses bedeutenden Einfluss auf EoL-Prozesse besitzt. An dieser Stelle werden schon 80 % der Umweltauswirkungen bestimmt (Europäische Kommission et al. 2012).

Das Recyclingpotential kann sowohl ökonomisch (u.a. Parajuly und Wenzel 2017) oder massebasiert (u.a. Chancerel und Rotter 2009) bewertet werden. Die wirtschaftliche Bewertung ist nach Parajuly und Wenzel (2017) durch den Wiederverkaufswert (im Fall von Re-Use) oder dem Materialwert der enthaltenen Stoffe berechenbar. Bei massebasierten Berechnungen erfolgt die Betrachtung der Massen der recycelbaren Stoffe. Nach Ardente et al. (2011) ist die Limitierung der Materialanzahl (im Besonderen von Polymeren), die

Vermeidung von nicht recyclingfähigen Stoffen und Stoffgemischen sowie die Kennzeichnung von Produkten oder Komponenten zu empfehlen.

Anstatt der Ermittlung der recycelbaren Stoffe, können auch jene ermittelt werden, die nicht stofflich verwertet werden können. Das gezielte Entfernen von potenziell gefährlichen Stoffen ist nach Salhofer und Tesar (2011) zu beachten, um eine Verteilung in Sekundärmaterialien zu verhindern. Auch rechtliche Vorgaben (siehe Kapitel 3.1.1) sind hierfür relevant. Dies betrifft im Besonderen Stoffe, für die eine Zerstörung oder Ausschleusung aus dem Stoffkreislauf vorgeschrieben ist (z.B.: FCKW, PCB). Nicht in diese Kategorie fallen Störstoffe, welche nach §6 der ABfallBPV aus dem Recyclingprozess auszuschleusen sind, jedoch gesondert stofflich verwertet werden können. Beispielhaft sind hier Gerätebatterien sowie Leiterplatten zu nennen.

Nach Zeng und Li (2016) erfolgt, neben der Berechnung der Recyclingfähigkeit aufgrund von statistischen Entropieüberlegungen, auch die Berechnung der Recyclingschwierigkeit (vgl. 3.3.4). So ist besonders der Unterschied zwischen den in EAG verbauten Stoffverbunden (physikalische oder chemische Verbindungen) und dem Zielmaterial (meistens Reinstoff) zu betrachten. Es ist somit festzustellen, dass der Massenanteil der verbauten Materialien bei physikalischen Mischungen direkt von großer Bedeutung ist, bei chemischen jedoch die (theoretische) Recyclingfähigkeit nicht ausreichend beschreibt. Dabei ist nach Zeng und Li (2016) der Unterschied des Bindungszustands des verarbeiteten und des Zielmaterials ausschlaggebend. Beispielhaft beinhaltet Kupferoxid (CuO) nur 80 % an theoretisch verwertbarem Kupfer. Die mathematische Beschreibung und Modellbildung sind in 3.3.4 ausgeführt.

3.2.2 Technische Recyclingfähigkeit:

Die technische Recyclingfähigkeit befasst sich nach Pomberger (2021) mit der Erkennbarkeit, der Sortierbarkeit, der Ausschleusbarkeit sowie dem Vorhandensein von Recyclingverfahren, wobei dies auf (angewandte Verfahren simulierenden) Versuchen basiert und unabhängig von der Region ist. Wie in Kapitel 1.2 festgelegt, ist das Ziel dieser Arbeit die Ermittlung der Recyclingfähigkeit von EAG in Österreich. Hierfür ist in Kapitel 3.4.3 ein Referenzverfahren definiert, welches die Entsorgung von EAG in Österreich repräsentiert. Auf Basis dessen ist auch die technische Recyclingfähigkeit zu betrachten. Hierfür geht jedoch die regionale Unabhängigkeit verloren.

Die Aufbereitung von EAG zu Sekundärrohstoffen ist in Kapitel 3.1.3 beschrieben und besteht im Allgemeinen aus drei Schritten: der Schadstoffentfrachtung und Demontage, der Zerkleinerung sowie der Sortierung. Die einzelnen Prozessschritte sind von einer Vielzahl von Faktoren beeinflussbar, wobei hier Anlagenparameter, wie z.B. Durchsatz, Drehzahl eines Trommelsiebes, Trennschnitt, etc., von Produktparametern abzugrenzen sind. Im Folgenden wird ausschließlich auf Produktparameter eingegangen, da Anlagenparameter durch das Referenzverfahren miteinbezogen werden.

Im ersten Schritt erfolgt die Entfrachtung von Schad- und Störstoffen durch manuelle Demontage oder automatische Verfahren, z.B. mittels Smasher. Hierbei können auch

Wertstofffraktionen, welche einen gesonderten Verwertungsweg eingehen, abgetrennt werden (vgl. Kapitel 3.1.3). Wie in Kapitel 3.1.1 beschrieben, regelt die AbfallBPV das Mindestmaß an auszuschleusenden Komponenten. Als Messgröße des Umfangs der Demontage dient die Demontagetiefe.

In der Literatur sind zahlreiche Methoden und Modelle zu finden, welche die Demontagefähigkeit von Produkten, besonders von EAG, bestimmen. Diese können nach Vanegas et al. (2018) in zwei Kategorien eingeteilt werden: quantitative Messung von Demontagezeit, Energieverbrauch, etc. und qualitative zum Vergleich von Produktdesigns.

Nach Dender et al. (2019) wird die Zeit, welche für die Demontage wichtiger Komponenten benötigt wird, als essenzieller Faktor betrachtet. Ausschlaggebend für diese ist die Verbindungstechnik. Letztere ist nach Mathieux et al. (2001) nicht nur durch den Typ (geklebt, geschraubt, etc) sondern auch durch ihre Trennbarkeit definiert. Schon der Produktdesigner sollte sich nach Dender et al. (2019) über die Demontage Gedanken machen. Insbesondere ist hierbei die Frage, ob ausschließlich Schadstoffe oder auch Wertstoffe bzw. alle Hauptkomponenten leicht trennbar sind, entscheidend. Ausschlaggebende Faktoren für die Demontagetiefe nach Dender et al. (2019) sind:

- Produktart, -größe und -preis,
- Vorhandensein einer Batterie, einer Ummantelung, in der Verwertung potenziell gefährlicher Stoffe,
- Verbindungsarten von Stoffverbunden,
- benötigte Werkzeuge für Demontage einzelner Fraktionen,
- erforderliche Zusatzqualifikationen für Demontage einzelner Fraktionen,
- Demontagezeit einzelner Fraktionen sowie
- bereitgestellte Informationen für die Demontage.

Dies verdeutlichen auch Ardente et al. (2011), indem die einfache und sichere Zerleg- und Demontierbarkeit als Schlüsselaspekt für die Recyclingfähigkeit definiert wird. Dies beinhaltet die Demontage bis auf Modulebene durch einen nicht gesondert ausgebildeten Techniker mit Standardwerkzeug, die Minimierung aller Schweiß-, Kleb- und sonstiger Verbindungen sowie die einfache und sichere Entfernung von gefährlichen Stoffen.

Ein quantitatives Modell zur Bestimmung der Demontagefähigkeit eines EAGs ist nach Vanegas et al. (2018) eDIM. Es wird festgehalten, dass dieses zur Berechnung der Demontagezeit dient, ohne diese direkt zu messen. So erfolgt die Bewertung ausschließlich anhand von Produktparametern, wodurch die Ergebnisse einfacher zu bestimmen, reproduzierbar und unabhängig von subjektiven Faktoren sind. Die Demontagezeit ist nach Vanegas et al. (2018) durch das Erkennen und Trennen von Komponentenverbindungen, Manipulation, Positionierung sowie Werkzeugwechsel bestimmbar. Andere Zeitanteile (unproduktive Zeiten, Arbeitsplatzreinigung, etc.) sind nicht zu berücksichtigen, da diese unabhängig vom Produkt sind. Für die Bewertung des Systems findet die MOST-Technik (Maynard operation sequence technique) Anwendung. Dadurch ist eine Zeit für vorgegebene Aufgaben bestimmt. Für die abschließende Berechnung sind Informationen zu der Anzahl an verschiedenen Werkzeugen bei aneinander folgenden Schritten, der Identifizierbarkeit von

Verbindungen sowie der Anzahl an Verbindungen erforderlich. Durch Summierung der Zeiteile ist die Gesamtzeit nach dem eDiM-Modell zu erhalten. Abschließend ist zu erwähnen, dass dieses Modell auf die zerstörungsfreie Demontage zum Re-Use beschränkt ist. Durch entsprechende Änderung der Tätigkeiten und der dafür notwendigen Zeiten ist eine Umlegung auf reale Demontageprozesse möglich.

Bei der automatischen Demontage mittels Smashers erfolgt die Trennung nach Höggerl (2015) aufgrund der Fallenergie. Bei grober Vereinfachung dieses Modells ist die Differenz der potenziellen Energie des Produkts beim Fall, die für den Aufschluss zu Verfügung stehende Energie. Hinzu kommt noch der Einfluss (die Fallenergie) anderer Komponenten.

Zu achten ist nach IEC/TR 62635 (Internationale Elektrotechnische Kommission 2012) auch auf Komponenten, welche aufgrund ihrer physikalischen Eigenschaften in üblichen Anlagen nicht verarbeitet werden können (z.B. aufgrund der Größe). Beispielhaft sind hierfür Gussteile, Kühlschrankmotoren und Spezialkunststoffe als häufige Vertreter genannt. Diese sollten dem Anlagenbetreiber zusammen mit Demontageanleitungen aufgezeigt werden. Zudem sind nach IEC/TR 62635 auch Komponenten zu entfernen, die bei weiterer Verarbeitung potenziell gefährlich sind.

Demontierte Komponenten können nach Martens und Goldmann (2016) verkauft und gesondert aufbereitet werden. Dies wird nach Martens und Goldmann (2016) im Falle von Leiterplatten vorangetrieben, da der Wertstoffgehalt in der Feinstkornfraktion sehr hoch ist und dies in hohen Verlusten bei der mechanischen Aufbereitung resultieren würde.

Nachfolgend der Demontage und Schadstoffentfrachtung erfolgt die Zerkleinerung. Im Entsorgungsbereich dient diese nach Schubert (2003) speziell dem Aufschluss heterogener Stoffverbunde für die nachfolgende Trennung sowie der Volumenreduktion. Die Reduktion der Korngröße sowie der Aufschluss sind nach Castro et al. (2005) von großer Bedeutung – nicht nur für die nachgeschaltete Sortierung – sondern auch für das Ausbringen und die Qualität der gesamten stofflichen Verwertung. Häufig angewandte Aggregate sind Hammerbrecher (auch Hammermühlen) und Ein- oder Zweiwellenwalzenbrecher (vgl. Kapitel 3.1.3).

Hammerbrecher und -mühlen zählen nach Schubert (2003) zu den Prallzerkleinerungsmaschinen. Hierbei teilt Schubert (2003) die Zerkleinerungswirkung zweistufig ein: Zuerst erfolgt die Pralleinwirkung zwischen dem Werkzeug (den Hämmern) und der Panzerung, gefolgt durch Zerkleinerung zwischen den Hämmern und dem Rost. Modifizierte Hammerbrecher (und -mühlen) sind nach Schubert (2003) als Shredder bezeichnet und finden im Besonderen in der Abfallwirtschaft Anwendung. Die maximale Korngröße kann nach Löhr et al. (1995) durch Siebroste begrenzt werden, sodass nur kleinere Partikel ausgetragen werden können.

Ein- oder Zweiwellenwalzenbrecher zählen nach Schubert (2003) zu den Schneidemühlen. Diese beanspruchen das Aufgabegut nach Schubert (2003) schneidend, wodurch mittels der Zerkleinerung eine Trennung in zwei Teile anhand einer konkreten Trennfläche erfolgt. Folglich ist die Partikelkorngröße nach oben hin begrenzt und das Korngrößenspektrum im Allgemeinen beschränkt.

In Folge der Zerkleinerung kann ein Aufschlussgrad der Partikel bestimmt werden. Hierzu sind freie bzw. unverwachsene Partikel nach Schubert (2003) als Partikel eines Stoffes bzw. einer Phase zu definieren, wogegen verwachsene Partikel als mehrphasig zu charakterisieren sind. Dieser Zustand ist in der mineralischen Aufbereitung nach Schubert (2003) als Verwachsungszustand bezeichnet, wobei bei Post-Consumer Produkten (wie EAG), bei der die Einteilung konstruktions- und fertigungsabhängig ist, vom Verbindungszustand zu sprechen wäre.

Der Anteil an freien Partikeln an der Gesamtzahl von Partikeln ist nach Löhr et al. (1995) sowie Schubert (2003) als Aufschluss bzw. Aufschlussgrad definiert. Dieser ist nach Schubert (2003) nicht nur von der Dispersität, sondern auch von Phasenanteilen (Materialzusammensetzung), Struktur und Textur des Stoffes sowie von den Phasenverbindungen abhängig.

Wird nun der Materialaufschluss nach Schubert (2003) als Grundvoraussetzung für die nachfolgende Trennung betrachtet, ist der Verbindungszustand aufgrund des Produktdesigns hierfür ausschlaggebend. Nach Castro et al. (2005) ist grundsätzlich zwischen physikalischen (z.B. Kleb-, Schraub- und Nietverbindungen) und chemischen Verbindungen (z.B. Legierungen) zu unterscheiden. Erstere können durch einen Zerkleinerungsprozess aufgetrennt werden, was bei Letzteren im Allgemeinen nicht möglich ist. Castro et al. (2005) urteilen, dass chemische Verbindungen folglich nur bei Verbundstoffen anzuwenden sind, welche als Verbund auch metallurgisch recycelbar sind. Bei Kunststoffen sind diese beim chemischen Recycling trennbar.

Werden physikalische Verbindungen betrachtet, haben nach Castro et al. (2005) sowie van Schaik und Reuter (2009) folgende Faktoren Einfluss auf den Materialaufschluss:

- Anzahl der Verbindungen:
 - Schraub- und Nietverbindungen,
 - Einsatz- und Formverbindungen,
 - Klebverbindungen,
 - Lackierungen und Beschichtungen,
 - Schweißverbindungen sowie
 - Schäumungen.
- Verbindungscharakteristika:
 - Material der Verbindung,
 - Gewicht der Verbindung,
 - Dimensionen der verbundenen Fläche, etc.

Ein optimaler Aufschluss liegt nach Martens und Goldmann (2016) vor, wenn der Bruch an den Verbindungsstellen der Werkstücke erfolgt. Dies ist nach Martens und Goldmann (2016) bei lösbaren Verbindungen (u.a. Schraubverbindungen), nicht jedoch bei nicht-lösbaren (wie Kleb-, Löt-, Niet- und Schweißverbindungen) der Fall. Hier entscheidet die Festigkeit der Verbindung im Vergleich zu der, der verbundenen Elemente.

Die Zerkleinerung ist nach Mathieux et al. (2001) ein Vorbereitungsschritt für die nachfolgende Sortierung. Liegt das Partikelsystem aufgeschlossen vor, kann dieses nach

Schubert (2003) in verschiedene Fraktionen aufgrund ausreichend ausgeprägter Unterschiede von physikalischen Eigenschaften (Trennkriterium) durch Sortierprozesse, getrennt werden. Die Sortierbarkeit ist nach van Schaik und Reuter (2009) direkt abhängig von den physikalischen Eigenschaften der Stoffe und folglich auch maßgeblich von der Produktzusammensetzung abhängig. Ziele sind nach Mathieux et al. (2008) die Erzeugung eines Konzentrats sowie die Ausschleusung potenziell störender Stoffe für die Weiterverarbeitung.

Auch wenn aufbereitungstechnisch nicht akkurat, sind im Folgenden auch Klassierprozesse inkludiert, da diese zu den dem Schredder nachgeschalteten Verfahren zählen. Die Sortierung aufgeschlossener Produkte ist nach Martens und Goldmann (2016) die entscheidende Stufe für das stoffliche Recycling.

Bei der Klassierung ist nach Schubert (2003) zwischen Sieb- und Stromklassierung zu unterscheiden. Die Siebklassierung trennt nach Schubert (2003) anhand einer charakteristischen Länge, indem Partikel, welche größer als diese sind, auf dem Sieb verbleiben, während kleinere durch die semipermeablen Siebböden gelangen. Es finden nach Thomé-Kozmiensky (1992) sowie Martens und Goldmann (2016) Trommelsiebe, Spannwellensiebe, Schwingsiebe, etc. Anwendung. Ziele sind nach Martens und Goldmann (2016) die Entfernung feiner oder grober Störstoffe, die Entwässerung bei vorangeschalteter nasser Aufbereitung sowie die Erzeugung definierter Korngrößenverteilung. Die Stromklassierung unterscheidet nach Schubert (2003) nochmals in die Hydro- und Aeroklassierung. Die Trennung erfolgt nach Martens und Goldmann (2016) aufgrund von unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeiten, welche partikelseitig von der Dichte, der Kornform sowie der Korngröße abhängen. Anwendungsbeispiele sind Zyklone, Schraubenklassierer, etc. Schubert (2003) sieht die Möglichkeit mittels Klassierung auf die Produktzusammensetzung Einfluss zu nehmen, da gewisse Produkte selektiv zerkleinert werden. In Tabelle 10 sind angewandte Sortierverfahren aufgezählt. Zudem sind das Trennkriterien sowie Aggregate, welche dieses Trennprinzip nutzen, angeführt.

Tabelle 10: angewandte Sortierverfahren, Trennkriterien und Aggregate

Sortierverfahren	Trennkriterium	Aggregate
Dichtesortierung	Dichte	Schwimm-Sink-Scheider, Schwertrübescheider und Windsichter
Magnetscheidung	spezifische Suszeptibilität	Trommelscheider und Überbandmagnetscheider
Wirbelstromscheidung	spezifische Leitfähigkeit	Wirbelstromscheider
Elektrosortierung	elektrische Leitfähigkeit und Permittivität	Korona-Walzen-Scheider und Elektrostatik-Scheider
Flotation	Oberflächenbenetzbarkeit	Flotationsanlage
sensorgestützte Sortierung	Wechselwirkungen mit elektromagnetischer Strahlung	Nahinfrarot-Spektrometrie, VIS-Spektrometrie und Röntgentransmission
Handklaubung	Farbe, Form, Glanz, Größe, etc.	Klaubung der Smasherfraktion und Qualitätssicherung

Neben den in Tabelle 10 genannten Faktoren, ist die Korngröße sowie nach Menad et al. (2013) die Kornform für die Sortierbarkeit von großer Bedeutung. Als Ausnahme ist hier nach Schubert (2003) die Flotation zu nennen, welche davon unabhängig ist.

In Folge der Sortierung liegen nun getrennte Fraktionen sowie Restfraktionen vor. Die Zusammensetzung ersterer ist durch Verträge mit Recyclingunternehmen, wie Stahlwerken, Nichteisenmetallhütten, Kunststoffrecyclern, etc. vertraglich geregelt. Hierbei kann auch auf Normen zurückgegriffen werden.

3.2.3 Reale Recyclingfähigkeit

Die reale Recyclingfähigkeit beschreibt nach Pomberger (2020) den Anteil des Produkts welcher wieder in Sekundärmaterialien unter realen Bedingungen recycelt wird. Diese ist auch auf eine Region bezogen, in welcher das EAG entsorgt wird. Hierzu sind, zusätzlich zu den theoretischen und technischen Parametern, auch die Sammlung, die Vermarktung von Sekundärrohstoffen, die rechtlichen Rahmenbedingungen und die Herstellung des Sekundärmaterials durch stoffliches Recycling zu inkludieren. Nach Dender et al. (2019) ist im Speziellen eine Evaluation der Infrastruktur und Rechtsvorschriften sowie des Investmentpotentials (Wirtschafts- bzw. Fortschrittsgrößen) für den Vergleich von Staaten bzw. Regionen von Bedeutung.

Die Sammlung von EAG in Österreich erfolgt hauptsächlich über lokale Sammelstellen. Ein grundlegender Faktor ist die Mindestsammelquote, welche durch die EAG-VO festgelegt ist und in Österreich 2020 mit 62 % unterschritten wurde (vgl. Kapitel 3.1.1). Faktoren, welche die Sammelmenge von Abfällen beeinflussen, wurden u.a. in Dahlén (2008), Faizah (2019) und Marinescu et al. (2016) ermittelt. Der Fokus liegt hier speziell auf sozioökonomischen und demographischen Faktoren sowie Abhängigkeiten des abfallwirtschaftlichen Sammelsystems. Zudem ist nach Worrell und Reuter (2014) der soziale Druck entscheidend. Abele (2005) beschreiben den direkten Zusammenhang zwischen der Sammelmenge und dem Komfort für den Konsumierende. Hier haben das Sammelsystem sowie die Infrastruktur großen Einfluss (Bilitewski und Härdtle 2013). Nach Abele (2005) wird der Entsorgungsweg bevorzugt gewählt, welcher am einfachsten ist. Demzufolge wird geschlossen, dass die Produktgröße einen Einfluss auf die getrennte Sammlung hat. So sind nach Abele (2005) kleine Produkte einfach zu transportieren, passen jedoch in Restmüllsammelbehälter. Sind diese zu groß hierfür, erfolgt vermehrt eine Entsorgung mit der Sperrmüllfraktion oder in getrennte Fraktionen.

Des Weiteren wird nach Martens und Goldmann (2016) der öffentliche Druck als relevanter Faktor für das Recycling genannt. Dieser beeinflusst mehrere Faktoren und ist direkt nicht quantifizierbar. Zum einen entsteht Druck auf Individuen, welche dadurch zu einer höheren Sammelleistung gebracht werden. Es ist jedoch das direkte Umfeld des Abfallerzeugers relevant. Dieses kann wiederum durch sozioökonomische bzw. demographische Faktoren beschrieben werden. Außerdem forciert öffentlicher Druck nachhaltige Produktion und Produkte, Recyclinganteil, etc. Beispielhaft ist hier das Fairphone zu nennen. Es wird der Einsatz von Sekundärmaterialien und die Reparaturfähigkeit vermarktet (Fairphone 2022).

Um die Vermarktung des sekundären Rohstoffs sicherzustellen sind insbesondere ökonomische Faktoren entscheidend. Das ökonomische Potential ist vor allem für die Schließung des Rohstoffkreislaufes verantwortlich. Nelen et al. (2014) sowie Maris und Froelich (2013) definieren den Marktpreis des sekundären Rohstoffs sowie des substituierten Rohstoffs als entscheidend. Der Marktpreis für den Sekundärrohstoff ist nach Nelen et al. (2014) abhängig von der Qualität und der Freiheit von Schad- und Störstoffen. Als ökonomischer Treiber des Recyclings können nach Worrell und Reuter (2014) auch hohe Primärrohstoffpreise sowie die Beseitigungskosten im Falle der Deponierung gesehen werden.

Es existieren mehrere Qualitätsstandards für den Handel mit EAG sowie Fraktionen aus der Sekundärrohstoffaufbereitung. Für EAG sind in erster Linie die Sammelkategorien nach der EAG-Verordnung relevant. Die Organisation europäischer Recyclingbetriebe EuRIC, im Besonderen die European Ferrous Recovery and Recycling Branch (Efr, teil der EuRIC) publiziert die europäische Stahlschrottliste, in welcher Spezifikationen, Qualitätsanforderungen, etc. für diverse Schrottarten definiert sind (EuRIC 2007). Eine vergleichbare Einteilung findet in Deutschland durch die Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen (BDSV) Anwendung (BVSE-Fachverband Schrott, E-Schrott und Kfz-Recycling o. J.). Das Institute of Scrap Recycling Industries (ISRI) legt in den ISRI Specs standardisierte Spezifikationen auch für Nichteisenmetallschrotte, Kunststofffraktionen aus EAG, Altglas, etc. fest (ISRI 2021). Einen Überblick über die Marktpreise sowie die allgemeine Marktlage wird vom europäischen Wirtschaftsdienst EUWID erhoben. Besonders die Vermarktung von Kunststofffraktionen ist nach Martens und Goldmann (2016) von der Qualität und Zusammensetzung abhängig. Hier ist auf den hohen Anteil an thermisch verwerteten Kunststoffen zu verweisen, für welchen vor allem Fraktionen minderer Qualität relevant sind (vgl. Neubauer et al. 2020).

Die finale Stufe zur Herstellung von Sekundärmaterial, welches zu Produkten verarbeitet wird und Neumaterial substituiert, erfolgt durch die stoffliche Verwertung. Dabei treten, je nach Qualität und Zusammensetzung des Schrotts, verschiedene Prozesswege auf. Diese unterscheiden sich auch in der Masseausbeute des Zielmaterials (vgl. Kapitel 3.1.3). Die auftretenden Verluste sind nach Maris und Froelich (2013), ebenso wie jene bei Aufbereitungsprozessen, stoffabhängig und im Allgemeinen nicht vernachlässigbar. Beispielhaft kann für Stahl (im Elektrostahlverfahren) und Kupfer eine (nahezu) vollständige Verwertung angenommen werden (Stahl- und Walzwerk Marienhütte GmbH (2022); Meyer et al. (2016)). Bei Aluminium liegt die Masseausbeute nach Buchner et al. (2014) in Österreich jedoch nur bei 83 %.

Die Trennbarkeit sekundärer Rohstoffe bei der metallurgischen Verwertung zu Reinstoffen (Sekundärmaterial) ist abhängig von der Zusammensetzung und Wechselwirkung der sekundären Rohstoffe sowie Prozessbedingungen (z.B. Temperatur) (van Schaik und Reuter 2009). Hierbei ist nach van Schaik und Reuter (2009) nicht nur die chemische, sondern auch die Phasenzusammensetzung von Relevanz. Zudem ist nach van Schaik und Reuter (2009) die mögliche Verwertung von Begleitelementen von Bedeutung. Beispielhaft kann hier die Verwertung von Edelmetallen und Nickel beim Recycling von Kupfer herangezogen werden.

Ähnliches wie für metallurgische Prozesse gilt auch für die Herstellung von sekundärem Kunststoffmaterial. Hier ist nach Martens und Goldmann (2016) besonders die Sortenreinheit entscheidend.

Nach Worrell und Reuter (2014) sind auch die gesetzlichen Gegebenheiten zu beachten. Hierbei sind die obligatorischen Verwertungsquoten als Steuerungsmaßnahme zu sehen (vgl. Tabelle 1). Außerdem kann es aufgrund gesetzlicher Anforderungen notwendig sein, gesamte Bauteile aus dem Recyclingprozess aufgrund eines beinhalteten Schadstoffs zu entfernen (vgl. Kapitel 3.1.3).

Vorgaben zu verbotenen Stoffen (z.B.: ROHS-RL) oder die nach der EAG-VO zu demontierenden Komponenten sind im Allgemeinen als reale Faktoren, zu betrachten, da diese regional spezifisch gelten. Im Sinne dieser Arbeit, welche sich im Allgemeinen auf Österreich fokussiert, werden die Faktoren jedoch im Zuge von theoretischen oder technischen Faktoren betrachtet. Dies liegt daran, dass verbotene Stoffe direkten Einfluss auf das Wertstoffpotential und somit die theoretische Recyclingfähigkeit besitzen. Nach der EAG-VO zu demontierende Komponenten setzen Mindestanforderungen für die Demontage fest. Folglich ist dies im Zuge der Betrachtung des Aufschlusses und somit der technischen Recyclingfähigkeit zu betrachten.

3.2.4 Zusammenfassung der Faktoren

Die Zieldefinition ist die Determinierung von Faktoren, welche die theoretische, technische und reale Recyclingfähigkeit bestimmt (vgl. Kapitel 1.2). Dies erfolgte in den Abschnitten 3.2.1 bis 3.2.3. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse ist in Abbildung 4 dargestellt. Diese zeigt, dass mehr Faktoren als in der Arbeitshypothese angenommen, Auswirkung auf die Recyclingfähigkeit haben. Hier sind insbesondere die Verbindungscharakteristik, das Masseausbringen der stofflichen Verwertung, sowie nicht technische Faktoren zu nennen.



Abbildung 4: Faktoren der theoretischen, technischen und realen Recyclingfähigkeit

3.3 Methodenvergleich zur Bewertung der Recyclingfähigkeit

In der Literatur sind zahlreiche Methoden zur Bewertung der Recyclingfähigkeit zu finden. Explizit werden Normen (3.3.1), eine Designrichtlinie (3.3.2), multidimensionale Modelle (3.3.3), Berechnungen zur statistischen Entropie (3.3.4), ein Modell zur Bewertung von Verpackungen (3.3.5), LCA-Modelle (3.3.6) und Labels bzw. Indizes (3.3.7) beschrieben.

3.3.1 Normungen: IEC/TR 62635 & EN 45555

Zur Berechnung der Recyclingfähigkeit von EAG wurden in der Literatur zwei relevante Normen gefunden. Die IEC/TR 62635 (*Guidelines for end-of-life information provided by manufacturers and recyclers and for recyclability rate calculation of electrical and electronic equipment*) wurde 2012 von der International Electrotechnical Commission (IEC), mit dem Ziel publiziert, Produktentwicklern, bei ökologisch nachhaltigem Design zu unterstützen sowie Produzenten und Kunden über genau berechnete Recyclingraten zu informieren (Internationale Elektrotechnische Kommission 2012). Die EN 45555 ist eine von Cenlec vorgeschlagene und 2020 publizierte Norm mit dem Titel „Allgemeines Verfahren zur Bewertung der Recyclingfähigkeit und Verwertbarkeit energieverbrauchsrelevanter Produkte“ EN 45555 (2020). Das Ziel ist die Festlegung allgemeiner Grundsätze für die Bewertung der Recyclingfähigkeit und der Verwertbarkeit energieverbrauchsrelevanter Produkte (ErP). Zudem wird auch die Demontagefähigkeit von Bauteilen sowie die Recyclingfähigkeit kritischer Rohstoffe betrachtet.

IEC/TR 62635 definiert vier allgemeine Phasen für die Behandlung von EAG:

1. Demontage von Bauteilen zum Re-Use und zur gesonderten Behandlung sowie Minimierung der Gefahren durch Abtrennung von Schad- und Störstoffen,
2. Materialtrennung: Trennung von Stoffen durch mechanische, chemische oder thermische Verfahren und geeignete Sortierung,
3. Thermische Verwertung: Energiegewinnung aus Sortierrückständen und aussortierten Stoffen sowie
4. Beseitigung: Deponierung der Rückstände.

Im Allgemeinen werden Produkthersteller und Recyclingbetriebe durch den IEC/TR 62635 zur vermehrten Kommunikation angewiesen. So sind von Produktherstellerseite allgemeine Informationen zum Produkt, vom Produkt ausgehende, mögliche Gefahren sowie für die Demontage potenziell geeignete Teile aufzuzeigen. Der Recyclingbetrieb ist hingegen angewiesen, Informationen über allgemeine Informationen zur Anlage angewandte Verfahrensschritte und deren Charakteristika sowie Maßnahmen zur Emissionsreduktion zu übermitteln.

IEC/TR 62635 identifiziert zwei Haupteinflüsse auf die Recycling- und Verwertungsfähigkeit eines EAG: Das Design des Produkts und der Entsorgungsprozess. Die Abfolge für die Berechnung der Recyclingfähigkeit ist wie folgt:

1. Auswahl eines EoL-Szenarios,
2. Detaillierte Beschreibung des Produkts (inkl. Komponenten und Zusammensetzung),
3. Identifizierung, Bestimmung der Massen sowie Recycling- und Verwertungsraten aller zu demontierender Teile für:
 - a. das Re-Use,
 - b. Spezialbehandlungen,
 - c. Einstoff-Produkte und
 - d. schwer verwertbarer Teile.
4. Bestimmung der Masse aller verbleibenden sortierbaren Stoffe,
5. Ermittlung der Recycling- und Verwertungsraten der Stoffe aus Punkt 4 anhand des in Punkt 1 gewählten Verwertungsszenarios,
6. Berechnung der Recyclingfähigkeit des Produkts R durch Gleichung (2), wobei i das i -te von n_{Teile} Bauteilen mit der Masse m_i und der Recyclingrate R_i ist und m_P die Gesamtmasse des Produkts ist.

$$R = \frac{\sum_{i=1}^{n_{\text{Teile}}} m_i * R_i}{m_P} \quad (2)$$

Gleiches gilt für die Berechnung der Verwertungsfähigkeit. $R_{\text{Verwertung}}$ unter Verwendung der Verwertungsrate $R_{\text{Verwertung},i}$ nach Gleichung (3).

$$R_{\text{Verwertung}} = \frac{\sum_{i=1}^{n_{\text{Teile}}} m_i * R_{\text{Verwertung}, i}}{m_P} \quad (3)$$

Demzufolge besitzt die Wahl des Verfahrens großen Einfluss auf die später berechnete Recyclingfähigkeit. Es ist nicht näher ausgeführt, wie die einzelnen Recyclingraten zu ermitteln sind. Lediglich wird in IEC/TR 62635 angeführt, dass repräsentative Daten aus publizierten Quellen oder von Industrievereinigungen verwendet werden können. Des Weiteren werden hierfür im Anhang Durchschnittswerte für Szenarien angegeben.

Zusammenfassend betrachtet bietet die Norm IEC/TR 62635 ein vergleichendes Berechnungsmodell für die Recyclingfähigkeit von EAG. Es ist jedoch zu bezweifeln, dass durch die Verwendung eines beliebigen Szenarios oder von Durchschnittswerten für das gesamte Produkt die produktspezifische Recyclingrate abgebildet werden kann. Somit ist hier nur von einer Berechnung der theoretischen Recyclingfähigkeit auszugehen.

Die Vorgangsweise bei der EN 45555 ist vergleichbar zur IEC/TR 62635. Der erste Schritt beider Verfahren ist die Definition und Beschreibung eines Referenzprozesses sowie die detaillierte Beschreibung des Produkts. In weiterer Folge sind Regeln für den Recyclingfähigkeits- bzw. Verwertungsfaktor anzuwenden. Ist die Datenlage ausreichend, können die Recyclingfähigkeits- und Verwertungsraten mit einer ausführlichen, bei unzureichender Datenlage mit einer vereinfachten, Bewertungsmethode berechnet werden. Im Falle vereinzelt unvollständiger Daten, sind die Methoden auch mischbar.

Der Referenzprozess soll, nach EN 45555, das EoL-Szenario eines ErP als eine repräsentative Abfolge und Kombination von Prozess (-schritten) vom gesammelten Abfallprodukt bis hin zum sekundären Rohstoff beschreiben. Die Sammlung, Logistik (Lagerung und Transport) sowie Reinigung liegen nicht im Betrachtungsraum.

In EN 45555 ist auf Vorschriften, Praktiken und Normen für ein effizientes Recycling, Schutzaspekte (Umwelt, Sicherheit und Gesundheit) sowie Designaspekte (Material und Struktur) im Besonderen verwiesen. Es sind Verfahren zur Schad- und Störstoffentfrachtung, stofflichen Verwertung, energetischen Verwertung und Beseitigung zu betrachten. Aus diesem sind folglich Parameter bzw. Effizienzwerte abzuleiten, welche, gemeinsam mit der Betrachtung der Outputströme, zur Berechnung der Recycling- und Verwertungsfähigkeit heranzuziehen sind.

Bei allen Verfahren ist jedoch auf die Repräsentativität zu achten, um unrealistische Behandlungsszenarien auszuschließen. Hierfür sind nach EN 45555 die produktbezogene (das Behandlungsszenario ist für das Produkt geeignet), die technologische (das Verfahren entspricht der besten verfügbaren Technik), die zeitliche (unabhängig von Schwankungen der Abfallzusammensetzung oder Verwertungsstrategie) sowie geographischen Repräsentativität (Daten sind für Bereich relevant) zu achten.

Designaspekte sind die zweite Einflusskategorie auf die Recycling- und Verwertungsfähigkeit von ErP. Hierbei sind nach EN 45555 die Identifizierbarkeit von Komponenten mit Schad- und Störstoffen, der Zugriff auf Teile für gesonderte Verwertungsverfahren, die Trennbarkeit und Sortierbarkeit, die Nutzbarkeit von nichttrennbaren Mehrstoffgemischen sowie Entfernbarekeit von Bauteilen mit kritischen Rohstoffen zu betrachten. Insbesondere für kritische Rohstoffe sind, aufgrund ihres meist vernachlässigbaren Massenanteils, zusätzliche Überlegungen zu treffen. So sind ein Vorkommen, die Verteilung und Konzentrationen in Komponenten, die Entfernbarekeit dieser sowie Einflussgründe auf das Recycling zu bewerten.

Die Recyclingfähigkeit nach EN 45555 ist, gleich wie in IEC/TR 62635, nach Gleichung (2) und die Verwertungsfähigkeit in Gleichung (3) definiert, wobei diese für Komponenten oder Materialien anzuwenden ist. In folgenden Fällen gilt nach EN 45555 für die betroffenen Stoffe oder Komponenten $R = 0$ oder $R_{\text{Verwertung}} = 0$:

- Für nicht trennbare Verbunde, welche dadurch nicht recycelbar oder verwertbar sind,
- Stoffe bzw. Komponenten, welche das Recycling bzw. die Verwertung verhindern sowie
- Sonstige Materialien, welche keinem Recycling- oder Verwertungsstrom zuordenbar sind.

Liegen ausreichend Daten vor kann eine detaillierte Bewertung angewandt werden. Hier ist für jedes Material bzw. Bauteil die Effizienz X_i jedes Behandlungsschritts i zu bestimmen, um aus dem Produkt die Recycling- bzw. Verwertungsrate für das Material oder Bauteil nach Gleichung (4) (die Berechnung Verwertungsrate erfolgt äquivalent) zu ermitteln.

$$R_i = \prod_{i=1}^{n_i} X_i \quad (4)$$

Bei fehlen Daten einzelner Prozessschritte ist für diese eine vereinfachte Bewertung anzuwenden. Liegen keine Daten vor ist ausschließlich das vereinfachte Verfahren zu verwenden. Hierbei ist für jeden Stoff bzw. jedes Bauteil ein Recyclingfaktor von null oder eins festzulegen.

Die EN 45555 bietet ein quantitatives Modell zur Berechnung der produktgruppenspezifischen Recyclingfähigkeit. Dieser wird nicht nur theoretisch, sondern auch technisch nachgegangen. Reale Einflüsse sind jedoch nur indirekt implementiert. Die absolute, reale Recyclingfähigkeit von Produkten kann nicht berechnet werden, da für jede Produktgruppe eine eigene Norm festgelegt wird und die Berechnung folglich produktgruppenspezifisch erfolgt. Das resultierende Verfahren wird hierdurch undurchsichtig und hoch komplex.

Zahlreichen Publikationen beziehen sich auch auf die ISO 22628, welche eine Berechnungsmethode für die Recyclingfähigkeit und Verwertbarkeit von Straßenfahrzeugen enthält. Überlegungen dieser Norm flossen maßgeblich in die Erstellung der beschriebenen Normen ein, wodurch keine gesonderte Beschreibung erfolgt.

3.3.2 iNEMI Product Recycling & Reuse Metric

Die internationale Non-Profit-Organisation iNemi (International Electronics Manufacturing Initiative) entwickelte nach Dender et al. (2019), in Kooperation mit u. a. IBM, Microsoft und Nokia, eine Methodik, welche den *circular-economic-value* von IT- und Telekommunikationsgeräte auf Basis wirtschaftlicher und technischer Aspekte während der Designphase messbar macht. In einer ersten Projektphase wurden nach Schaffer et al. (2015) vorhandene Modelle (u. a. IEC/TR 62635, ISO 22628 und REAPRo) analysiert. Festzuhalten nach Dender et al. (2015) ist, dass die untersuchten Modelle inadäquat sind, um die reale Recyclingfähigkeit und die ökologischen Auswirkungen von Produkten zu bewerten. Hierbei wird besonders, wie auch Pomberger (2020) feststellt, kritisiert, dass bisher nur die theoretische Recyclingfähigkeit berücksichtigt wurde, nicht jedoch die technischen und wirtschaftlichen Gegebenheiten von EoL-Prozessen.

Im zweiten Prozessschritt wurde ein *Product Recycling & Reuse Metric-tool* entwickelt. Als Schlüsselfaktoren konnten nach Dender et al. (2018) die Materialauswahl (bzw. -zusammensetzung), die Trennbarkeit (sowohl durch Demontage von Komponenten als auch die Materialtrennbarkeit) sowie die in der Region vorhandenen Recyclingmöglichkeiten definiert werden.

Die Ermittlung der Werte der Schlüsselfaktoren erfolgt nach Dender et al. (2019) mithilfe detaillierter Fragen in einem Excel-Worksheet. Die Antworten sind einzutragen und in Zahlenwerte zu überführen. Diese werden gewichtet und für jeden Schlüsselfaktor wird ein Ergebnis ermittelt, welches – erneut gewichtet – zu einem Gesamtwert summiert wird. Der resultierende Wert ist relativ und dient zum Vergleich verschiedener Versionen des gleichen Produkts. Vergleichende Schlüsse auf Produkte verschiedener Hersteller sind somit nicht möglich. Der Fokus soll nach Rifer (2018) darauf liegen dem Produktdesigner ein Tool zu geben, um den Einfluss von Entscheidungen auf die Nachhaltigkeit möglichst transparent zu gestalten. Jedoch beruht die Bewertung auf subjektiven Einschätzungen des Designers.

Zusammenfassend bietet diese Methode eine quantitative, nicht vergleichbare Methode für die Bewertung der Recyclingfähigkeit. Mit Ausnahme der Sammlung wurden alle Entsorgungs- und Recyclingprozesse berücksichtigt. Die Vergleichbarkeit ist durch den starken subjektiven Einfluss der Bewertung nicht gegeben. Das Ziel ist jedoch Produktdesignern ein Instrument zur Verbesserung der Recyclingfähigkeit des Designs zu bieten, weshalb eine Vergleichbarkeit mit anderen Produkten nicht relevant ist.

3.3.3 Multidimensionale Indikatoren

Die REAPro-Methode (Resource Efficiency Assessment of Products) misst die Ressourceneffizienz von Produkten anhand der Recyclingfähigkeit, der Re-Usefähigkeit, der Verwertbarkeit, des Anteils an recyceltem Material sowie dem Vorhandensein von Schadstoffen (Ardente et al. 2013; Ardente und Mathieux 2014). Mithilfe von fünf Schritten sind Hot-Spots, in Bezug auf die Nachhaltigkeit, zu identifizieren und Maßnahmen zu evaluieren.

1. Auswahl und Charakterisierung des Produkts (inkl. Datensammlung),
2. Definition des EoL-Szenarios sowie Berechnung und Bewertung relevanter Kenngrößen,
3. Identifikation von Schlüsselkomponenten bei der Entsorgung (z.B. Gefahrstoffe oder Verursachern von Verwertungsverlusten),
4. Analyse möglicher Maßnahmen, um die EoL-Fähigkeit zu verbessern sowie
5. Bewertung ausgewählter produktgruppenbezogener Maßnahmen.

Die massen- und umweltbezogene Re-Use-, Recycling- und Verwertungsfähigkeit, der Anteil an recycelten Stoffen sowie die Verwendung von Schadstoffen dienen als Kenngrößen für den zweiten Schritt. Die massenbezogene Re-Use-, Recycling-, Verwertungsfähigkeit ist, wie in Gleichung (2), analog zu IEC/TR 62635 definiert, mit der Erweiterung, dass der Faktor R_i aus Gleichung (2) auch für die Re-Use-Fähigkeit $R_{\text{Re-Use}}$ definiert ist. Dadurch ist nach Ardente und Mathieux (2014) die Kohärenz zur Abfallhierarchie gegeben.

Um die umweltbezogenen Einflüsse von Re-Use, Recycling und Verwertung zu bewerten, sind die ökologischen Einflüsse, bezogen auf die Öko-Kategorie V des ökologischen Einflusses c , der Produktion der Primärmaterialien $V_{\text{PRs},c}$, der Verarbeitung $V_{\text{Vb},c}$, der Nutzung $V_{\text{Nutz},c}$, der des Recyclings und der Produktion von sekundären Rohstoffen $V_{\text{Recycl},c}$, des Transports $V_{\text{Transt},c}$ sowie der Beseitigung $V_{\text{Bes},c}$, einfließen zu lassen (ökologische Einflüsse

welche mit dem Index i versehen sind, sind auf die Masse bezogen). Zudem muss ein Downcyclingfaktor f_{down} beachtet werden. Die umweltbezogene Re-Usefähigkeit $R_{U,Re-Use,c}$ der Kategorie c ist nach Ardente und Mathieux (2014) in Gleichung (5) definiert.

$$R_{U,Re-Use,c} = \frac{\sum_{i=1}^{n_{\text{Teile}}} m_{Re-Use,i} * R_{Re-Use,i} * (V_{PRs} + V_{Vb} + V_{Bes} - V_{Re-Use})_{Re-Use,c,i}}{(V_{PRs} + V_{Vb} + V_{Nutz} + V_{Bes})_c} * 100 \% \quad (5)$$

Ebenso ist nach Ardente und Mathieux (2014) die Recyclingfähigkeit $R_{U,Recy,c}$ der Kategorie c durch Gleichung (6) bestimmt.

$$R_{U,Recy,c} = \frac{\sum_{i=1}^{n_{\text{Teile}}} m_{Recycl,i} * R_{Recycl,i} * (V_{Bes} + f_{\text{down}} * V_{PRs} - V_{Recycl})_{Recycl,c,i}}{(V_{PRs} + V_{Vb} + V_{Nutz} + V_{Bes})_c} * 100 \% \quad (6)$$

Die Berechnung der (energetischen) Verwertung erfolgt nach demselben Prinzip wie Gleichung (5) und (6), erfordert jedoch einige thermische und elektrische Effizienzfaktoren. Hierfür wird auf Ardente und Mathieux (2014) verwiesen.

REAPRO ist, gleich wie die IEC/TR 62635, als quantitative, vergleichbare Berechnungsmethode für die Berechnung der theoretischen Recyclingfähigkeit zu bewerten. Darüber hinaus ist der Ansatz zur Bewertung der umweltbezogenen Recyclingfähigkeit als quantitativ und (unter Anwendung der gleichen Definitionen der umweltbezogenen Einflüsse) vergleichbar einzustufen. Welche Stufe des Recyclingkonzepts hierbei betrachtet wird ist fraglich, zumal dies nicht genauer definiert ist. Wenn jedoch davon ausgegangen wird, dass dieselbe Methodik wie bei Berechnung der massebasierten Recyclingfähigkeit verwendet wird, dann liegt auch hier nur eine theoretische vor. Bei geeigneter Datenerhebung wäre jedoch auch die Ermittlung der realen Recyclingfähigkeit möglich. Dieses Modell wäre dann jedoch äußerst komplex und bekäme durch die schwierige Abgrenzung eine stark subjektive Note, worunter die Vergleichbarkeit leiden würde.

ReSICLED (Recovery Systems modelling & Indicators Calculation Leading to End-of-Life-conscious Design) ist nach Mathieux et al. (2008) ein Modell zur Berechnung der Verwertbarkeit eines Produkts. Dieses dient der Unterstützung des Produktdesigners bei einer nachhaltigen Konstruktion. Ein Gewichts-, ein Wirtschafts- und ein Umweltindikator finden Anwendung, mit den Zielen das zu deponierende Volumen zu reduzieren, wirtschaftliche Recyclingsysteme zu schaffen sowie Ressourcen zu schonen und Umweltschäden zu minimieren.

Hierfür wurde nach Mathieux et al. (2008) der Entsorgungsprozess von EAG modelliert und die In- bzw. Outputströme, die Kosten sowie die Umweltauswirkungen der einzelnen Prozessstufen (manuelle Zerlegung, Zerkleinerung, Sortierung, Verkauf von Sekundärrohstoffen und -brennstoffen, Recycling, thermische Verwertung, Deponierung sowie Logistik) erhoben. Hier ist anzumerken, dass die Sammlung und deren Einflussgrößen nicht berücksichtigt wurden. Der Gewichtsindikator für die Verwertung eines Produkts nach Mathieux et al. (2008) R_{Recovery} ist somit nach Gleichung (7) zu berechnen, wobei m_P die Produktmasse, und $m_{i,\text{waste}}$ die kumulierte Masse an Abfällen des i-ten Prozesses ist.

$$R_{\text{Recovery}} = \frac{m_P - \sum m_{i,\text{waste}}}{m_P} \quad (7)$$

Wird nun noch die Masse an nicht stofflich verwerteten Stoffen $m_{i,\text{Recovery}}$ abgezogen ergibt dies einen Gewichtsindikator für das Recycling eines Produkts R_{Recy} , wie in Gleichung (8) dargestellt ist.

$$R_{\text{Recy}} = \frac{m_P - \sum m_{i,\text{waste}} + m_{i,\text{Recovery}}}{m_P} \quad (8)$$

Der Wirtschafts- sowie Umweltindikator kann auf ähnliche Weise wie in Gleichung (7) und (8) durch Bilanzieren der Kosten und Erlöse bzw. der ökologischen Vorteile und Emissionen erstellt werden. Um Unsicherheiten bezüglich geographischer und technologischer Limits (welches Entsorgungsszenario wird am Ort und Zeitpunkt der Entsorgung verfügbar sein) auch zu betrachten, erfolgte die Analyse mehrerer möglicher Szenarien. Die Bewertung der technischen Recyclingfähigkeit und realen Recyclingfähigkeit erfolgt ausschließlich anhand der Materialzusammensetzung. Mögliche Verluste sind in der Folge durch Durchschnittswerte zu berechnen.

ReSICLED ist ein quantitatives Modell, welches schwer einzuordnen ist. Dies liegt an unpräzisen Vorgaben. So können für $\sum m_{i,\text{waste}}$ sowohl nur Schadstoffe betrachtet werden als auch alle nicht real verwertbaren Stoffe. Im ersten Fall wäre nur die theoretische Recyclingfähigkeit bewertet. Jedoch ist es auch möglich die technische und reale zu betrachten. Aus diesen variierenden Berechnungen ist eine Vergleichbarkeit nicht automatisch gegeben.

In Nelen et al. (2014) werden vier verschiedene Indikatoren zur Berechnung eines Recyclingindex I_n verwendet, mit dem Ziel die Vorteile des Recyclingprozesses quantitativ messbar zu machen. Die Basis bildet ein massebezogener Ansatz nach Gleichung (9), mit der Anzahl an Outputströmen zur stofflichen Verwertung n_{Output} , der darin enthaltenen Masse an Zielstoffen m_i , der Materialanzahl im Input n_{Stoffe} sowie der Masse der Stoffe im Input m_j . Die Faktoren f_i und f_j differenzieren die vier Recyclingindizes.

$$I_n = \frac{\sum_{i=1}^{n_{\text{Output}}} m_i * f_i}{\sum_{j=1}^{n_{\text{Stoffe}}} m_j * f_j} \quad (9)$$

Wenn f_i und f_j gleich eins sind (und damit verschwinden), ergibt dies einen „klassischen“ massebasierten Ansatz der Recyclingrate. Dieser gibt das Verhältnis an Zielstoffen, welche

sich in Outputströmen für das Recycling befinden, im Verhältnis zur Produktmasse wieder. Der Ansatz ist mit der IEC/TR 62635 oder ReCISLED zu vergleichen.

Werden für f_i und f_j Indikatoren zur Bewertung der Rohstoffkritikalität eingesetzt ergibt dies nach Nelen et al. (2014) eine Bewertungsgröße der Recyclingrate für kritische Rohstoffe. Die Hauptgrößen für die Bewertung der Kritikalität sind nach Nelen et al. (2014) die ökonomische Bedeutung des Rohstoffs, das Versorgungsrisiko sowie umweltbezogene Risiken in Abbaugebieten.

Sind f_i und f_j mit den aktuellen Marktpreisen der Stoffe substituiert, ergibt dies nach Nelen et al. (2014) einen Indikator zur Bemessung des Materialkreislaufschlusses. Zu beachten ist, dass hier nur die Marktpreise und nicht die Kosten des Entsorgungszyklus berücksichtigt werden. Außerdem sind Marktpreise schwer prognostizierbar und unterliegen starken Schwankungen.

In Anlehnung an die QWERTY-Methode (vgl. Abschnitt 3.3.6) werden die Faktoren f_i und f_j mit Umweltkosten der Primärrohstoffe (f_j) und der eingesparten Umweltkosten durch das Recycling (f_i) substituiert, um einen ökologischen Indikator zu erhalten. Dieser Indikator ist mit der REAPRo-Methode (siehe oben) zu vergleichen. Die resultierenden Indikatoren sind gewichtet zu einem einzelnen Index aufzusummieren. Die jeweilige Gewichtung hängt von der Nutzung des Modells ab.

Ähnlich zu Nelen et al. (2014) definieren Maris und Froelich (2013) drei Indikatoren auf Basis von Gleichung (10). Diese leiten sich aus drei Hauptverlusten im Recycling ab: Den Masseverlusten, den Qualitätsverlusten sowie den ökonomischen Verlusten. Jeder Verlustquelle ist ein Indikator R_j mit zugehörigem Effizienzfaktor $f_{j,i}$ des Stoffs i zugeordnet.

$$R_j = \frac{\sum_{i=1}^{n_{\text{Stoffe}}} m_i * f_{j,i}}{\sum_{i=1}^{n_{\text{Stoffe}}} m_i} \quad (10)$$

Für Berechnungen des Masseverlust wird $f_{j,i}$ nach Maris und Froelich (2013) mit einem Masseerhaltungsfaktor, welcher sich aus dem Produkt aus Masseausbeute des Zerkleinerungs-, Sortier- und Refiningprozess zusammensetzt, substituiert. Dies lässt in den Grundzügen deutliche Ähnlichkeiten zur EN 45555 erkennen. Jedoch wird nicht auf den zugrundeliegenden Referenzprozess eingegangen. Ähnlich wird auch bei der Definition eines Energieerhaltungsindex vorgegangen, indem ein Energieerhaltungsfaktor für $f_{j,i}$ implementiert wird. Dieser ist abhängig von Energieverlusten aufgrund des Masseverlusts, von Verunreinigungen und der Zugabe von Primärmaterial. Diese Vorgangsweise wiederholt sich für den ökonomischen Erhaltungsindex. Hier ist anstatt von $f_{x,i}$ die wirtschaftliche Effizienz implementiert, welche abhängig vom Preis des Primär- und Sekundärrohstoffs, sowie der EAG-Fraktion ist.

Letztere beide Modelle nach Nelen et al. (2014) sowie Maris und Froelich (2013) sind aufgrund ihrer Ähnlichkeit gleich zusammenzufassen. Beide Modelle bieten Berechnungsmethoden zur theoretischen Recyclingfähigkeit und inkludieren auch Faktoren für die ökonomische und ökologische Betrachtung. Dadurch kann zum Teil auch auf eine reale Betrachtung der Recyclingfähigkeit eingegangen werden. Die technische

Recyclingfähigkeit wird hingegen nur von Maris und Froelich (2013) betrachtet, wobei auch hier nicht der gesamte Verwertungszyklus inkludiert ist. In Nelen et al. (2014) werden die zu betrachtenden EoL-Szenarien nicht definiert.

3.3.4 Berechnung der Recyclingfähigkeit mithilfe von statistischer Entropie

Die statistische Entropie ist in der Physik ein Maß für Unordnung. Basierend auf einer Weiterentwicklung von Claude Shannon im Bereich der Informationstheorie, sind durch Roithner et al. (2021) sowie Zeng und Li (2016) Methoden zur Berechnung der Recyclingfähigkeit entstanden. Es erfolgt die Definition der produktspezifischen Entropie H_J eines Teils J nach Gleichung (11), mit der Anzahl n_{Material} der Stoffe i und dem Masseanteil des i -ten Stoffes w_i .

$$H_J = - \sum_{i=1}^{n_{\text{Material}}} w_i * \log_2 w_i \quad (11)$$

Anders als in der klassischen Physik ist die Entropie in diesem Fall dimensionslos. Obwohl die Grundannahmen nahezu ident sind, unterscheiden sich weitere Betrachtungen, da sich Roithner et al. (2022) auf die Zerlegung und Zeng und Li (2016) auf chemische und physikalische Mischungen fokussiert.

Nach Roithner et al. (2022) kann Gleichung (11) auf die Gesamtentropie eines Produkts P mit n_{Bauteile} Bauteilen, nach Masseanteil des Bauteils m_j an der Produktmasse gewichtet, mittels Gleichung (12) aufsummiert werden.

$$H_P = \frac{1}{m_P} \sum_{j=1}^{n_{\text{Bauteil}}} m_j * H_j \quad (12)$$

Ein hohes Maß an Entropie lässt im Allgemeinen auf ungeordnete Zustände schließen. Gleichmaßen ist auch hier die Aussage nach Roithner et al. (2021) zulässig, dass eine hohe Entropie, eine möglichst gleichmäßige Verteilung zahlreicher Stoffe im Produkt bedeutet. Gegenteilig bedeutet eine niedrige Entropie eine geringe Anzahl von Stoffen. Im Extremfall besteht ein Produkt nur aus einem einzelnen Stoff, was eine Entropie von Null bedeuten würde. Dies wäre, auch aus aufbereitungstechnischer Sicht, der Idealfall.

Kann ein Produkt zerlegt werden, wie bei der Demontage, hat dies nach Roithner et al. (2021) direkten Einfluss auf die Entropie. Es genügt nicht die durchschnittliche Produktzusammensetzung zu betrachten, sondern die der zerlegten (Bau-) Teile. Eine hohe Entropie bedeutet nun, dass jedes Bauteil die gleichen Masseanteile jedes Stoffes der enthaltenen n_S Stoffe besitzt. Können durch das Zerlegen in Teile Stoffe aufkonzentriert, oder im Idealfall sogar Reinstoffe gewonnen werden, so verringert sich die Entropie (im Idealfall zu null). Dies hat nach Roithner et al. (2022) direkten Einfluss auf die produktinhärente Recyclingfähigkeit R_P nach Gleichung (13).

$$R_P = 1 - \frac{H_P}{H_{\text{max}}} = 1 - \frac{H_P}{\log_2 n_S} \quad (13)$$

Es erfolgt eine Normalisierung der Entropie des zerlegten Produkts durch die maximal mögliche Entropie des nicht zerlegten Produkts H_{\max} , um eine Vergleichbarkeit zu erzielen. Dies ist nach Roithner et al. (2021) besonders für Produkte oder Bauteile relevant, welche eine Vielzahl von Stoffen in geringen Konzentrationen besitzen.

Bei maximaler Produktentropie (alle Stoffe liegen im gesamten Produkt zu gleichen Masseanteilen vor) ergibt R_P einen Wert von null. Somit ist R_P nach Roithner et al. (2022) nicht als absolute Größe zu betrachten, denn auch im beschriebenen Fall kann das Produkt recycelt werden. Auch im gegenteiligen Fall, wenn $R_P = 1$ gilt, bedeutet dies nicht, dass das Produkt zu 100 % in Sekundärrohstoffe umgewandelt werden kann, sondern, dass durch die Zerlegung Reinstoffe erreichbar sind. Somit lässt sich schließen, dass R_P eine Maßzahl für die Demontagefähigkeit ist, welche durch das Produktdesign vorgegeben ist.

Wie schon eingangs beschrieben, stellen auch Zeng und Li (2016) einen mathematischen Zusammenhang zwischen der Entropie H , der Anzahl an Materialien n_{Material} und der Recyclingfähigkeit R in Gleichung (14) dar. Hierfür wird auch ein Gütefaktor D definiert, welcher abhängig von der Art der Stoffgemische in EAG ist. Bei physikalischen Mischungen ist dieser abhängig vom Masseanteil der Stoffe, in chemischen (z.B. Legierungen) ist eine Abhängigkeit von der Bindung gegeben.

$$R = 100 * \frac{H}{n_{\text{Material}} * D} \quad (14)$$

Produkte aus der Kategorie kleine IT & Telekommunikationsgeräte wurden durch Zeng und Li (2016) analysiert. Es erfolgte eine Einteilung nach der Recyclingfähigkeit in drei Kategorien. Leicht recycelbare Produkte ($50 < R$), wie Desktop PCs, Waschmaschinen, etc. sind vorwiegend durch Demontage zu verwerten. Bei mittel recycelbaren Geräten ($30 < R < 50$), wie Klimageräten, LCD-Monitoren, Druckern, etc. ist ein gemischter Ansatz zwischen Demontage und mechanischer Aufbereitung durchzuführen. Schwer recycelbare Produkte ($R < 30$), wie Mobiltelefone bzw. Smartphones, etc., erfordern mechanische und chemische Verfahren.

Zudem definieren Zeng und Li (2016) den Parameter η für die Recyclingschwierigkeit des Produkts als Summe der Recyclingschwierigkeiten aller n_{Stoffe} der Stoffe i η_i nach Gleichung (15).

$$\eta = \sum_{i=1}^{n_{\text{Stoff}}} \eta_i = \sum_{i=1}^{n_{\text{Stoff}}} \frac{w_i}{D_i} \quad (15)$$

Werden nur $n_{\text{Stoffe-rec}}$ der n_{Stoffe} Stoffe aus einem EAG stofflich recycelt, ändert dies die Recyclingschwierigkeit zu η' . Die Recyclingschwierigkeit aller Stoffe η und einer Auswahl η' lassen sich auch in ein Verhältnis setzen, wodurch das erzielte Recyclingschwierigkeitsverhältnis ψ in Gleichung (16) entsteht.

$$\psi = \frac{\eta'}{\eta} * 100 \% = \frac{\sum_{i=1}^{n_{\text{Stoff-rec}}} \eta_i}{\sum_{i=1}^{n_{\text{Stoff}}} \eta_i} * 100 \% = \frac{\sum_{i=1}^{n_{\text{Stoff-rec}}} \frac{w_i}{D_i}}{\sum_{i=1}^{n_{\text{Stoff}}} \frac{w_i}{D_i}} * 100 \% \quad (16)$$

Das erzielbare Recyclingschwierigkeitsverhältnis soll nach Zeng und Li (2016) v.a. Designer bei der nachhaltigen Produktgestaltung unterstützen. Außerdem kann es als Eco-Indikator zur Bewertung der Nachhaltigkeit der EoL-Phase dienen.

Roithner et al. (2021) bietet eine Methode zur Berechnung der technischen Recyclingfähigkeit, welche quantitativ und vergleichbar ist. Theoretische Faktoren und somit die Fragestellung, inwiefern die enthaltenen Stoffe recycelbar sind, werden nicht beantwortet. Auch die realen Entsorgungswege liegen nicht im Betrachtungsraum. Von den EoL-Verfahren erfolgt ausschließlich die Betrachtung der Demontage.

Im Gegensatz zu Roithner et al. (2021) fokussieren sich Zeng und Li (2016) auf die theoretische Recyclingfähigkeit unter Anwendung eines quantitativen, vergleichbaren Berechnungsmodells auf Basis der Betrachtung von Stoffgemischen. Hierbei werden alle EoL-Verfahren, exklusive der Sammlung, abgedeckt. Diese ist jedoch für die Berechnung der theoretischen Recyclingfähigkeit nicht von Relevanz.

3.3.5 Cyclos-HTP

Das deutsche Institut cyclos-HTP hat ein Prüfschema zur quantitativen Bemessung der Recyclingfähigkeit von Verpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen entwickelt (Institut cyclos-HTP GmbH 2021). Es wurden neun Bewertungskriterien, welche sowohl binär als auch quantitativ sind definiert. Binären Kriterien können Ausschlussgründe für das Recycling (z.B.: keine vorhandene Verwertungsstruktur) sein. Das Ablaufschema der Bewertung ist in Abbildung 5 dargestellt.

Hervorzuheben ist nach Pomberger (2020), dass alle drei Stufen der Recyclingfähigkeit betrachtet werden. So ist das erste Kriterium (der Anteil recycelbarer Stoffe) der theoretischen, die Kriterien zwei bis acht der technischen und das nullte Kriterium (vgl. Abbildung 5) der realen Recyclingfähigkeit zuzuordnen. Zudem sind auch alle fundamentalen Stufen des Recyclings, von der Sammlung bis zum Recycling, abgedeckt. Hinzuzufügen ist, dass ausschließlich das Vorhandensein einer Sammelstruktur bewertet wird, ohne jedoch die Sammelrate zu berücksichtigen.

Die Recyclingfähigkeit resultiert aus dem Produkt der Bewertungskriterien, wobei binäre Kriterien als Ausschlussgrund vorliegen. Anzumerken ist, dass keine Zerkleinerungsparameter bezüglich des Aufschlusses von Stoffverbunden implementiert wurden. Dies könnte an der, im Vergleich zu EAG geringeren, Produktkomplexität liegen.

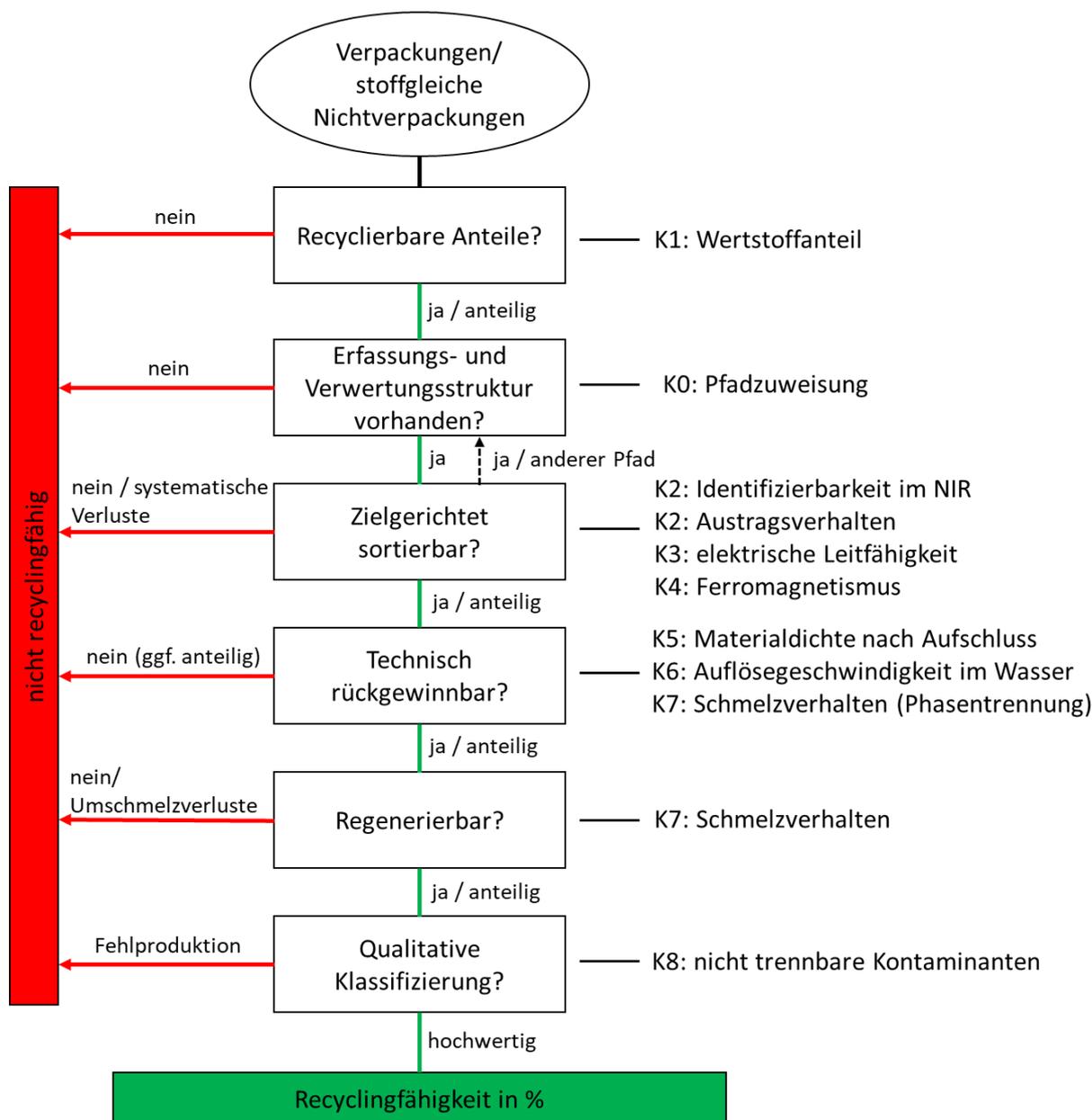


Abbildung 5: Prüfschema zur quantitativen Bemessung der Recyclingfähigkeit von Verpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen (Institut cyclos-HTP GmbH 2021)

Das Modell von cyclos-HTP dient der quantitativen und vergleichbaren Berechnung der realen Recyclingfähigkeit von Verpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen. Außerdem erfolgt der Bezug auf alle Stufen der Entsorgung und Verwertung, wobei die Sammlung rein qualitativ (als binärer Bewertungskriterium) und nicht quantitativ berücksichtigt ist.

3.3.6 LCA Modelle

Die Lebenszyklusanalyse (engl. Lifecycle Analysis; kurz LCA) ist nach Chagnes (2016) ein Managementinstrument um die Umweltaspekte und potentielle Auswirkungen des gesamten Lebenszyklus (cradle to crave) eines Produkts zu bewerten. Diesen Ansatz, oder Teilaspekte

hiervon, wählen u.a. Chagnes (2016), Huisman (2003), Ikhlayel (2017) und McDougall et al. (2001).

Chagnes (2016) analysiert 47 Studien zum Thema LCA von Elektrogeräten und kommt zu dem Schluss, dass die EoL-Phase im Allgemeinen weniger zum ökologischen Fußabdruck beiträgt als die Nutzungsphase. Zudem sind Re-Use und Reparatur besser als Behandlungsverfahren einzustufen, unter welchen das Recycling Vorteile zeigt. Auch die positiven Einflüsse eines nachhaltigen Designs sind zu erkennen. Jedoch wird darauf hingewiesen, dass beschriebene Trends sehr allgemein sind und daher jedes Produkt einzeln zu bewerten ist.

Das Qwertzy-Modell (Quotes for environmentally WEighted RecyclabiliTY concept) nach Huisman (2003) wird der Fragestellung nachgegangen, inwiefern sich das Recycling von EAG, von einem ökologischen Standpunkt aus betrachtet, rentiert. Hierfür werden, anstatt des häufig verwendeten massebasierten, umweltbasierte Recyclingraten verwendet. Es erfolgt ein Vergleich des ökologischen Nutzens und des ökologischen „Rucksacks“ des Recyclings. Die gewonnen Erkenntnisse setzen sich zum Ziel Entsorgungsverfahren zu optimieren, richten sich jedoch auch an Produktdesigner, um die Nachhaltigkeit ihrer Produkte zu verbessern.

Ein Vergleich verschiedener EoL-Szenarien erfolgt in Ikhlayel (2017). Am Fallbeispiel Jordanien werden die Vorteile der verschiedenen Behandlungsverfahren der mengenmäßig wichtigsten EAG ermittelt. Die Berechnung erfolgt anhand ausgewählter Umweltauswirkungen und vergleicht den relativen Vorteil der minimalen, im Vergleich zu maximalen Auswirkungen.

Huysman et al. (2015) zeigen ein Modell, welches bei der Implementierung und Entwicklung von Indikatoren zur Bestimmung der Ressourcen- und Ökoeffizienz unterstützen soll. Dazu sind verschiedene ökologische und ökonomische Indikatoren systematisiert und in Mikro- bzw. Makroebene kontextualisiert worden. Hierdurch soll die Auswahl von Ökoindikatoren in zukünftigen Betrachtungen vereinfacht werden indem die Aussagekraft dieser sichtbar ist.

3.3.7 Labels bzw. Indizes

Cradle to Cradle ist ein Label, welches Produkte nach ökologischen, toxikologischen, sozialen und kreislaufwirtschaftlichen Kriterien in vier Stufen klassifiziert (Cradle to Cradle Products Innovation Institute 2021). Während frühere Versionen sich auf Solarpaneele fokussierten, ist es aktuell in zahlreichen Produktkategorien (u. a. Elektro- und Elektronikgeräte) anwendbar. Der kreislaufwirtschaftliche Fokus liegt auf dem Erkennen und Erstellen von EoL-Konzepten, der Verwendung von sekundären oder recycelbaren Rohstoffen sowie der aktiven Planung und Veröffentlichung von Informationen zur Zerlegung.

iFixit ist eine Website welche Reparaturanleitungen anbietet, einen Reparaturindex für Smartphones, Laptops und Tablets erstellt sowie sich für die Reparierbarkeit dieser Produkte einsetzt (Fleischhauer 2022). Der Reparaturindex basiert auf ähnlichen Kriterien wie die Demontagetiefe, wobei hier zerstörungsfrei gehandelt werden muss. Besonders Augenmerk

wird auf das Öffnen und die Verbindungstechnik gelegt. Auch der Bedarf an Spezialwerkzeug, die Austausch- bzw. Nachrüstbarkeit von Komponenten sowie die Verfügbarkeit von offiziellen Reparaturhandbüchern fließt in die Bewertung ein.

3.3.8 Kategorisierung und Zusammenfassung der Modelle

Leal et al. (2018) kategorisieren Bewertungsmethoden nach der Anzahl (ein- oder multidimensionale) und Art der betrachteten Bewertungskategorien. Folgende Indikatorarten lassen sich unterscheiden:

- technische,
- ökologische sowie
- ökonomische.

Nicht zu verwechseln sind technische Indikatoren mit der technischen Recyclingfähigkeit. Erstere bestehen aus Größen, wie Masse, Zusammensetzung, Abmessungen, etc. Die technische Recyclingfähigkeit beschreibt hingegen eine Stufe der Recyclingfähigkeit.

Außerdem lassen sich Methodiken nach Leal et al. (2018) weiters differenzieren:

- Typ: qualitativ oder quantitativ;
- Definition des EoL-Szenarios: vorhandene Technologien, definiert vom Anwender, definiert vom Instrument oder nicht berücksichtigt;
- Berücksichtigung der Nutzungsphase: Design, Verwendung oder nicht berücksichtigt sowie
- vorgesehener Anwender: Designer, Ecodesign- bzw. EoL-Experte, Produzent, Stakeholder der Entsorgung oder andere/nicht spezifiziert.

Im Sinne dieser Arbeit ist auch eine Einteilung nach dem vorgestellten Stufenkonzept der Recyclingfähigkeit sinnvoll. Unterschiedliche Modelle betrachten hier andere Stufen. Während sich einige nur mit der theoretischen Recyclingfähigkeit auseinandersetzen (z.B.: IEC/TR 62635), berücksichtigen andere auch weitere Stufen, wie die technische (z.B. EN 45555) oder der realen Recyclingfähigkeit (z.B. cyclos-HTP). Manche Modelle betrachten auch nur Teilaspekte, wie z.B. Roithner et al. (2021) ausschließlich die technische Recyclingfähigkeit betrachtet.

Eine weitere Einteilungsmöglichkeit bietet auch jene nach den betrachteten EoL-Verfahren. Auffallend ist hier, dass ausschließlich cyclos-HTP die Sammlung miteinbezogen hat. Eine Vielzahl beschäftigt sich mit den Verfahren ab der Demontage bzw. Schadstoffentfrachtung, wobei oft unklar ist, ob die der Aufbereitung nachgeschalteten Recyclingverfahren auch im Betrachtungsraum liegen.

Die Vergleichbarkeit ist bei Methoden, bei denen die Daten aufgrund von subjektiven Entscheidungen stark schwanken können, nicht gegeben (z.B.: iNemi). Dies betrifft auch die Auswahl von Verwertungsverfahren. Sind diese subjektiv bestimmbar, oder werden unterschiedliche Referenzverfahren gewählt, hat dies direkten Einfluss auf die Vergleichbarkeit.

In Abbildung 6 sind beschriebene Modelle nach den betrachteten Stufen der Recyclingfähigkeit, des betrachteten EoL-Verfahrens sowie der Vergleichbarkeit eingeteilt.

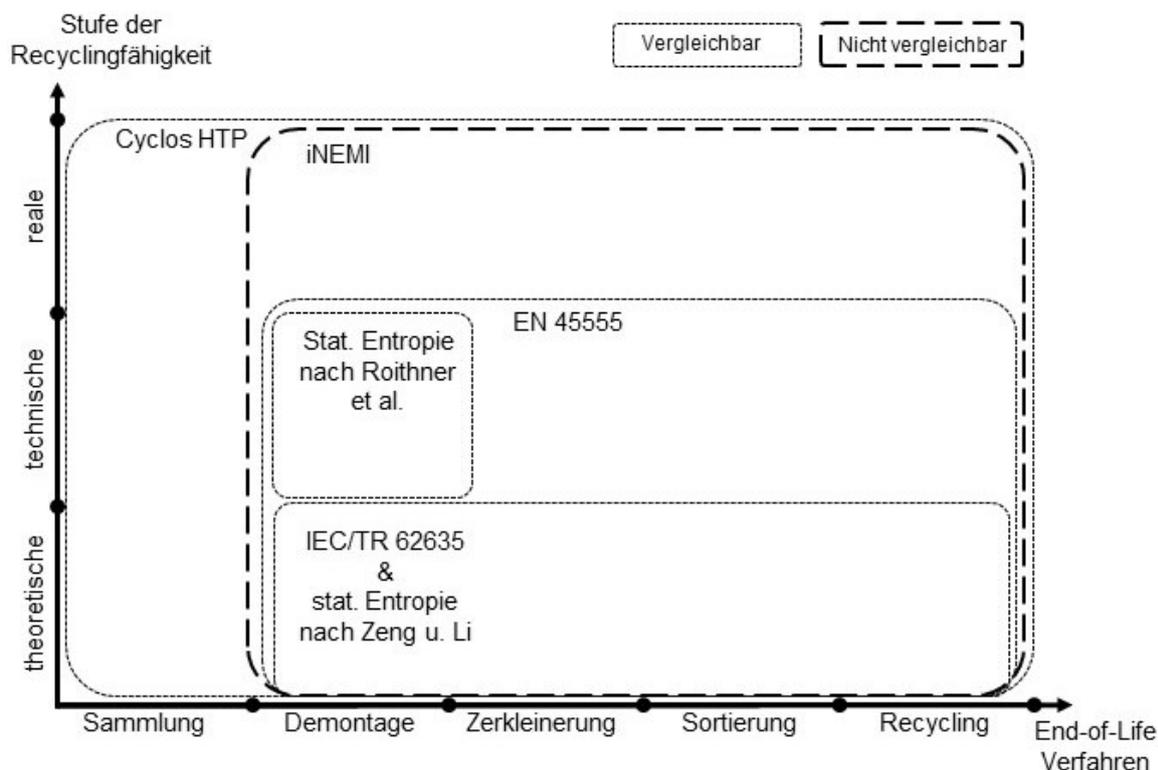


Abbildung 6: Einteilung beschriebener Modelle nach den Stufen der Recyclingfähigkeit, des betrachteten EoL-Verfahrens sowie der Vergleichbarkeit

Multiindikatormodelle und LCA-basierte Modelle wurden nicht inkludiert. Die zu betrachtenden Stufen der Recyclingfähigkeit sowie EoL-Verfahren sind oft nicht eindeutig definiert, wodurch eine Einordnung schwierig und – wenn überhaupt – mit großer Unsicherheit behaftet ist. Die betrachteten Labels dienen der Vergleichbarkeit, ihre genauen Bewertungskategorien sind jedoch nicht transparent. Deshalb wurden auch sie in Abbildung 6 nicht inkludiert.

3.4 Methode zur Bewertung der Recyclingfähigkeit von Elektroaltgeräten

In diesem Kapitel erfolgt die Erstellung eines Modells mit dem Ziel der quantitativen Ermittlung der theoretischen, technischen und realen Recyclingfähigkeit unter Berücksichtigung der gesamten EoL-Phase von EAG in Österreich. Dieses basiert auf dem in Kapitel 3.1 beschriebenen Einflüssen der Entsorgung von EAG in Österreich. Außerdem werden die in Kapitel 3.2 ermittelten Einflussfaktoren der theoretischen, technischen und realen Recyclingfähigkeit sowie die in Kapitel 3.3 beschriebenen Methoden aus der Literaturrecherche berücksichtigt.

3.4.1 Berechnungsmethodik

Die Zielgröße des Modells ist die Recyclingfähigkeit. Hierbei findet ein massebasierter Ansatz Anwendung. Dadurch ergibt sich die Recyclingfähigkeit R als Verhältnis der Masse an recyceltem Sekundärmaterial m_{Sek} zur gesamten Produktmasse m_P und ist in Gleichung (17) mathematisch angeführt. Erstere ist auch als Summe der Massen der recycelten Stoffe $m_{\text{Sek},S}$, aller n_S im Produkt enthaltenen Stoffe S , in Anlehnung an IEC/TR 62635, berechenbar.

$$R = \frac{m_{\text{Sek}}}{m_P} = \frac{\sum_{S=1}^{n_S} m_{\text{Sek},S}}{m_P} \quad (17)$$

Der massebasierte Ansatz bietet in Kombination mit der vorliegenden Zielsetzung deutliche Vorteile gegenüber einem ökonomischen oder ökologischen. Auch die Wahl eines quantitativen Modells ist für die Problemstellung im Vergleich mit einer Qualitativen zu bevorzugen.

Um eine transparente Ermittlung der Recyclingfähigkeit zu gewährleisten ist das Berechnungsmodell, dem allgemeinen Aufbau dieser Arbeit folgend, in drei Stufen geteilt: der theoretischen, technischen und realen Recyclingfähigkeit. Die Kernaussagen der verwendeten Definition von Recyclingfähigkeit ist die Substitution von Primärmaterial (vgl. Kapitel 1), welche durch den Einsatz von Sekundärmaterial erfolgt.

Für die Berechnung der massebezogenen Recyclingfähigkeit R nach Gleichung (17) ist die Masse der Stoffe, welche in Sekundärmaterial recycelt werden, sowie die Produktmasse erforderlich. Während die Ermittlung letzterer trivial ist, ist dies für m_{Sek} bzw. $m_{\text{Sek},S}$ herausfordernd und Gegenstand folgender Überlegungen.

Der Referenzprozess in Kapitel 3.4.3 beschreibt die EoL-Prozesse von EAG in Österreich. Reale Prozesse laufen im Allgemeinen nicht ideal ab. Verluste können vielfältig, z.B. durch nicht komplette Sammlung, unvollständigen Aufschluss, etc. auftreten. Mathieux et al. (2008) berechnen im ReSICLED-Modell die Recyclingfähigkeit nach Gleichung (7). Diese summiert die Verlustmaterialien und subtrahiert diese von der Gesamtproduktmasse, um die Masse an recyceltem Sekundärmaterial zu bestimmen. Alternativ können auch Effizienzen bzw. Wirkungsgrade für die Prozesse berechnet werden. Beispielhaft hierfür berechnet die EN 45555 die Recyclingfähigkeit durch Produktbildung der Prozesswirkungsgrade (vgl. Gleichung (4)).

Aufgrund des angewandten massebasierten Ansatzes sind die Wirkungsgrade ebenso massebezogen. Umgelegt auf die grundsätzlichen Prozessschritte ergeben sich hierdurch folgende Wirkungsgrade:

- Sammelrate,
- Inhaltsausbringen in Sekundärrohstofffraktionen aus der Aufbereitung sowie
- Masseausbringen des Recyclings.

Die Berechnung der Recyclingfähigkeit erfolgt durch Produktbildung der Recyclingfähigkeit der einzelnen Stufen R_i durch Gleichung (18), ähnlich der Logik von cyclos-HTP und EN 45555.

$$R = \prod_{\text{Stufen}} R_i = R_{\text{theor}} * R_{\text{techn}} * R_{\text{real}} \quad (18)$$

Die Recyclingfähigkeit jeder einzelnen Stufe ist wiederum von einer Anzahl $n_{\text{Fakt},i}$ Faktoren f_j der Stufe i abhängig, welche in Kapitel 3.2 ermittelt wurden. Durch Produktbildung quantitativer Faktoren bzw. von Wirkungsgraden (vgl. EN 45555) ist die Recyclingfähigkeit der entsprechenden Stufe nach Gleichung (19) zu ermitteln.

$$R_i = \prod_{j=1}^{n_{\text{Fakt},i}} f_j \quad (19)$$

Durch Einsetzen von Gleichung (19) in Gleichung (18) resultiert Gleichung (20).

$$R = \prod_{\text{Stufen}} \prod_{j=1}^{n_{\text{Fakt},i}} f_j = \prod_{j=1}^{n_{\text{Fakt},\text{theor}}} f_{j,\text{theor}} * \prod_{j=1}^{n_{\text{Fakt},\text{techn}}} f_{j,\text{techn}} * \prod_{j=1}^{n_{\text{Fakt},\text{real}}} f_{j,\text{real}} \quad (20)$$

Die Auswahl relevanter Faktoren sowie die Implementierung in das Berechnungsmodell wird in Kapitel 3.4.2 beschrieben. Hier ist besonders auf die Transparenz sowie die Mess- und Anwendbarkeit des Modells zu achten.

3.4.2 Faktoren

Faktoren, welche die Recyclingfähigkeit von EAG in Österreich bestimmen, wurden in Kapitel 3.2 ermittelt und in Abbildung 4 zusammengefasst. Um diese in das Modell implementieren zu können müssen sie quantitativ bzw. quantifizierbar sein. Essenziell ist auch die Transparenz des Modells, um nachvollziehbare Werte zu schaffen.

Wie schon in Kapitel 3.3.1 kurz beschrieben, führt die Norm EN 45555 vier Kriterien von Repräsentativität an. Diese sind auch für das in dieser Arbeit angeführte Verfahren von Bedeutung. Es wird zwischen produktbezogener, technologischer, zeitlicher und geographischer Repräsentativität unterschieden. Die produktbezogene und geographische sind durch das Ziel der Arbeit auf EAG in Österreich begrenzt. Auf die zeitliche und technologische Repräsentativität wird in folgenden Abschnitten an relevanten Stellen eingegangen.

Die Zusammensetzung, genauer der Wert- und Schadstoffgehalt, die Schadstoffverteilung sowie die Stoffverbundzusammensetzung sind essenzielle Faktoren für die Berechnung der theoretischen Recyclingfähigkeit (vgl. Kapitel 3.2.1). Insbesondere sind Stoffverbote aus der Legislative, wie dem ROHS-RL, zu beachten.

Die theoretische Recyclingfähigkeit gibt das Potential des Produkts in der stofflichen Verwertung an. Massemäßig betrachtet, ist dieses durch den Gehalt an Wertstoffen

ermittelbar, welche einem Recyclingprozess zugeführt werden können. Wesentlich ist hier, dass bei chemischen Stoffgemischen (z.B.: Legierungen), an dieser Stelle nicht nur Zielmaterialien zu inkludieren sind. Legierungselemente, welche nicht stofflich verwertet werden, finden in dieser Berechnungsmethodik mittels eines geringeren Masseausbringen des Recyclings Berücksichtigung. Eine Betrachtung an dieser Stelle, wäre strenggenommen, die richtige Wahl, allerdings ist die Exklusion dieser Stoffe aus dem Masseausbringen des Recyclings real schwer möglich. Folglich sind als Wertstoffe auch nicht recycelbare Stoffe in chemischen Verbindungen zu betrachten. Als Beispiel kann hier Sauerstoff in Kupferverbindungen genannt werden.

In Fällen komplexer Produktzusammensetzung kann die Ermittlung des Schadstoffgehalts die Berechnung erleichtern. Erneut ist hier jener Anteil an Stoffen zu betrachten, welche keinem Recyclingprozess zuzuführen sind. Dies inkludiert auch Fraktionen welche, aufgrund einer sonstigen Verwertung (z.B. thermische Verwertung), allgemein nicht als Schadstoffe gesehen werden. Nach der AbfallBPV sind jedoch im Falle von spezifischen Stoffen ganze Komponenten, Bauteile und Fraktionen aus dem Recyclingprozess zu entfernen, welche mit Schadstoffen kontaminiert sind. Diese werden, durch die Kontaminationen, selbst zu Schadstoffen. Folglich fallen hier auch Wertstoffe weg. Somit ist die Schadstoffverteilung von Relevanz.

Folglich sind die in das Berechnungsmodell zu inkludierenden Größen der Wert- bzw. Schadstoffgehalt sowie der Gehalt an Wertstoffen, welche aufgrund rechtlicher Vorschriften zu entfernen sind. Mathematisch lassen sich diese Überlegungen durch Gleichung (21) beschreiben, bei der die theoretische Recyclingfähigkeit R_{theor} durch die Differenz der Massen an n_{Wert} Wertstoffen m_i und $n_{\text{Komp kont}}$ kontaminierten Komponenten m_T beschrieben ist. Diese ist auch durch den Anteil der Summe der Masse an n_{Schad} Schadstoffen m_i sowie m_T an der Produktmasse, abgezogen von eins berechenbar.

$$R_{\text{theor}} = \frac{\sum_{i=1}^{n_{\text{Wert}}} m_i - \sum_{T=1}^{n_{\text{Komp kont}}} m_T}{m_p} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n_{\text{Schad}}} m_i + \sum_{T=1}^{n_{\text{Komp kont}}} m_T}{m_p} \quad (21)$$

Der Wirkungsgrad technischer Anlagen ist der Fokus der technischen Recyclingfähigkeit. Zusammenfassend gibt die technische Recyclingfähigkeit das Masseausbringen der Produkte in die Fraktionen an.

Die Faktoren f_j sind Fraktions- und Prozessabhängig. Im Allgemeinen sind diese, wie auch in EN 45555, durch Effizienzgrade der Prozessschritte definiert. Folglich sind für f_j Faktoren für die Effizienz der Aufschließbarkeit und der Sortierbarkeit einzusetzen, was in Gleichung (22) dargestellt ist (die Klammersetzung wurde zur leichteren Lesbarkeit gewählt).

$$R_{\text{techn}} = \left(\prod f_{\text{Aufschluss}} \right) * \left(\prod f_{\text{Sortierung}} \right) \quad (22)$$

Die Aufschließbarkeit ist grundsätzlich von der manuellen und automatischen Demontagefähigkeit sowie vom erzielbaren Aufschluss durch den Zerkleinerungsprozess abhängig. Insbesondere sind die Art und Anzahl an Verbindungen von Bedeutung. Bei der

Demontage ist das Vorhandensein von zu entfernenden Stoffen, Batterien und Akkumulatoren sowie einer Ummantelung von Bedeutung. Im Besonderen für die manuelle Demontage spielt auch die Art und Anzahl von benötigten Werkzeugen sowie erforderlichen Spezialkenntnissen eine Rolle.

Genannte Parameter können nicht direkt in einen Faktor für Aufschließbarkeit umgerechnet werden. Hierbei ist eine Modellbildung essenziell, um eine Quantifizierbarkeit zu erzielen. Angelehnt an Modelle der statistischen Entropie (vgl. Kapitel 3.3.4) kann die Aufschließbarkeit durch eine Verringerung der Entropie berechnet werden. Im Gegensatz zu Roithner et al. (2021) werden nicht die Entropie des Produkts im Vergleich zur maximal möglichen für die Berechnung herangezogen. Diese bewertet nicht den Aufschluss des Produkts, sondern inwiefern das Design unter Annahme einer vorgegebenen Zusammensetzung für die Demontage geeignet ist. Vielmehr ist für die geforderte Bestimmung der Zustand des Produkts vor und nach der Aufbereitung zu betrachten. Somit sind die Entropiewerte des Produkts vor dem Aufschluss und nach dem Aufschluss zu berücksichtigen.

Die Betrachtung des Aufschlusses, ist im Besonderen für Stoffe geringerer Konzentration von Bedeutung. Angenommen ein Produkt besteht aus Stoff A und B, wobei B massenmäßig nahezu vernachlässigbar zu A ist. Ist der Aufschluss von A und B nicht möglich (z.B.: weil B fein verteilt vorliegt) so wäre die Änderung der statistischen Entropie durch eine Zerkleinerung und/oder Demontage null, was in der Folge eine Recyclingfähigkeit von null bedeuten würde. In Realität wäre das Produkt jedoch im Ausmaß der Konzentration von Stoff A recyclingfähig (sofern B nicht ein Schadstoff ist). Folglich ist die Recyclingfähigkeit des Aufschlusses mindestens so groß wie die größte Konzentration eines Stoffes w_{max} im Ausgangszustand. Mathematisch betrachtet ist die Effizienz eines Aufschlussverfahrens in Gleichung (23), in Anlehnung an Roithner et al. (2021) bestimmt. Dabei werden die produktspezifische Entropien $H_{P,vor}$ und $H_{P,nach}$ (vor bzw. nach dem Aufschluss) in Verhältnis gesetzt.

$$\begin{aligned} \prod f_{Aufschluss} &= f_{Aufschluss} = w_{max} + (1 - w_{max}) * \left(1 - \frac{H_{P,nach}}{H_{P,vor}}\right) \\ &= 1 - \frac{H_{P,nach}}{H_{P,vor}} + \frac{H_{P,nach}}{H_{P,vor}} * w_{max} = 1 - \frac{H_{P,nach}}{H_{P,vor}} * (1 - w_{max}) \end{aligned} \quad (23)$$

Mithilfe von Gleichung (12) wird aus der produktspezifischen die massegewichtete teilespezifische Entropie H_j . Diese ist für das Produkt vor dem Aufschluss gleich der produktspezifischen, da (im Kontext der Berechnungen nur) ein Teil vorliegt. Folglich ist $H_{P,vor}$ gleich $H_{J, vor}$. $H_{J,nach}$ ist nach Roithner gewichtet nach der Masse m_T der n_T Teile nach dem Aufschluss. Dies Überlegungen resultieren in Gleichung (24).

$$f_{Aufschluss} = 1 - \frac{H_{P,nach}}{H_{P,vor}} * (1 - w_{max}) = 1 - \frac{1}{m_P} \sum_{T=1}^{n_T} m_T * H_{j,nach} \quad (24)$$

Erfolgt das Einsetzen von Gleichung (11) in Gleichung (24) so entsteht Gleichung (25). Hierbei sind die Gehalte $w_{i,vor}$ und $w_{i,nach}$ der enthaltenen Stoffe i vor und nach dem Aufschluss heranzuziehen.

$$f_{Aufschluss} = 1 - \frac{\frac{1}{m_P} \sum_{T=1}^{n_T} m_T * \sum_{S=1}^{n_S} w_{T,S,nach} * \log_2 w_{T,S,nach}}{\sum_{S=1}^{n_S} w_{S,vor} * \log_2 w_{S,vor}} * (1 - w_{max}) \quad (25)$$

Mathematisch betrachtet, ist die Funktion $-w \cdot \log_2(w)$ in Abbildung 7 dargestellt. Diese besitzt bei $w_i = 0$ sowie bei $w_i = 1$ den Wert 0, was durch den Umstand sinnvoll ist, dass Stoffe, welche nicht vorhanden sind, sowie Reinfraaktionen beim Schreddern, keinen Einfluss auf den Aufschluss (bzw. die Entropie) haben. Ähnliches gilt auch auf Stoffe mit geringen bzw. großen Massenanteilen, auch ihr Einfluss auf den Aufschluss ist gering. Entscheidend für die massenmäßige Betrachtung der Recyclingfähigkeit sind Stoffe mit mittleren Anteilen, wobei die Funktion bei $w = 0,368$ (bzw. 36,8 Massen-%) ein Maximum besitzt.

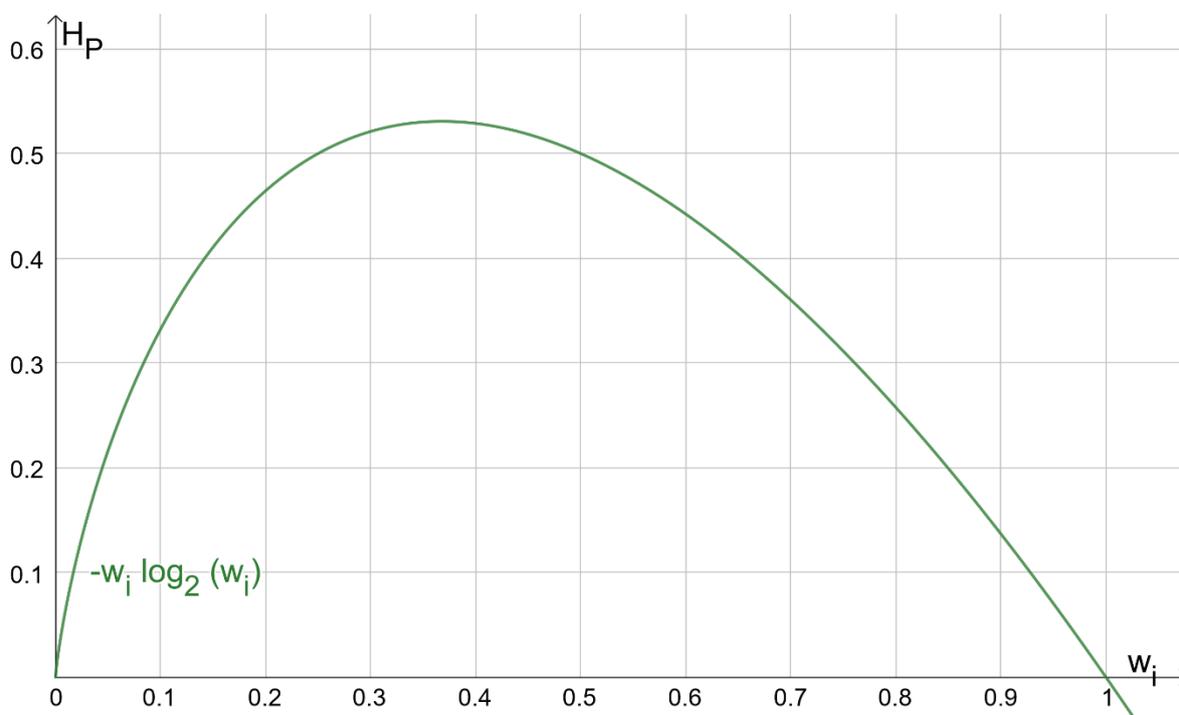


Abbildung 7: Mathematische Betrachtung der Funktion $-w \cdot \log_2(w)$ zwischen null und eins

Für die Berechnung der Effizienz des Aufschlusses nach Gleichung (25) sind die Masse und Zusammensetzung des Produkts vor bzw. der Komponenten nach dem Aufschlussverfahren zu ermitteln. Hierbei ist ein Produktpass erforderlich. Dieser muss mindestens Daten zur Masse und Zusammensetzung sowie Verbindungstechnik der Komponenten des Produkts beinhalten. Aus diesen Daten sind in Folge jene Komponenten zu bestimmen, welche Aufgrund Ihrer Verbindungstechnik am Ende des Aufschlusses getrennt vorliegen. Zusätzlich betrifft dies jene Komponenten, welche wegen rechtlicher Vorgaben auszuschleusen sind.

Betrachtet man die manuelle Demontage ist ein limitierender Faktor, die für die Demontage notwendige Zeit. Diese kann nach Vanegas et al. (2018) durch das eDim-Modell nach der

MOST-Technik berechnet werden (vgl. Kapitel 3.2.2). Folglich besteht die Möglichkeit jene Komponenten als demontierbar zu betrachten, welche in einem gewissen Zeitrahmen, mit allgemein vorhandenen Werkzeugen und Kenntnissen, demontierbar sind.

Die automatische Demontage ist von der Bewertung mit der Zerkleinerung zu vergleichen, da der Aufschluss durch mechanische Beanspruchung der Stoffverbindungen erfolgt (vgl. Kapitel 3.2.2). Für die Bewertung beider Fälle sind Stoffverbindungen zu definieren, welche im Falle der Aufschlusszerkleinerung aufbrechen würden und somit die Entropie der Stoffverteilung verringern würde. Für die Wirkung von, in der EAG-Aufbereitung verwendeten, Zerkleinerungsaggregaten auf Stoffverbindungen konnte in der Literatur keine Untersuchungen gefunden werden. Auch Pomberger (2020) sieht weitere Untersuchungen in diesem Bereich als essenziell.

Die bestimmende Maßzahl der Effizienz der Sortierung ist das Masseausbringen in die Zielfraktion. Zielführend ist hier Stoffströme einzeln zu betrachten. Im Gegensatz zu EN 45555, erfolgt im Zuge dieser Arbeit nicht die Betrachtung von Elementen, sondern die der Zielstoffe der Fraktionen. Mathematisch betrachtet lässt sich dies als massegewichtete Summe aller Stoffe i , mit der Masse m_i in den Fraktionen n_F mit der Masse $m_{S,F}$ formulieren in Gleichung (26). Der Faktor $r_{m,j,i}$ bestimmt das massebezogene Ausbringen der Fraktion i allen n_F im Sortieraggregat j in jedem Sortieraggregat $n_{\text{Sortierer}}$.

$$\prod f_{\text{Sortierung}} = \sum_{F=1}^{n_F} \frac{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F} * \prod_{j=1}^{n_{\text{Sortierer}}} r_{m,S,j}}{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F}} \quad (26)$$

Für die Bestimmung von $r_{m,j,i}$ sind empirische Versuche notwendig. Diese sollen die Trennwirkung von Sortierapparaten von Fraktionen in einzelnen Aggregaten im industriellen Maßstab bestimmen. Als Vorbild können hier u.a. Ueberschaar et al. (2017) und Bachér et al. (2015) dienen, welche das Inhaltsausbringen von Recyclingprozessen gemessen haben. Direkt können die Ergebnisse jedoch nicht angewandt werden, da diese spezifisch für die im verwendeten Referenzprozess eingesetzten Inputmaterialien gelten und nicht allgemein anwendbar sind. Aufgrund des schon berücksichtigten Aufschlusses sind für $r_{m,j,i}$ aufgeschlossene Materialströme zu betrachten.

Durch einsetzen von Gleichung (25) und Gleichung (26) in Gleichung (22) erfolgt die Berechnung der technischen Recyclingfähigkeit durch Gleichung (27).

$$R_{\text{techn}} = \left(1 - \frac{\frac{1}{m_P} \sum_{T=1}^{n_T} m_T * \sum_{S=1}^{n_S} w_{T,S,nach} * \log_2 w_{T,S,nach}}{\sum_{S=1}^{n_S} w_{S,vor} * \log_2 w_{S,vor}} * (1 - w_{max}) \right) * \sum_{F=1}^{n_F} \frac{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F} * \prod_{j=1}^{n_{\text{Sortierer}}} r_{m,S,j}}{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F}} \quad (27)$$

Die reale Recyclingfähigkeit bestimmende Faktoren wurden in Kapitel 3.2.3 bestimmt. Sie definieren das reale Abfallwirtschaftliche System. Die zu betrachtenden Faktoren sind, im Gegensatz zu den bisher im Modell integrierten, nicht ausschließlich technischer Natur. Grundsätzlich ist die reale Recyclingfähigkeit, wie auch die technische und reale Recyclingfähigkeit als Produkt der einzelnen Faktoren definiert.

Ein wesentlicher Parameter der realen Recyclingfähigkeit sind gesetzliche Vorgaben. Diese haben direkten Einfluss auf weitere Faktoren. Beispielhaft sind Sammelquoten, Verwertungsquoten sowie bei der Demontage zu entfernende Objekte zu nennen. Wie schon bei der Definition der theoretischen Recyclingfähigkeit angewandt, werden gesetzliche Vorgaben in dieser Arbeit indirekt durch die von ihnen beeinflussten Faktoren implementiert.

Die Sammelrate $r_{\text{Sammmlung}}$ bestimmt die reale Recyclingfähigkeit, denn ohne Sammlung ist kein Recycling möglich. Folglich ist diese als Faktor in das Recycling zu implementieren. Wie Studien zeigen, ist diese abhängig von sozioökonomischen und produktspezifischen Faktoren. Erstere sind für diese Arbeit nicht relevant, da sie Produkten nicht eindeutig zuordenbar sind. Der Einfluss Zweiterer, wie z.B. die Produktgröße, ist grundsätzlich vom Sammelsystem bestimmt. Hierbei gibt es keine relevanten Studien mit Bezug auf das aktuelle System in Österreich.

Das Ökonomische Potential der Sekundärrohstoffe ist im Besonderen durch den Marktpreis der Primär und Sekundärrohstoffe bestimmt. Wie aktuelle Entwicklungen durch die „Ukraine-Krise“ zeigen, sind diese stark volatil (HWWI Rohstoffindex 2022). Dies steht im Gegensatz zur zeitlichen Repräsentativität, da eine sichere Prognose von Rohstoffpreisen für den Zeithorizont der Lebensdauer vieler Produkte nicht realisierbar ist.

Die Verwertung von sekundären Rohstoffen zu Sekundärmaterial erfolgt, wie in Kapitel 3.1.3 beschrieben, durch stoffliches Recycling. Beispielhaft sind hier Kunststoffrecyclingbetriebe, (sekundäre) Kupferhütten, Stahlwerke, etc. zu nennen. Auch hier treten Verluste aus verschiedenen Gründen auf:

- Schlacken, Stäuben und sonstige metallurgische Reststoffe,
- Abfallprodukte beim Recycling von Kunststoffen,
- Verunreinigungen, welche nicht als integraler Bestandteil der Sekundärmaterialien sind und
- Stoffe, welche eine deutlich verminderte Qualität im Vergleich zum Ursprungsmaterial besitzen.

Die Inklusion von Verunreinigungen ist durch die in dieser Arbeit angewandten Definition von stofflicher Verwertung zu begründen. Es erfolgt keine Substitution von Neuware, wenn Stoffe zum Produkt (ohne Funktion) rein zur Masse beitragen.

Sehr wohl hingegen sind jene Stoffe als teilweise stofflich verwertet zu betrachten, welche in einem Reststoff aus einem stofflichen Verwertungsprozess entfernt werden, jedoch

wiedermum recycelt werden. Beispielhaft ist die Gewinnung von Edelmetallen aus dem Anodenschlamm bei der Kupferelektrolyse zu nennen.

Zusammenfassend kann über die stoffliche Verwertung bilanziert werden wodurch ein Masseausbringen der Stoffe r_{Rec} zu berechnen ist. Dieses ist durch die Summe des, nach der Masse gewichteten, Inhaltsausbringen $r_{S,F}$ des Stoffes S der Fraktion F in Sekundärmaterialien zu berechnen. Es kann, wie Gleichung (28) darstellt, durch Betrachtung des Anteils der Masse an stofflich verwerteten Stoffen m_{rec} oder Stoffen in Restfraktionen m_i an der Gesamtmasse des Stoffs i m_i erfolgen.

$$r_{Rec} = \sum_{F=1}^{n_F} \frac{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F} * r_{S,F}}{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F}} \quad (28)$$

Mathematisch betrachtet kann die reale Recyclingfähigkeit durch Gleichung (29) beschrieben werden.

$$R_{real} = \prod f_{real} = r_{Sammlung} * r_{Rec} = r_{Sammlung} * \sum_{F=1}^{n_F} \frac{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F} * r_{S,F}}{\sum_{S=1}^{n_{Zielstoffe}} m_{S,F}} \quad (29)$$

Somit kann Gleichung (20), durch Implementieren von Gleichung (21), (27) und (29), zu Gleichung (30) umgeformt werden.

$$R = \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^{n_{Schad}} m_i + \sum_{T=1}^{n_{Komp\ kont}} m_T}{m_P} \right) * \left(1 - \frac{\frac{1}{m_P} \sum_{T=1}^{n_T} m_T * \sum_{S=1}^{n_S} w_{T,S,nach} * \log_2 w_{T,S,nach}}{\sum_{S=1}^{n_S} w_{S,vor} * \log_2 w_{S,vor}} * (1 - w_{max}) \right) * \sum_{F=1}^{n_F} \frac{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F} * \prod_{j=1}^{n_{Sortierer}} r_{m,S,j}}{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F}} * r_{Sammlung} * \sum_{F=1}^{n_F} \frac{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F} * r_{S,F}}{\sum_{S=1}^{n_{Zielstoffe}} m_{S,F}} \quad (30)$$

Gleichung (30) lässt sich vereinfachen zu Gleichung (31), welche die mathematische Berechnungsgrundlage für die Recyclingfähigkeit darstellt.

$$R = \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^{n_{Schad}} m_i + \sum_{T=1}^{n_{Komp\ kont}} m_T}{m_P} \right) * \left(1 - \frac{\frac{1}{m_P} \sum_{T=1}^{n_T} m_T * \sum_{S=1}^{n_S} w_{T,S,nach} * \log_2 w_{T,S,nach}}{\sum_{S=1}^{n_S} w_{S,vor} * \log_2 w_{S,vor}} * (1 - w_{max}) \right) * \sum_{F=1}^{n_F} \left[\left(\frac{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F} * r_{S,F} * \prod_{j=1}^{n_{Sortierer}} r_{m,S,j}}{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F}} \right) \right] * r_{Sammlung} \quad (31)$$

Im folgenden Kapitel erfolgt die Implementierung des Referenzverfahrens. Dies wurde bewusst als letzter Schritt gewählt, um das Modell dynamisch gegenüber kontinuierlichen Entwicklungen der Technologien und Anlagen zu machen und die ständige Aktualisierung bzw. Erweiterung und Präzisierung des Berechnungsmodell zu ermöglichen.

3.4.3 Referenzverfahren

Die technologische Repräsentativität, wie auch in Teilaspekten die geographische, ist durch das Referenzverfahren bestimmt. Die in Kapitel 3.1.3 beschriebenen Referenzprozesse setzten sich zum Ziel die Behandlung von EAG und im Besonderen von EKG in Österreich abzubilden. Dazu wurden vier österreichische Entsorgungsbetriebe herangezogen. Auch zum Referenzverfahren zugehörig ist die Sammlung sowie rechtliche Vorgaben. Dies ist besonders für die Bestimmung der geographischen Repräsentativität von Wichtigkeit.

Die theoretische Recyclingfähigkeit ist nach Gleichung (21) vom Gehalt an nicht recycelbaren Stoffen abhängig. Diese sind durch rechtliche Vorgaben bestimmt, wie der ROHS-RL, der EAG-VO oder der AbfallBPV. Auf abzutrennenden Stoffe wird in Kapitel 3.1.3 eingegangen.

Die Sammlung, am Beginn des Referenzprozesses ist durch die Sammelrate bestimmt. Diese lag 2020 nach EAK (2021b) bei 62 % (vgl. auch Kapitel 3.1.3). Alternativ können die Sammelraten der Gerätekategorienherangezogen werden. Diese sind in Tabelle 5 für das Jahr 2020 notiert. Es ist jedoch bei Produktströmen mit stark steigenden Inverkehrsetzungsmassen auf die zeitliche Repräsentativität zu achten, da die Rückläufe – im Vergleich zu der Inverkehrsetzungsmasse – nahezu vernachlässigbar sind. Allen voran sind hier PV-Module zu nennen, für welche die Sammelrate 2020 unter 1 % lag (vgl. Tabelle 5).

Der erste Schritt der Aufbereitung von EAG ist die Demontage, welche automatisch oder manuell erfolgen kann. Bei der händischen Demontage sind die Art und Anzahl an Verbindungen, rechtliche Vorgaben sowie in manchen Fällen auch der Aufwand bzw. die Zeit entscheidend. Mögliche Gründe, dass Komponenten (nicht) demontierbar sind, sind in Kapitel 3.2.2 aufgelistet.

Die automatische Demontage durch z.B. einen Smasher, ist grundsätzlich zu unterscheiden. Hierfür sind Verbindungsart und Anzahl entscheidend. Bezugnehmend auf das Referenzverfahren, ist eine Komponente dann als demontierbar anzusehen, wenn ein Fall im Smasher alle Verbindungen der Komponente auftrennen kann.

Nachfolgend der Demontage erfolgt die Zerkleinerung. Angewandte Zerkleinerungsaggregate sind Pre-Schredder und Reißer für die Vorzerkleinerung. Für die Hauptzerkleinerung finden Ein- und Zweiwellenzerkleinerer, Hammerbrecher und -mühlen sowie Zerdirektoren und Kondirektoren für Spezialaufgaben Anwendung. Hierbei sind Entscheidungskriterien zu erarbeiten, welche Verbindungsart hierdurch aufgetrennt werden

können. Im direkten Anschluss an die Zerkleinerung ist eine Magnetscheidung implementiert, welche bei den Sortierverfahren berücksichtigt ist.

Die weitere Auftrennung erfolgt mithilfe von Sortierapparaten. Hierfür finden Magnetscheider, die manuelle Sortierung, Wirbelstromscheider sowie Schwimm-Sink-Scheider Anwendung. Die Abtrennung von ferromagnetischen Stoffen mittels Magnetscheidung erfolgt, um eine Eisen- und Stahlfraktion zu erzeugen. Diese wird entweder direkt oder extern zur Qualität E40 nach der europäischen Stahlschrottsortenliste (BVSE-Fachverband Schrott, E-Schrott und Kfz-Recycling o. J.) aufbereitet. Wertstoffe, wie Leiterplatten Mobiltelefone, Elektromotoren, etc. sowie Schadstoffe, welche bei der Schadstoffentfrachtung nicht entfernt wurden, werden manuell aussortiert. Elektrische Leiter, vor allem Nichteisenmetalle, können durch Wirbelstromscheidung zusätzlich in diesem Prozessschritt gewonnen werden. Eine Dichtesortierung mittels Schwimm-Sink-Scheidung trennt das zerkleinerte vorsortierte Gut in eine Leicht- und eine Schwerfraktion. Die Auftrennung der Leichtfraktion in sortenreine Kunststofffraktionen wie PP, PS, ABS sowie PC/ABS und einer Mischfraktion zur thermischen Verwertung erfolgt in der Kunststoffsortierung. Nahinfrarotsortierer und/oder Dichtentrennaggregate finden hierbei Anwendung. Für die Auftrennung des Schwerguts in der Metallaufbereitung werden Wirbelstromscheider, induktive Metallscheider, Röntgen-Sortierer, Dichtentrennaggregate sowie elektrostatische Sortierer angewandt. Hierdurch sind mindestens Kupfer, Aluminium, Zink sowie eine Mischmetallfraktion abtrennbar. Zudem fällt eine Restfraktion, bestehend aus (größtenteils) Inertstoffen, wie Mineralik, Glas, etc., an. Der Referenzprozess für die Aufbereitung ist in Abbildung 8 dargestellt.

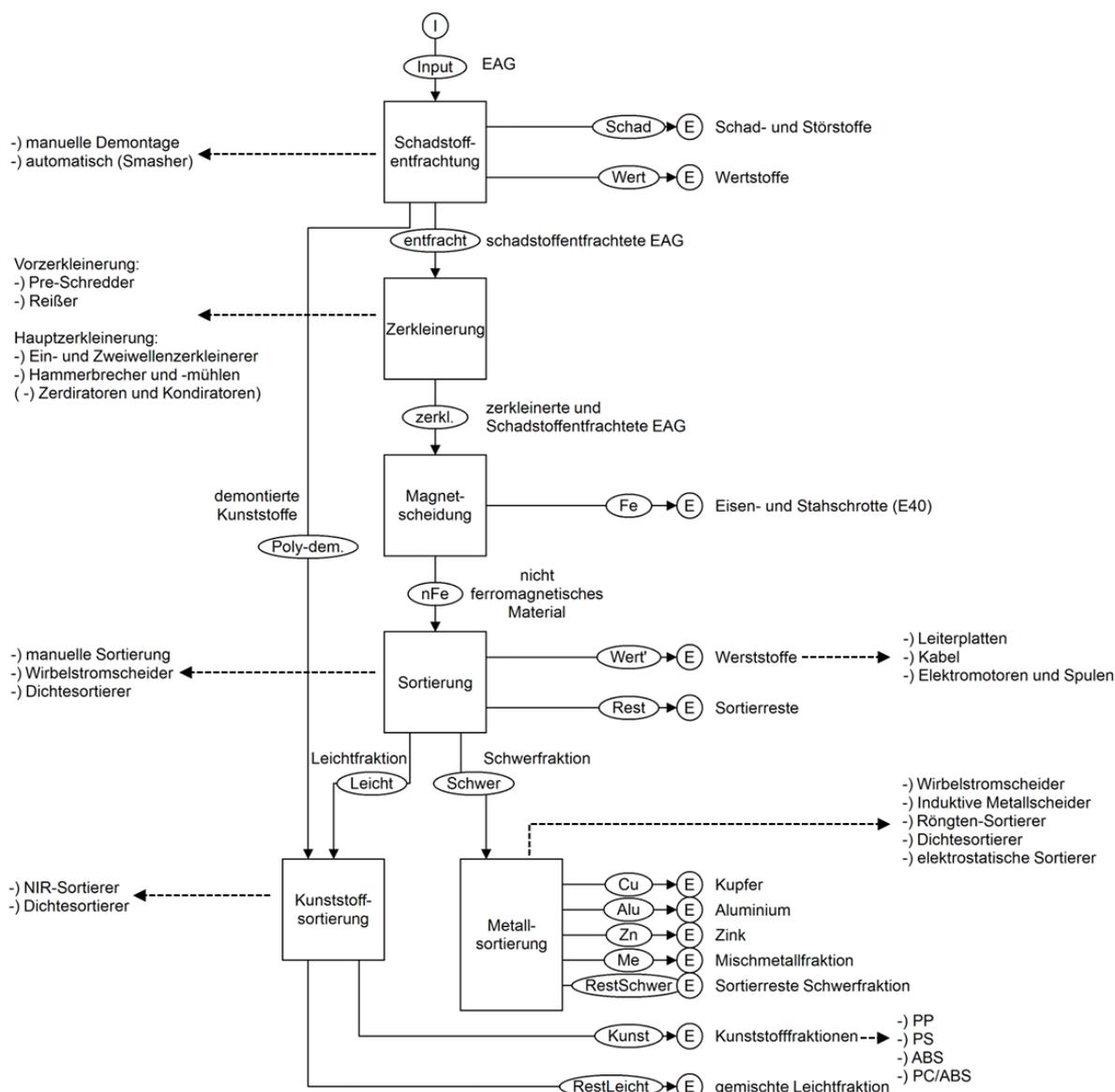


Abbildung 8: Fließbild des Referenzprozesses

Die Sortieraggregate besitzen stoffabhängige Effizienzen, welche durch das Ausbringen eines Stoffes in die Zielfraktion charakterisiert sind und empirisch ermittelt werden müssen. Hierdurch wird auch berücksichtigt, dass unterschiede der Stoffeigenschaften des Trennmerkmals vorliegen müssen. Zu beachten sind jedoch nur die Effizienzen für jene Aggregate zu beachten, welche der Stoff auf Weg in die vorgesehene Endfraktion auch passiert. Beispielhaft erfolgt nach Bilitewski und Härdtle (2013) die Wiedergewinnung von 98,9 % von Eisen bei der Magnetscheidung von zerkleinertem Eisenschrott.

Im Anschluss an die Sortierung liegen sekundäre Rohstoffe vor. Diese werden im Zuge der stofflichen Verwertung zu Sekundärmaterialien verarbeitet, wozu in Kapitel 3.2.3 das Masseausbringen als relevante Kenngröße ermittelt wurde. In Kapitel 3.1.3 erfolgt die beispielhafte Berechnung des Masseausbringens von Kunststoffen bei einem Kunststoffrecyclingbetrieb sowie für eine Kupferhütte. Vergleichbar kann das Masseausbringen auch für Betriebe anderer Stoffe bestimmt werden.

3.4.4 Berechnungsverfahren

Voraussetzung für die vollständige Durchführung des Berechnungsverfahrens ist das Vorhandensein eines Produktpasses, inklusive der Komponenten der Zusammensetzung dieser, sowie der Art und Anzahl von Verbindungen. Zudem ist die Kenntnis eines repräsentativen Referenzverfahrens, der Sortiereffizienzen sowie des Masseausbringens der stofflichen Verwertung essenziell. Auf mögliche Vereinfachungen wird im Anschluss an das vollständige Verfahren eingegangen.

Die Berechnung der Recyclingfähigkeit erfolgt nach Gleichung (30) bzw. (31). Um die Berechnungsvorgänge im Detail zu erläutern, werden die einzelnen Terme von Gleichung (30) einzeln betrachtet und sind, zur leichteren Übersicht, vor dem entsprechenden Paragraphen erneut dargestellt.

$$R_{theor} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n_{Schad}} m_i + \sum_{T=1}^{n_{Komp\ kont}} m_T}{m_p} \quad (21)$$

Gleichung (21) beschreibt die theoretische Recyclingfähigkeit. Die Massen der Schadstoffe, kontaminierten Komponenten sowie Produkte sind aus dem Produktpass zu entnehmen. So sind für die Schadstoffmasse alle Schadstoffe heranzuziehen, welche aufgrund rechtlicher Voraussetzungen (u.a. ROHS-RL, REACH) oder dem Mangel an Recyclingverfahren keiner stofflichen Verwertung zugeführt werden können. Bezugnehmend auf die zeitliche Repräsentativität sind auch jene Stoffe zu inkludieren, für welche dies zum Zeitpunkt der Entsorgung gelten wird. Dies kann durch die Berücksichtigung von rechtlichen Vorgaben realisiert werden, welche zum Inverkehrsetzungszeitpunkt noch nicht, jedoch zukünftig gelten werden. Ein anderes Indiz für die Bestimmung dieser ist die SIN List (Substitute it now Liste) (chemsec 2022). Diese Liste, erstellt von der schwedischen Non-Profit Organisation ChemSec, beinhaltet Stoffe, welche potenzielle Gefahrenstoffe darstellen. Diese sollten möglichst schnell substituiert werden, um negative Auswirkungen auf Mensch und Umwelt zu verhindern (chemsec 2022). Von der Verwendung von Stoffen der SIN List (mit einer Konzentration von >0,1 %) wird u.a. in den Design-Richtlinien für eine Kreislaufwirtschaft nach Berwald et al. (2021) abgeraten.

Die Masse der kontaminierten Komponenten inkludiert jene Bauteile, welche nicht-abtrennbare Schadstoffe enthält und somit, aufgrund von Vorschriften der AbfallBPV, aus dem Recyclingprozess auszuschleusen sind. Diese Schadstoffe sind gesondert definiert (vgl. Kapitel 3.1.3).

$$R_{techn} = \left(1 - \frac{\frac{1}{m_p} \sum_{T=1}^{n_T} m_T * \sum_{S=1}^{n_S} w_{T,S,nach} * \log_2 w_{T,S,nach}}{\sum_{S=1}^{n_S} w_{S,vor} * \log_2 w_{S,vor}} * (1 - w_{max}) \right) * \sum_{F=1}^{n_F} \frac{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F} * \prod_{j=1}^{n_{Sortierer}} r_{m,S,j}}{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F}} \quad (2732)$$

Die technische Recyclingfähigkeit wird durch Gleichung (27) berechnet. Der Nenner des Bruchs ist vollständig durch den Produktpass zu berechnen, indem die Zusammensetzung des Produkts für die Ermittlung der produktspezifischen Entropie herangezogen wird. Für die Bestimmung des Zählers bedarf es der Analyse der Verbindungsarten der Komponenten. Sind diese durch Zerkleinerung und/oder Demontageprozesse aufschließbar, entsteht ein neues Teil der Masse m_T . Ist die Verbindung nicht aufschließbar, verbleibt das Bauteil bei dem Gesamtprodukt. Die Berechnung der produktspezifischen erfolgt durch massengewichtete Summenbildung der bauteilspezifischen Entropie. Letztere ist durch Heranziehen der aufgeschlossenen Komponenten sowie deren Zusammensetzung w_S (aus dem Produktpass) ermittelbar. Für die Bestimmung, welche Verbindungen trennbar sind, existieren zwei Methoden.

Empirische Versuche zur statistischen Auswertung des Bruchverfahrens von gängigen Verbindungen. Hierdurch können Bruchwahrscheinlichkeiten ermittelt werden, welche in das System zu implementieren sind.

In van Schaik und Reuter (2009) wird gezeigt, dass das Bruchverhalten von Verbindungen auch modellierbar ist. Die Anwendung eines solchen Programms unterstützt die Berechnungen. van Schaik und Reuter (2009) verwenden zur Simulation eine digitale Zeichnung des Produkts. Folglich wäre der Produktpass um diese zu erweitern.

Nachfolgend des Aufschlusses dient der zweite Term von Gleichung (27) der Berechnung der Effizienz der Sortierung. In diesem sind empirische Daten für das stoffspezifische Masseausbringen $r_{m,S,j}$ zu integrieren. Hierbei sind Durchschnittswerte heranzuziehen, welche aus Versuchen bzw. Referenzanlagen bezogen werden können. Es wird hingewiesen, dass es um das Masseausbringen von aufgeschlossenen Teilen geht, da Verluste im Aufschluss schon berücksichtigt sind. Zudem handelt es sich um die Effizienz von Stoffen in die Zielfraktion, wobei dies auch Stoffverbunde umfassen kann.

$$R_{real} = r_{Sammlung} * \sum_{F=1}^{n_F} \frac{\sum_{S=1}^{n_S} m_{S,F} * r_{S,F}}{\sum_{S=1}^{n_{Zielstoffe}} m_{S,F}} \quad (29)$$

Gleichung (29) stellt die reale Recyclingfähigkeit dar. Der erste Term beschreibt die Effizienz von stofflichen Verwertungsanlagen dar. Beispielhaft wurde das Masseausbringen von Kunststoffen in Sekundärmaterial für die stoffliche Verwertung einer Kunststoffrecyclinganlage in Tabelle 7 ermittelt. Die elementspezifischen Ausbringen beim Kupferrecycling sind in Tabelle 9 angeführt. Wichtig ist erneut darauf hinzuweisen, dass hier ausschließlich jene Stoffe zu inkludieren sind, welche wirklich Neuware substituieren. Folglich sind Stoffe, welche das Produkt nur „verdünnen“ hier nicht zu betrachten. Außerdem kann dieser Term auch Werte größer eins annehmen, was für einen Effizienzfaktor kontraintuitiv ist. Dies ist daraus zu begründen, dass die Sortierung nur das Ausbringen von Stoffen in die Zielfraktion berücksichtigt. Es ist jedoch möglich, dass auch Stoffe, welche nicht in diese Fraktion sortiert werden sollten, recycelt werden. Beispielhaft ist dies an Zink beschreibbar: Zinkschrotte sollten in der Metallaufbereitung in eine eigene Fraktion

abgeschieden werden. Erfolgt ein Ausbringen in der Kupferfraktion gehen sie, aus aufbereitungstechnischer Sicht, verloren. Jedoch können Zinkschrotte beim Kupferrecycling zu 65 % recycelt werden. Hierdurch sind diese wiedergewinnbar, obwohl sie technisch schon „verloren“ waren.

Der Parameter r_{Sammlung} für die Sammlung kann durch die Sammelrate berechnet werden. Hierfür ist nach der EAG-VO die gesammelte Menge in Bezug auf die durchschnittlich in den letzten drei Jahren in Verkehr gesetzte Menge heranzuziehen. Diese kann z.B. aus dem Tätigkeitsbericht der EAK berechnet werden.

Liegen genannte Daten vor bzw. sind diese bestimmt, kann die Recyclingfähigkeit eindeutig berechnet werden. In der Praxis ist jedoch der Fall zu betrachten, dass nicht alle Daten vorhanden sind. Im Folgenden wird auf ein vereinfachtes Verfahren eingegangen, welches Abhilfe schafft. Dieses setzt sich zum Ziel, die fehlenden Informationen mit möglichst hoher Präzision zu substituieren. Systematisch wird erneut auf die einzelnen Terme eingegangen.

Die Grundvoraussetzung für die Anwendbarkeit des Modells ist das Vorhandensein des Produktpasses. Ist dieser nicht vorhanden, ist eine Berechnung aufgrund einer unzureichenden Datenlage nicht sinnvoll. Hierbei könnten nur Durchschnittswerte herangezogen werden, welche wenig über die Recyclingfähigkeit eines Produkts aussagen. Das Ergebnis der Berechnungen wäre zu stark vereinfacht, um Schlüsse daraus zu ziehen.

Ist die chemische Zusammensetzung des Produkts bekannt, nicht jedoch die der Komponenten oder die Verbindungscharakteristik, ist der Term, welcher die Aufschließbarkeit modelliert, zu adaptieren. Hierfür erfolgt die explizite Anwendung des Modells nach Roithner et al. (2021) (vgl. Kapitel 3.3.4), wodurch Gleichung (25) durch Gleichung (12) und (13) teilweise substituiert wird, was mathematisch in Gleichung (33) dargestellt ist. Es gelten jedoch weiters die Überlegungen zur Verwertbarkeit des Stoffes mit maximaler Konzentration.

$$1 - \frac{\frac{1}{m_p} \sum_{T=1}^{n_T} m_T * \sum_{S=1}^{n_S} w_{T,S,nach} * \log_2 w_{T,S,nach}}{\sum_{S=1}^{n_S} w_{S,vor} * \log_2 w_{S,vor}} * (1 - w_{max}) \approx 1 - \frac{\sum_{S=1}^{n_S} w_S * \log_2 w_S}{\log_2 n_S} * (1 - w_{max}) \quad (33)$$

Es wird nicht die Zerkleinerung modelliert, jedoch der potenzielle Aufschluss. Dies geschieht durch Vergleich der Entropie der Stoffe im Produkt mit der maximal möglichen Entropie. Produkte, welche aus zahlreichen Stoffen gleicher Konzentration bestehen, werden hierdurch schlechter als jene bewertet, welche Stoffe in hoher bzw. niedriger Konzentration aufweisen. Durch die explizite Anwendung des Modells nach Roithner et al. (2021) wird auf Kapitel 3.3.4 verwiesen. Treten bei der chemischen Zusammensetzung jedoch auch Schadstoffe auf, welche nach der AbfallBPV das Ausschleusen kontaminierter Bauteile betreffen, so ist die Recyclingfähigkeit des gesamten Produkts mit null zu bewerten. Dies resultiert daraus, dass Schadstoffe ohne zusätzliche Informationen (wie z.B. mittels des vorgeschlagenen Produktpasses) nicht lokalisierbar sind und folglich das gesamte Produkt auszuschleusen ist.

Ist die chemische Zusammensetzung einzelner Bauteile unbekannt, kann dies durch die Anwendung von Durchschnittswerten grob approximiert werden. Besonders ist dies bei Demontagebetrieben, in denen die Zerlegung in Bauteilfraktionen erfolgt hilfreich. Hierfür ist als Gehalt der Outputfraktion nicht die chemische Zusammensetzung, sondern der Anteil an Komponenten an der demontierten Masse zu betrachten. Erfolgt die Betrachtung von Outputströmen, welche aus spezifischen Bauteilen (z.B. Kondensatoren) bestehen, ist es möglich, dass die chemische Zusammensetzung unbekannt ist. In Anlehnung an IEC/TR 62635, können hier Durchschnittswerte für das Recycling von Komponenten ermittelt werden (vgl. IEC/TR 62635). Auch wenn diese Vorgehensweise die spezifische Recyclingfähigkeit der Komponenten verallgemeinert und nicht auf die Produktcharakteristika eingeht, kann dies bei Kleinteilen eine Näherung bieten. Es vereinfacht die Anforderungen an den Produktpass sehr stark und reduziert den Aufwand der Berechnungsmethodik. Wie jedoch in Kapitel 3.3.1 erwähnt, ist diese Vorgehensweise nicht auf das gesamte Produkt anwendbar. Dies würde zu einem Verlust der produktspezifischen Repräsentativität des Modells führen. Diese Vereinfachung kann jedoch nur angewandt werden, wenn sichergestellt werden kann, dass in den Bauteilen mit unbekannter Zusammensetzung keine Schadstoffe, die ein Ausschleußen der gesamten Komponente nach der AbfallBPV erfordert, vorhanden sind. Ist dies nicht eindeutig, muss die Recyclingfähigkeit des Bauteils mit null angenommen werden.

Sind die Ausbringen der Sortierung der Wertstoffe in die Fraktionen unbekannt können diese im Allgemeinen vernachlässigt werden, wenn nur der Vergleich zwischen Produkten gefordert ist. Eine Berechnung der absoluten realen Recyclingfähigkeit ist jedoch nicht möglich. Es ist festzuhalten, dass die Hauptinhaltsstoffe von EAG, Metalle und Kunststoffe, im Allgemeinen durch große unterschiedliche Eigenschaften gut trennbar sind. Zu nennen ist hier explizit die magnetische Suszeptibilität von Eisenschrotten für die Magnetscheidung, die elektrische Leitfähigkeit von Nichteisenmetallen, die Dichte von Kupfer im Vergleich zu Aluminium und Glas bzw. Kunststoffen sowie die optischen Eigenschaften von Kunststoffen. Folglich kommt diesem Faktor in vielen Fällen ein geringerer Einfluss zu. Dies unterstützt, dass mangelnde Sortierbarkeit, aufgrund nicht vorhandenen Aufschlusses, schon Berücksichtigung findet. Alternativ ist ein Vergleich der trennrelevanten Eigenschaften und ein folgendes approximieren des Ausbringens denkbar. Sind deutliche Unterschiede vorhanden, so wird die Effizienz nahezu eins betragen. Bei kleinen Unterschieden geht dies gegen 0,5 (keine Trennung).

Der verbleibende Faktor, welcher zu substituieren sein kann, ist das Masseausbringen des stofflichen Recyclings. Dies ist durch Verwendung von Durchschnittswerten möglich, da hierbei produktspezifische Charakteristika größtenteils verloren gehen und dies hauptsächlich von den sekundären Rohstoffen in Folge der EAG-Aufbereitung abhängt. Die durchschnittliche Recyclingraten von Metallen wurden von Graedel et al. (2011) für zahlreiche Metalle erhoben und sind in einem Periodensystem in Abbildung 9 dargestellt.

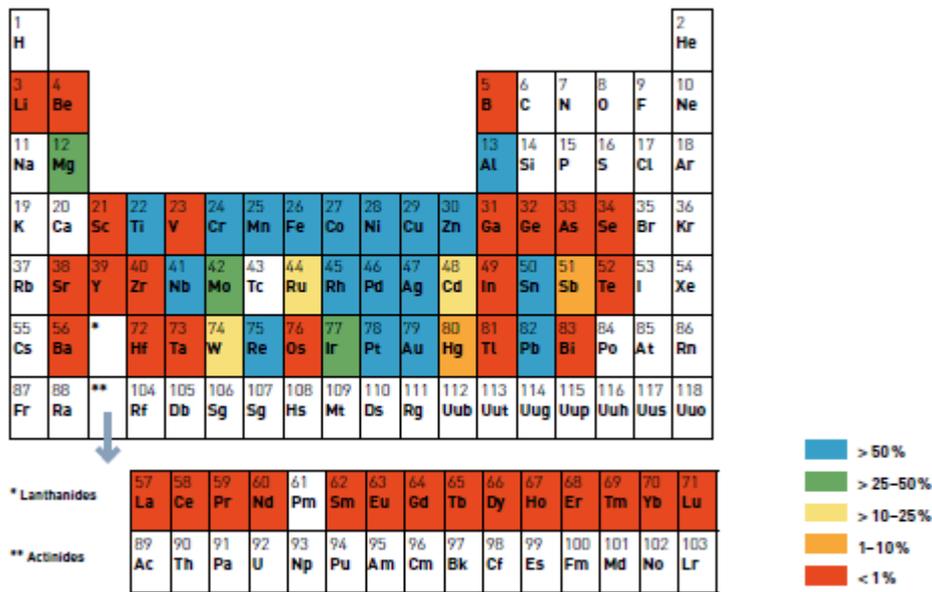


Abbildung 9: durchschnittliche Recyclingraten von Metallen (Graedel et al. 2011)

4 Diskussion

Die rechtlichen Rahmenbedingungen der Entsorgung von EAG in Österreich sowie die, in relevanten Normen und den BREFs, festgelegten Standards wurden, gemeinsam mit Erhebungen zu angewandten Prozessen in Österreich und Literaturangaben, zur Ermittlung eines Referenzprozesses (vgl. Abbildung 8) verwendet. Folgend wurden durch eine Literaturrecherche Einflussfaktoren auf die Stufen der Recyclingfähigkeit ermittelt (vgl. Abbildung 4). Auch erfolgte die Recherche zu publizierten Methodiken, sowie die Charakterisierung dieser (vgl. Abbildung 6). Anhand der erhobenen Informationen erfolgte die Entwicklung eines Berechnungsmodells der Recyclingfähigkeit, welches eine massebasierte, quantitative Methodik mit ausgewählten Faktoren und dem Referenzprozess fusioniert. Hieraus resultiert Gleichung (31) zur Berechnung der realen Recyclingfähigkeit von EAG in Österreich.

Das Ziel dieser Arbeit, ein Berechnungsmodell für eine objektive, quantitative, vergleichbare sowie transparente Ermittlung der realen Recyclingfähigkeit von EAG in Österreich zu erstellen, wurde in Kapitel 3.4 nachgegangen. Die Berechnung sowie Anforderungen, um diese durchführen zu können werden in Abschnitt 4.1 diskutiert. Das in Abschnitt 3.4.3 erstellte Referenzverfahren wird in Abschnitt 4.2 auf Repräsentativität erörtert. Limitierend erweist sich, dass gewisse Faktoren nicht repräsentativ ermittelbar sind, wodurch keine Implementierung in das Model erfolgen konnte. Die Implementierung der Faktoren wird in Abschnitt 4.3 diskutiert. Die resultierende Methodik sowie die Auswahl dieser wird in Abschnitt 4.4 behandelt. Die Anwendung eines massebasierten Ansatzes zur Berechnung der Recyclingfähigkeit wird in Abschnitt 4.5 mit Alternativen verglichen. In Abschnitt 4.6 erfolgt die Gegenüberstellung der Recyclingfähigkeit und anderer Optionen bezüglich ihrer Eignung als Messgröße für Nachhaltigkeit von Produkten. Den Beitrag des Berechnungsmodell zur Förderung der Nachhaltigkeit wird in Abschnitt 4.7 erörtert, bevor in Abschnitt 4.8 auf die Ökomodulation und die daraus resultierenden Möglichkeiten eingegangen wird. Abschließend wird in Abschnitt 4.9 auf die Umsetzbarkeit sowie Limitierungen eingegangen und ein Ausblick gegeben.

4.1 Berechnung und Anforderungen

Die Berechnung erfolgt gemäß der Zielsetzung in Gleichung (31) und ist (in der nicht vereinfachten Form) in theoretische, technische und reale Recyclingfähigkeit trennbar. Dies resultiert aus der Methodik, welche diese nach Gleichung (18) trennt. Gleichung (31) resultiert in einem Wert zwischen null und eins, welcher den Massenanteil des Produkts angibt, das am Lebensende zu einem Sekundärmaterial verwertet werden kann. Folglich bedeutet der Extremwert null, dass kein Anteil des Produkts recycelt, sondern deponiert oder thermisch verwertet wird. Im Gegensatz hierzu gibt der Wert eins eine vollständige stoffliche Verwertung in Sekundärrohstoffe wieder.

Auch wenn in der Praxis eine vollständige Recyclingfähigkeit von eins kaum umsetzbar ist (minimale Verluste treten im Zuge von realen Verfahren immer auf), gilt dies nicht für Werte

von null. Es existieren zahlreiche Gründe. Dazu zählen, dass Produkte nicht (getrennt) gesammelt werden, in Aufbereitungsverfahren nicht aufgeschlossen und/oder sortiert werden, kein Markt für sekundäre Rohstoffe besteht oder keine Recyclingprozess dafür existiert oder lokal nicht angewandt wird. Im Falle von EAG ist die getrennte Sammlung verpflichtend und durch Sammelquoten festgelegt. Dies bedeutet jedoch nicht, dass eine vollständige Sammlung vorliegt, da Fehlwürfe bei der Entsorgung auftreten. Auch existieren Verwertungsquoten, welche die minimale Verwertung regeln. Beide Ausschlussgründe sind im Allgemeinen für EAG nicht von Relevanz.

Aufgrund der Vielfalt an in Elektronikprodukten verwendeten Elementen sind Probleme der Vermarktung von Stoffen mit geringen Konzentrationen bzw. Gesamtmengen wesentlich. Der Aufwand von Demontage, Verwertung, Logistik, etc. steht nach Kreibe et al. (2018) hier zu geringen Mengen entgegen. Beispielhaft unterstreicht dies der Fall von Neodym-Eisen-Bor-Magneten. Für diese existiert eine Technologie zur stofflichen Verwertung. Diese ist jedoch nach Kreibe et al. (2018) aufgrund zu geringer Mengen wirtschaftlich (noch) nicht umsetzbar.

Der Großteil der Produkte wird eine Recyclingfähigkeit abweichend von null und eins vorweisen. Für eine transparente und vergleichbare Bewertung ist ein einheitliches Vorgehen entscheidend, welches möglichst viele Informationen öffentlich zugänglich macht. Hierbei kommt einem Produktpass eine entscheidende Rolle zu. In dieser Thematik gab es 2022 große Fortschritte. So entwarf die „*Initiative für nachhaltige Produkte*“ einen Entwurf für eine Verordnung zur Schaffung eines Rahmens für die Festlegung von Ökodesign-Anforderungen für nachhaltige Produkte (Europäische Kommission 2022). Eine explizite Forderung ist:

„Schaffung eines digitalen Produktpasses für die elektronische Registrierung, Verarbeitung und Weitergabe produktbezogener Informationen zwischen Unternehmen der Lieferkette, Behörden und Verbrauchern“ (Europäische Kommission 2022, S. 11).

Essenziell wäre die explizite Inklusion von Unternehmen von EoL-Prozessen. Im Kontext der Arbeit ist zudem die Zielsetzung des Produktpasses relevant:

„Der Produktpass sollte (...) Wirtschaftsteilnehmern und anderen Akteuren der Wertschöpfungskette wie Reparaturbetrieben oder Recyclingunternehmen Zugang zu einschlägigen Informationen geben und Behörden die Wahrnehmung ihrer Aufgaben erleichtern“ (Europäische Kommission 2022, S. 29).

Hierbei wird der Fokus zunehmend auch auf EoL-Prozesse gerichtet (VDE 2022). Es wird festgehalten, dass die chemische Zusammensetzung, sowie Schad- und Störstoffgehalte, bedeutend für die Entsorgung und das Recycling sind und somit im Produktpass zu inkludieren sind. Auch nach Roithner et al. (2022) ist eine Liste der verwendeten Materialien sowie der Austausch zwischen Produzenten und Entsorgern wichtig für die Verbesserung der Recyclingfähigkeit. Eine Information des Produzenten über den Einbauort und das

Vorhandensein aller Komponenten und Stoffe, welche besondere Behandlung erfordern, ist auch nach IEEE (2018) erstrebenswert. Um den Wahrheitsgehalt der Angaben im Produktpass zu verifizieren sind ebenfalls geeignete Maßnahmen zu treffen. Möglich wäre ein vergleichbares Vorgehen wie der Vergabe der CE-Kennzeichnung.

Überlegungen zu Anforderungen, wie der Maschinenlesbarkeit zur leichteren Verarbeitung der Daten oder zur stakeholder-spezifischen Verfügbarkeit der Informationen wurden im Entwurf zur Verordnung bereits berücksichtigt. Eine Einführung des Produktpasses könnte nach Taylor (2021) auch die richtige Entsorgung fördern, indem Informationen zur Zusammensetzung genutzt werden.

Bezugnehmend auf diese Arbeit ist eine Einführung des Produktpasses, inklusive Informationen zur stofflichen Zusammensetzung und (potenziellen) Schadstoffen essenziell. Ohne Inklusion der Verbindungscharakteristik ist jedoch nur die theoretische Recyclingfähigkeit ermittelbar. Unter Anwendung von Vereinfachungen mittels statistischer Entropieüberlegungen ist die reale Recyclingfähigkeit dennoch modellierbar.

Die mögliche Vereinfachung, bei fehlender Information zu Bauteilzusammensetzung bzw. Verbindungsart, Durchschnittswerte zu verwenden, ist methodisch ungenau. Diese wird jedoch in vielen Fällen alternativlos sein. In einer Einführungsphase ist die Problematik denkbar, dass Produzenten die Zusammensetzung der eigens angefertigten Produkte kennen, nicht jedoch der angekauften Komponenten. Unterstützend würde hier ein Lieferkettengesetz wirken, welches Unternehmen zur Einholung von Informationen zur Zusammensetzung von Komponenten entlang der gesamten Lieferkette verpflichtet.

Vereinfachungen wie die oben genannten können in der Praxis die Anwendung des Modells ermöglichen, indem sie unvollständige Daten approximieren bzw. modellieren. Durch diese verringert sich die Genauigkeit der Berechnung. Abhängig von der Anzahl an vereinfachten Daten kann dies dazu führen, dass die berechnete Recyclingfähigkeit nicht mehr als quantitativ berechnet, sondern nur als qualitativer Vergleich zu anderen Produkten (für welche die gleichen Vereinfachungen getroffen wurden), zu betrachten ist. Obwohl das vollständige Verfahren anzustreben ist, kann die verminderte Aussagekraft des vereinfachten für einige Anwendungen ausreichend sein. Wichtig ist hier, dass es transparent ist, welche gewählt wurden, um die Vergleichbarkeit zu erhalten.

4.2 Repräsentativität des Referenzverfahrens

Auch für die Berechnung benötigt ist ein repräsentatives Referenzverfahren. Dieses wurde in Kapitel 3.4.3 durch Heranziehen von vier österreichischen Betrieben, BAT-Prozessen und Literaturangaben determiniert. Hierbei ist die Repräsentativität entscheidend, wobei die Dimensionen der Repräsentativität nach EN 45555 (produktbezogen, technologisch, zeitlich und geographisch) angewandt wurden. Nach Mathieux et al. (2001) ist bei Referenzprozessen zwischen einem durchschnittlichen, optimalen oder durch technologische Entwicklungen (zukünftig) möglichen zu unterscheiden. Das in dieser Arbeit

definierte Referenzszenario orientiert sich am österreichischen Durchschnitt, indem Betriebe verschiedener Größen betrachtet werden. Vor allem für aufstrebende Produkte, kann die Wahl eines möglichen Szenarios, unter Berücksichtigung zukünftiger Anlagen, zielführend sein.

In den betrachteten Anlagen werden großteils EGG und EKG sowie kleine IT-Geräte verwertet. Wärmetauscher bzw. Kühlgeräte sowie Bildschirme werden nicht betrachtet. Für die Entsorgung von Lampen existiert 2019 in Österreich keine Verwertungsanlage (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie 2021). Außerdem erfolgt, nach einer manuellen Demontage der Metallteile keine gesonderte Verwertung von PV-Modulen. Folglich ist die Anwendbarkeit des entwickelten Modells unter Berücksichtigung des in Kapitel 3.4.3 beschriebenen Referenzverfahrens ausschließlich für EGG, EKG und IT-Geräte nach der EAG-VO anzuwenden. Durch Inklusion von Verfahren anderer Produktkategorien wäre dies erweiterbar. Gleiches gilt auch wenn das Berechnungsverfahren auf andere geographische Bereiche angewandt werden soll. So ist für das gewünschte Gebiet ein repräsentatives Referenzverfahren zu ermitteln und in das Modell zu implementieren.

Die technologische Repräsentativität wurde durch die Betrachtung der BREFs in Abgleich mit realen Anlagen und Fachliteratur angestrebt. Mittels Analyse mehrerer Quellen konnte ein breites Spektrum an möglichen Verwertungsszenarien beschrieben und inkludiert werden. Dies betrifft im Besonderen angewandte Aggregate. Eine Schwierigkeit stellt jedoch die Betrachtung der Outputfraktionen dar. Diese sind im Allgemeinen vergleichbar, die spezifische Zusammensetzung ist jedoch stark abhängig von Vereinbarungen mit Kunden und somit individuell festgelegt. Lediglich einige Standards, wie z.B. das Milberry Kupfer und diverse Stahlsorten (z.B. E40) sind genau definiert.

Für die zeitliche Repräsentativität des Referenzverfahrens sind besonders regulatorische Aspekte, wie zum Beispiel Sammel- und Verwertungsquoten, sowie ökonomische Aspekte zu betrachten. Erstere sind nach Mayrhofer (2018) besonders für das Investitionspotential verantwortlich, da neue strengere rechtliche Anforderungen diese notwendig machen. Aber auch ökonomische Aspekte, wie der Marktpreis der Sekundärrohstoffe, können den Einsatz neuer Technologien vorantreiben.

Welche Technologien im Zuge von Modernisierungen in neue Anlagen implementiert werden könnten, kann durch Bewertung dieser durch das Technology Readiness Level (kurz TRL), ein von der NASA entwickelter Indikator für neue Technologien und Verfahren, abgeschätzt werden (vgl. Tzinis 2015). In einem angepassten neunstufigen System geht dies von *TRL 1: Beobachtung und Beschreibung des Funktionsprinzips* bis *TRL 9: Qualifiziertes System mit Nachweis des erfolgreichen Einsatzes* (Projektträger Jülich o. J.) Es ist zu überlegen, inwieweit Technologien mit hohem TRL-Wert bei der Erstellung des Referenzprozesses Berücksichtigung finden. Besondere Beachtung sollten nach Resicled, bei der Überlegung welche modernen Technologien im Referenzprozess inkludiert werden, Produkte mit kurzer Lebenszeit finden.

Ein weiterer Aspekt der zeitlichen Repräsentativität ist der Vergleich von aktuellen zu zukünftigen Abfallströmen. Sind derzeit, wie am beschriebenen Fall von Neodym-Eisen-Bor-Magneten, die Quantitäten zu gering oder existieren, wie im Fall von PV-Modulen, noch keine Behandlungsverfahren in Österreich, kann sich dies bis zum Ende des Produktlebenszyklus ändern. Würden bei der Berechnung der Recyclingfähigkeit von PV-Modulen aktuelle Sammelraten Anwendung finden, wäre die Recyclingfähigkeit nahezu null. Hier ist es von Bedeutung die zukünftigen Sammelraten zu approximieren. Eine Möglichkeit dies zu tun, ist die Anwendung der Sammelraten vergleichbarer Produkte. Alternativ können auch Sammelquoten verwendet werden, wenn eine Gültigkeit für das Produktlebensende abzusehen ist. Im konkreten Fall von PV-Modulen ist eine Approximation durch die Sammelraten von EGG denkbar.

Auch wenn Entwicklungen oft schwierig vorherzusagen sind und die zeitliche Repräsentativität folglich mit Unsicherheit behaftet ist, muss die Vergleichbarkeit gegeben sein. Hierfür ist ein transparentes Verfahren essenziell. Das Referenzverfahren sollte daher, wenn Änderungen offensichtlich abzusehen sind, angepasst werden. Diese müssen jedoch, durch absehbare gesetzliche Änderungen oder durch den TRL rechtfertigbar sein.

4.3 Implementierte Faktoren

Die aus der Literatur ermittelten Faktoren wurden mit dem Anspruch, ein möglichst vollständiges Spektrum an Parametern darzustellen, erhoben. Aus diesen wurden relevante Parameter für die Inklusion in das Referenzszenario gewählt. Hierbei wurde neben der Vollständigkeit auch auf die Messbarkeit und, wie schon beim Referenzverfahren, auf die Repräsentativität geachtet.

Der Wertstoffgehalt gibt, wie in zahlreichen Veröffentlichungen beschrieben, das Wertstoffpotential an. Zu beachten ist jedoch, dass für manche Schadstoffe nach der AbfallBPV ganze Komponenten aus der stofflichen Verwertung ausgeschleust werden müssen. Folglich ist nicht ausschließlich das Vorhandensein oder die Konzentration entscheidend, sondern auch die Verteilung essenziell. Hier kommt die zentrale Funktion des Produktpasses zum Vorschein und die Wichtigkeit einer Liste von Komponenten und deren Zusammensetzung. Bestehende Modelle vernachlässigen diese Regelung, wodurch das berechnete Recyclingpotential deutlich höher ausfallen kann. Bei der Markteinführung neuer Produkte betrifft dies jedoch, aufgrund geltender Stoffverbote, nur eine Minderheit von Produkten, für welche Ausnahmen nach Anhang IV der ROHS-RL-Verordnung gelten. Im Sinne der zeitlichen Repräsentativität ist auch auf Substanzen zu achten, welche verboten werden können. Eine mögliche Quelle hierfür, ist die SIN List. Diese nennt Stoffe, die möglichst schnell verboten werden sollten (chemsec 2022). Die Abwägung, welche Stoffe in das System aufzunehmen sind, ist schwierig. Auch hier ist stetig auf eine transparente und einheitliche Vorgehensweise zu achten.

Faktoren, welche quantitativ schwer messbar sind, müssen modelliert werden. Dies betrifft im Besonderen die Aufschließbarkeit. Das Aufschlussverhalten ist komplex, jedoch für die

weitere Aufbereitung essenziell. Um dies quantitativ zugänglich zu machen, wurde auf Methoden der statistischen Entropie zurückgegriffen. Diese eignet sich nach Roithner et al. (2021) zur Bewertung von abfallwirtschaftlichen Systemen um die Separation zu bewerten. Im Zuge des Aufschlusses bedeutet Separation die Vereinzelung von Stoffen. In dieser Arbeit werden jedoch Outputfraktionen von Sekundärrohstoffen betrachtet, da die stoffliche Verwertung eigens zu betrachten ist. Beispielhaft kann dies an Edelmetallen verdeutlicht werden. Fallen diese in einer Kupferfraktion an, so ist dies als positiv zu bewerten, da diese im Zuge des Kupferrecyclings in Kupferhütten gewonnen werden können (Montanwerke Brixlegg AG 2022). Für die Bewertung der statistischen Entropie ist die Zusammensetzung des Produktes vor der Aufbereitung bzw. Demontage, sowie die Zusammensetzung der Teile nach dem Aufschluss zu betrachten. Hierbei ist die Berechnung nach Roithner et al. (2021) abgeleitet. Diese war jedoch abzuändern, um die Bewertung des Aufschlusses durch Analyse der Verbindungstechnik und Produktgeometrie vorzunehmen. Die Beurteilung, ob ein Teil aufzuschließen ist, muss nach klaren Regeln und Definitionen erfolgen. Denkbar sind hierbei empirische Versuche oder Modellrechnungen. Diese sollten in Vorgaben resultieren, ob eine Verbindung einer Art, eines Objekts aufschließbar ist oder nicht. Denkbar ist auch Aufschlusswahrscheinlichkeiten in das Modell zu implementieren. Diese wären mathematisch als Faktor in die Massengewichtung einfließen zu lassen. Besondere Betrachtung benötigen untrennbare Verbindungen, wie Schweiß- oder Klebeverbindungen mit hoher Festigkeit, da diese im Allgemeinen als nicht demontierbar gelten.

Die Modellierung der Demontage mit der MOST-Technik ist zum einen akkurat, wirft jedoch das Problem der Findung von Grenzwertzeiten auf. Diese sind, im Besonderen bei sozialökonomischen Betrieben wie dem DRZ, nicht klar geregelt, sondern richten sich nach dem Aufkommen. Letzteres bleibt jedoch nicht konstant. Praktisch gesehen kann es sinnvoll sein, ausschließlich Komponenten, welche nach der AbfallBPV und EAG-VO zu demontieren sind, sowie große Wertstoffe wie Leiterplatten, als demontierbar zu betrachten.

Die Sortiereffizienz ist als Masseausbringen eines aufgeschlossenen Partikels in die Zielfraktion definiert. Diese ist stark von den physikalischen Eigenschaften (dem Trennkriterium) bestimmt und folglich materialabhängig. Für eine weitgehende Ermittlung sind empirische Versuche notwendig. Hierbei können aufgeschlossene Partikel verwendet werden, da die Imperfektion des Aufschlusses schon durch Berechnung des Aufschlusses berücksichtigt ist. Im Fall von nicht verfügbaren Daten für bestimmte Stoffe ist auf das Trennkriterium zu achten. Zu unterscheiden ist zwischen nicht bekannten Stoffen und dem gänzlichen Fehlen von Daten für Sortierprozesse. Fehlen einzelne Stoffdaten, so ist es naheliegend einen Stoff mit ähnlichen Stoffwerten für das sortierrelevante Kriterium zu suchen und diesen Wert zu berechnen, oder zwischen zwei Werten zu interpolieren. Fehlen Daten zu einem Sortierprozess, ist zu prüfen, ob die Abscheidung eines Materialstroms aufgrund großer Unterschiede im Trennkriterium vernachlässigt werden kann oder diese, z.B. durch Kleinversuche, approximiert werden müssen. Jedoch nimmt auch hier die Genauigkeit der Berechnung ab, wodurch die oben diskutierten Limitationen gelten.

Eine weitere Möglichkeit den Materialaufschluss und die Sortierung zu bewerten, ist nach Reuter et al. (2015) die Modellierung mittels Simulationsprogrammen. Dieses Verfahren liefert in Studien akkurate Ergebnisse über die Aufbereitung. Die Nachteile sind hierbei jedoch vielzählig. Das Berechnungsverfahren ist wenig transparent und auf komplexen Algorithmen aufgebaut. Zudem werden digitale Konstruktionspläne benötigt. Hersteller könnten einer Preisgabe dieser aus Gründen der Geheimhaltung reserviert gegenüberstehen.

In Literaturquellen (vgl. Dender et al. 2015) wird berichtet, dass vom Hersteller bereitgestellte Informationen Einfluss auf den Entsorgungsprozess haben. Dies ist nach Lenz (2022b) nicht zu bestätigen. Dies wird damit begründet, dass eine Recherche zur ordnungsgemäßen Demontage jedes Produkts viel Zeit in Anspruch nimmt. Dies würde den Durchsatz deutlich reduzieren. Einzig hätte dies Einfluss auf die Reparaturfähigkeit, nicht jedoch die Demontage, wodurch diese Maßnahme in der Abfallhierarchie eine Stufe höher Wirkung zeigt.

Für die Sammlung von EAG in der EU gilt eine Mindestsammelquote. Die aktuellen Sammelraten für alle Gerätekategorien sind in Tabelle 5 berechnet. Diese lassen sich aus dem Quotienten der im Vorjahr gesammelten Menge im Verhältnis zur in Verkehr gesetzten Menge der letzten drei Jahre berechnen (vgl. Kapitel 3.1.3). Dieser Durchschnittswert ist als Näherung zu betrachten und nicht über alle Gerätekategorien konstant. Zudem sind Vorhersagen über Abfallströme der Zukunft, bei denen es stark steigende Inverkehrsetzungsmengen, bei kaum vorhandenen entsorgten Produkten, gibt, durch die Sammelquote nicht bestimmbar. Dies ist am Beispiel der PV-Module sichtbar.

In einigen Literaturveröffentlichungen ist neben sozioökonomischen Aspekten auch vom Größeneinfluss der Produkte auf die Sammlung zu lesen (vgl. 3.2.3). Der sozioökonomische Einfluss ist schwierig zu bewerten, da Produkte im Allgemeinen eine Zielgruppe haben, eine Vorhersage auf die Sammlung jedoch schwierig und verallgemeinernd erscheint. Der Größenfaktor kann durch den Vergleich der Kategorien EKG und EGG der Sammelraten (vgl. Tabelle 5) im Groben geprüft werden. Anhand der Sammelquoten für 2019 (EGG: 0,66 bzw. EKG: 0,68) und 2020 (je 0,66) lassen sich keine deutlichen Unterschiede erkennen. Um die produktbezogene Repräsentativität zu erhöhen sind deshalb weitere Forschungen notwendig, welche die beeinflussenden Faktoren näher beleuchten. Die zeitliche Repräsentativität des Sammelparameters ist, durch die Unklarheit zukünftiger Maßnahmen bzw. deren Effektivität, schwierig zu beurteilen.

Nicht im Modell inkludiert wurde das ökonomische Potential. Dieses, gemessen am Marktpreis der Primär- und Sekundärrohstoffe, ist durch die Volatilität der Preise schwer vorherzusagen, wodurch eine zeitliche Repräsentativität nicht zu erreichen ist. Folglich wurde der Faktor nicht für die Berechnung der Recyclingfähigkeit verwendet. Durch akkurate Bestimmung eines repräsentativen Referenzprozesses lässt sich dieser Faktor kompensieren, da diese Größe insbesondere Auswirkungen auf das EoL-Szenario besitzt. Folglich kommt der Bestimmung des Referenzprozesses eine besondere Bedeutung zu. Bei

hohen Preisen wird tendenziell größerer Aufwand betrieben, wodurch sich der Prozess zum technischen Optimum verschiebt. Umgekehrtes gilt bei niedrigen Preisen.

Die Verwertung von Begleitelementen sowie das Masseausbringen des Recyclings sind stark miteinander vernetzt und maßgeblich durch das EoL-Szenario bestimmt. Im Berechnungsmodell sind diese durch einen Parameter vereint. Dies ist durch die Auswertung aller im Sekundärrohstoff enthaltenen Stoffe und eine Berechnung des Inhaltsausbringens im stofflichen Recycling realisiert. Hier ist jedoch zu beachten, dass ein Stoff nur dann als recycelt gilt, wenn dieser der Verwendung in einem Produkt zur Substitution von Primärmaterial dient. Ein signifikantes Downcycling ist im Sinne dieser Arbeit als nicht recycelt zu sehen. Beispielhaft sind die Zahlen von Kupfer in Tabelle 9 gezeigt.

Der gesetzliche Rahmen ist bei der Definition des Referenzszenarios berücksichtigt worden, und wird daher indirekt in die Berechnung implementiert. Dies ist zum Beispiel bei der Bewertung der Schadstoffentfrachtung der Fall. Die Beachtung dieser ist dennoch essenziell, da nach Mayrhofer (2018) Änderungen wesentlich für Erneuerungen und Entwicklungen von Anlagen sind. Zudem können Erhöhungen von Sammel- und Verwertungsquoten höhere Anstrengungen notwendig machen.

Bezugnehmend auf die Arbeitshypothese ist festzustellen, dass die fünf genannten Faktoren wesentlichen Einfluss auf die Recyclingfähigkeit haben. Prinzipiell sind diese jedoch sehr allgemein gehalten, wodurch die in der Hypothese betrachteten Faktoren wiederum von zahlreichen Faktoren abhängig sind. Zudem sind die genannten Faktoren einer direkten Messung nicht zugänglich wodurch diese weiter in Faktoren zu unterteilen oder zu modellieren sind. Folglich kann daraus geschlossen werden, dass die in der Arbeitshypothese genannten Faktoren die Massenbilanz der Entsorgung von EAG beschreiben, jedoch selbst von Subfaktoren abhängen und zum Teil nicht messbar sind. Diesbezüglich sind diese durch die in Kapitel 3.2 ermittelten Faktoren zu erweitern.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Auswahl der in Kapitel 3.2 ermittelten Faktoren anhand der Prüfung erfolgte, ob diese repräsentativ ermittelbar und quantitativ messbar bzw. modellierbar sind. Infolgedessen wurden Faktoren, wie beispielsweise das ökonomische Potential, verworfen, vor allem aufgrund der zeitlichen Repräsentativität. Dies beeinflusst folglich die Vollständigkeit der Faktoren des Berechnungsmodells. Verworfen Parameter wurden möglichst kompensiert. Beispielhaft sind ökonomische Parameter zu nennen, welche indirekt durch den Referenzprozess beachtet werden. Ein weiteres Kernkriterium ist die Messbarkeit und Quantifizierbarkeit. Ist dies nicht möglich, schafft die Modellierung Abhilfe. Dies findet u.a. bei der Bewertung des Aufschlusses Anwendung. Eine Implementierung weiterer Faktoren ist im Sinne der Anwendbarkeit als kritisch zu betrachten, da diese die Komplexität weiter steigert.

4.4 Berechnungsmethoden und Modelle

In dieser Arbeit wurden die ausgewählten Faktoren in eine massebasierte Methode implementiert. Aufgrund der Zielsetzung die Recyclingfähigkeit allgemein bestimmen zu können und eine Basis für die Produktbewertung zu schaffen wurde ein quantitatives Modell gewählt. Dieses ermöglicht das reale Ausbringen der Produkte zu berechnen und ist in der Bewertung transparent. Qualitative Modelle finden für die Evaluation von Designmöglichkeiten Anwendung. Somit können produkt- bzw. produktgruppenübergreifende Bewertungen irreführend sein.

Im Vergleich zu anderen massebasierten Modellen wurde im Besonderen darauf geachtet, dass alle Stufen der Recyclingfähigkeit betrachtet sind. Das erstellte Modell würde in Abbildung 6 den gesamten Bereich abdecken. Ein Großteil der existierenden Modelle verfehlt dieses Ziel. Einzig die Methodik von cyclos-HTP ist erreicht dies. Diese ist jedoch auf Verpackungen und stoffgleiche Nichtverpackungen beschränkt (Institut cyclos-HTP GmbH 2021) und muss deshalb auf EAG abgeändert werden. Ansätze aus Modellen, wie jenes nach Roithner et al. (2021) sowie aus der Norm EN 45555, eignen sich direkt zur Anwendung, berücksichtigen jedoch ausschließlich einen Teilbereich der Recyclingfähigkeit.

Die EN 45555, welche das Grundgerüst für diese Arbeit liefert ist vergleichbar. In dieser sind Effizienzgrade für die Berechnung vorgeschlagen, ohne explizit auf die Ermittlung dieser einzugehen. Die Berechnung der Recyclingfähigkeit nach EN 45555 verwendet, wie auch in IEC/TR 62635 vorgeschlagen, Durchschnittswerte. Dies ist im Falle der Sortierung auch in dieser Arbeit eingesetzt. Eine Modellierung des Aufschlusses ist hierdurch nicht möglich. Dieser Prozessschritt findet nach EN 45555 auch keine Betrachtung. Dies liegt im Grunde daran, dass beim Aufschluss bilanziell keine Verluste auftreten. Real gesehen liegen die Verluste des Aufschlusses an der nicht möglichen Sortierbarkeit von nicht aufgeschlossenen Partikeln. Eine Bewertung dieses Faktors bei der Sortiereffizienz wäre bilanziell richtig. Die Problematik ist hierbei, dass dies zu produktspezifischen Sortierfaktoren führt. Dies würde einen Test jedes Produkts durch das Referenzverfahren notwendig machen. Dies stellt einen enormen Mehraufwand dar, dessen Umsetzbarkeit fraglich ist. In dieser Arbeit wird diese Problemstellung durch die Modellierung von nicht direkt messbaren Faktoren mithilfe von Überlegungen zur statistischen Entropie umgangen.

Eine weitere Unterscheidung zwischen der EN 45555 und dieser Arbeit ist, dass auch die Sammlung berücksichtigt wird. Dies ist, wie an Tabelle 5 deutlich wird, ein wesentlicher Faktor, welcher die Recyclingfähigkeit maßgeblich beeinflusst. Zudem sind gesetzliche Parameter, welche die Entfernung von Schadstoffen betreffen, indirekt durch einen Effizienzfaktor der Schadstoffentfrachtung implementiert.

Eine zusätzliche Verbesserung gegenüber der Norm wird durch die Implementation von Näherungswerten durchgeführt. Das vereinfachte Verfahren nach EN 45555 wird durch Verwendung von 0 oder 1 bei unbekanntem Wert durchgeführt. Dies entspricht zum einen nur selten den realen Werten und besitzt das Potential, Werte nicht zu publizieren, um eine

höhere Recyclingquote zu erreichen. Ähnliches gilt auch für das Modell der IEC/TR 62635. Dieses setzt bei der Berechnung auf Durchschnittswerte für die Recyclingfähigkeiten von Materialien oder Komponenten. Einflüsse des Produktdesigns werden aufgrund der Anwendung von Durchschnittswerten nicht berücksichtigt. Folglich sind die Ergebnisse nicht produktspezifisch, sondern (maximal) produktgruppenspezifisch.

Ein weiterer Vorteil des vorliegenden Modells ist die Vergleichbarkeit durch die Berechnung der absoluten Recyclingfähigkeit. Dies wird im direkten Vergleich des Bewertungsmodells mit jenem nach Dender et al. (2019) sichtbar. In diesem erfolgt eine detaillierte subjektive Bewertung unter Anwendung von qualitativen und quantitativen Parametern. Diese Vorgehensweise ist bei der Bewertung des relativen Vorteils einer Konstruktionsmethodik geeignet, für quantitative Berechnung jedoch nicht. Gründe hierfür sind die mangelnde Objektivität sowie die Tatsache, dass der resultierende Faktor nicht absolut ist.

Vergleicht man das in dieser Arbeit entwickelte Modell zu jenem von cyclos-HTP für Verpackungen zeigen sich Parallelen bei der Berechnungsmethodik. Die größten Unterschiede zeigen sich jedoch darin, dass in cyclos-HTP die Sammlung nur mittels binären Bewertungskriteriums berücksichtigt wird sowie in der fehlenden Miteinbeziehung des Aufschlusses. Letzteres ist jedoch durch die wesentlich einfachere Produktzusammensetzung von Verpackungen im Vergleich zu EAG zu erklären. Die Sammelrate wird nur durch das Vorhandensein einer Erfassungs- und Verwertungsstruktur als binäres Kriterium berücksichtigt. Eine Betrachtung von Sammelverlusten, wie im entwickelten Modell durch r_{Sammlung} , erfolgt nicht.

4.5 Massebasierter Ansatz zur Berechnung der Recyclingfähigkeit

Der angewandte rein massebasierte Ansatz wird in einigen Modellen (z.B. Nelen et al. 2014) durch ökonomische und ökologische Parameter ergänzt. Argumente hierfür sind, dass nach Huisman (2003) dadurch der ökologische Nutzen berechnet werden kann bzw. nach Nelen et al. (2014) der Beitrag zum Schließen der Stoffkreisläufe messbar ist, anstatt ausschließlich der der recycelten Masse. Zudem erfolgt in Modellen, wie u.a. der EN 45555, die Bewertung nach der Kritikalität.

„CRMs (Anm. Kritische Rohstoffe) haben im Allgemeinen eine zu vernachlässigende Auswirkung auf die massenbasierte Recyclingfähigkeitsrate des Produkts, jedoch können sie dazu beitragen, Versorgungs-, wirtschaftliche und umweltbezogene Risiken und Auswirkungen zu vermeiden“ EN 45555 S.15.

Nach IEC/TR 62635 können auch andere Parameter für die Bewertung eines materialeffizienten Designs betrachtet werden, es wird jedoch klargestellt, dass die massebasierte Recyclingfähigkeit große Bedeutung besitzt. Für die Entscheidung zugunsten eines massebasierten Ansatzes spricht die objektive, quantitative Bewertbarkeit, welche ausschließlich Produktdaten sowie Anlagendaten bedarf. Im Gegensatz hierzu sind für die erweiterten Bewertungen definierte Faktoren notwendig. Es besteht die Problematik der

vollständigen repräsentativen Messbarkeit dieser. Dies betrifft, aus schon genannten Gründen, wirtschaftliche, aber auch ökologische Parameter. Beispielhaft sind die Umweltauswirkungsindikatoren von REAPRO zu nennen. Dabei sind die wichtigsten Life-Cycle-Impacts zu wählen. Dies lässt großen subjektiven Spielraum, auch der mangelnden Definition der Bilanzgrenzen und Allokationen. Selbiges gilt auch für die Gewichtung nach der Kritikalität. Auch hier ist der resultierende Wert stark von Definitionen der Kritikalität abhängig. Die Gewichtung anderer Parameter macht das Ergebnis zudem kontraintuitiv, zumal unter der Recyclingfähigkeit der Masseanteil an sekundären Rohstoffen an der Produktmasse verstanden wird.

Es ist nochmals darauf hinzuweisen, dass nach EN 45555 die nach Masse berechnete Recyclingfähigkeit nicht den Nettoumweltnutzen beschreibt, auch wenn Recycling als umweltfreundlich gilt. Dieser kann nach EN 45555 durch Erweiterung mit zusätzlichen Umweltfaktoren und der Erstellung einer Ökobilanz (nach ISO 14040 und ISO 14044) unter Bezugnahme auf die ersparten Umweltauswirkungen der Primärprodukte und Auswirkungen des Recyclingprozesses sowie Faktoren für Upcycling und Downcycling berechnet werden.

4.6 Recyclingfähigkeit als Bewertungsgröße

Letztere Überlegungen führen zu der Frage, welche Auswirkungen aus der Recyclingfähigkeit ableitbar sind. Die in dieser Arbeit angewandten Definitionen von Recycling (vgl. Kapitel 1) sind abweichend derer verwendet in EN 45555. Diese setzt den Umfang deutlich weiter in dem sie Recycling wie folgt definiert:

„jedes Verwertungsverfahren, durch das Abfallmaterialien zu Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen“ EN 45555 aus Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien.

Der wesentliche Unterschied der abweichenden Definitionen ist die materialidentische Substitution von Neuware, welche ein Downcycling ausschließt. Dies wurde gewählt, um die Effekte von signifikanten Downcycling zu reduzieren.

Hierbei ist auch das Stufen-Modell der Recyclingfähigkeit zu diskutieren auf dem diese Arbeit aufbaut. Nach Pomberger (2020) sind drei Stufen der Recyclingfähigkeit definiert. Die Unterteilung in diese ist in der vereinfachten Berechnungsformel der Arbeit nur ansatzweise zu sehen. Eine getrennte Betrachtung der Stufen kann dennoch sinnvoll sein, da die Schwachstellen des Produkts beim Recycling offensichtlich werden. Damit ist gemeint, ob eine geringe Recyclingfähigkeit am mangelnden Rohstoffpotential, an der Aufbereitbarkeit (Produktdesign) oder an realen Parametern wie der Sammlung oder stofflichen Verwertung liegt. Ein Einflussparameter, der dieser Einteilung nicht folgt, ist jener der rechtlichen Voraussetzungen. Diese sind bei der theoretischen Recyclingfähigkeit und der Demontagefähigkeit durch Stoffverbote und Abfallbehandlungspflichten implementiert, obwohl eine Zuordnung eigentlich zur realen Recyclingfähigkeit notwendig wäre.

Neben der Recyclingfähigkeit erfolgt in einigen Modellen, wie z.B.: Ardente und Mathieux (2014) oder bei iFixit (Fleischhauer 2022), auch die Betrachtung von anderen Parametern, wie der Repairability oder Recoverability. Diese setzen in der Abfallhierarchie nach der EU-Abfallrahmenrichtlinie (RL2008/98/EG) an anderen Stellen der Pyramide an. Alle Ebenen sind von Bedeutung für die Kreislaufwirtschaft. Die Re-Useability und Repairability tragen zum Materialzeitnutzen und somit zur Einsatzzeit eines Stoffes im Kreislauf bei. Sie liefern jedoch keine Aussage über das Verhalten im Recycling. Die Repairability ist vergleichbar wie die Demontagefähigkeit, da diese stark von der Verbindungstechnik abhängig ist. Auch hier sind untrennbare Verbindungstypen sowie eine große Anzahl an Verbindungen negativ zu bewerten.

Die Recoverability bezieht alle Verwertungsverfahren mit ein, wodurch im Wesentlichen die thermische Verwertung inkludiert wird, da andere nicht stoffliche Verwertungsverfahren geringe Bedeutung für eingesetzten Stoffe für EAG besitzen. Die Recoverability ist jedoch durch Anpassen des Referenzszenarios durch die Inklusion von thermischen Verwertungsanlagen und der Effizienz dieser leicht in die ermittelte Methodik zu integrieren.

4.7 Förderung des Design-for-Recycling

Der *neue Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft* im Zuge des Green Deals der EU ist, setzt im Elektronikbereich Maßnahmen, dass Elektro- und Elektronikgeräte für die Energieeffizienz und Haltbarkeit, Reparierbarkeit, Nachrüstbarkeit, Wartung, Wiederverwendung und Recycling ausgelegt werden (Europäische Kommission 2020). Auch die Recyclingfähigkeit im Allgemeinen soll in das europäische Umweltzeichen aufgenommen werden (Europäische Kommission 2020). Prinzipiell steht der Gedanke der Schließung von Materialkreisläufen im Fokus. Dies geht mit der Aufbereitung von Abfällen zu Sekundärrohstoffen und der Rückführung dieser in Produkte durch stoffliches Recycling einher. Somit bedingt dies eine Steigerung der Recyclingraten. Eine Möglichkeit diese zu steigern ist Design-for-Recycling. In diesem Kontext soll das in dieser Arbeit entwickelte Modell Designern eine transparente Methodik bieten, das Produktdesign für das Recycling zu optimieren. Hierfür ist vor allem die Zusammensetzung des Produktes und der Komponenten sowie die Verbindungstechnik zu betrachten. Beispielweise kann hier die Entscheidung von Fairphone zur modularen Konstruktion für die Erhöhung der Recyclingfähigkeit, genannt werden (Fairphone 2017). Folglich ist die Berechnungsmethodik auch für Produktdesigner zugänglich zu machen. Begleitende Informationen, wie die Recyclingfähigkeit steigerbar ist, sind zudem empfehlenswert. Ardente et al. (2011) geben Empfehlungen zur Steigerung der Recyclingfähigkeit:

- Die Identifikation besonders wertvoller und wiederverwendbarer Bauteile,
- die Bevorzugung technisch als auch wirtschaftlich recyclingfähiger Komponenten,
- die Identifikation von Bauteilen mit gefährlichen Stoffen und die Entfernung dieser,
- die Definition von spezialisierten Behandlungsverfahren und Vorsichtsmaßnahmen sowie
- die Bereitstellung von Informationen zur Entsorgung des Produkts schon in der Designphase durchzuführen.

4.8 Ökomodulation zur Förderung der Nachhaltigkeit

Einen ökonomischen Anreiz für den Einsatz des Design-for-Recycling bietet nach Pomberger (2020) die Ökomodulation von Lizenzbeiträgen. Dies soll Produkte, welche eine höhere Recyclingfähigkeit aufweisen, mit einem deutlich niedrigeren Lizenzentgelt belegen als kaum recycelbare. Diese Lenkungsmaßnahme soll das Design-for-Recycling auch ökonomisch für Betriebe attraktiveren. Die Beiträge sollen nach Chagnes (2016) spezifisch für das Recycling verwendet werden. Ein weiterer Effekt ist nach Chagnes (2016) auch, dass die Thematik am Verbrauchermarkt vermehrt thematisiert wird. Kritisch zu evaluieren ist jedoch die Höhe des Beitrags und der Grad der Modulation. Besonders im Elektronikbereich, wo hochpreisige Produkte keine Seltenheit sind, machen kleine Preisunterschiede einen geringeren Unterschied, als bei günstigen Produkten.

Beispielhaft für die Ökomodulation ist nach Chagnes (2016) das französische Sammel- und Verwertungssystem *ecosystem*. Dieses nimmt durch die Dokumentation aller umweltrelevanter Ströme im Recycling eines Produkts eine ökologische Bewertung vor (*ecosystem 2022b*). Problematisch scheint hierbei die korrekte Allokation zu sein. Bei Betrachtung des Entsorgungsbeitrags von Haushaltsgeräten, sind mehrere Kriterien entscheidend, welche u.a. das Recycling, die Reparaturfähigkeit sowie die Langlebigkeit betreffen (*ecosystem 2022a*). Beispielhaft bedeutet dies für Tablets, dass die Lizenzbeiträge nach Tabelle 11 moduliert werden.

Tabelle 11: Ökomodulierte Lizenzbeiträge von *ecosystem* (*ecosystem 2022a*)

Kriterien	Lizenzbeiträge
-	€
Keine bromierten Flammschutzmittel in Kunststoffen sowie Softwareupdates, welche untereinander kompatibel sowie für den einwandfreien Betrieb essenziell sind.	0,50
bromierte Flammschutzmittel in Kunststoffen oder keine Softwareupdates, welche untereinander kompatibel sowie für den einwandfreien Betrieb essenziell sind.	1,01

Am obigen Beispiel ist die allgemeine Problematik bezüglich der Recyclingfähigkeit gut sichtbar, da ausschließlich auf das Stoffpotential (theoretische Recyclingfähigkeit) eingegangen wird. Andere Faktoren, welche substanziell für ein Recycling sind, werden nicht betrachtet. Dies zieht sich über sämtliche Produktkategorien (*ecosystem 2022a*).

Eine weitere Problematik ist die Höhe der Differenz zwischen ökologisch vorteilhaften und unvorteilhaften Produkten. Bei einem Durchschnittspreis für Tablets von 401 € im Jahr 2021 (in Deutschland), liegt die Preisdifferenz, bezogen auf den Produktpreis, im Promillebereich (HEMIX 2021). Hierbei wäre zu überlegen, ob ökologisch vorteilhafte Produkte (nahezu) kostenlos entsorgt werden können, zu Lasten jener, welche unvorteilhaft sind. Dies könnte die relative Differenz auf ein signifikantes Niveau heben. Argumente gegen diese Vorgehensweise sind, dass nach Chagnes (2016), die Hauptkosten bei der Entsorgung von

EAG durch die Sammlung und Logistik entstehen, nicht durch das Recycling. Diese sind, zumindest innerhalb einer Produktkategorie, unabhängig von der Recyclingfähigkeit.

Die Beträge in *ecosystem* sind mittels Grenzwerten in Kategorien eingeteilt (*ecosystem* 2022a). Eine Kategorie existiert somit für Produkte, welche den Grenzwert überschreiten und eine für den Grenzwert unterschreitende. Folglich ist der exakte Wert unbedeutend. Dies könnte dazu führen, dass Hersteller, welche das Unterschreiten des Grenzwerts als nicht machbar oder zielführend erachten, keine Reduktion eines Schadstoffs anstreben. Eine kontinuierliche Abstufung bzw. Modulierung würde dem Abhilfe schaffen.

Wie im Zuge der Diskussion von Modellen gezeigt und am obigen Beispiel demonstriert, existieren neben der Recyclingfähigkeit auch andere Methoden und Parameter, um eine Ökomodulation vorzunehmen. Die Recyclingfähigkeit hat hier den Vorteil ein transparentes und quantitatives Ergebnis zu liefern, welches sämtliche EoL-Prozesse inkludiert. Zudem ist dieses für die Zukunft vorhersagbar. Im Vergleich hierzu sind ökonomischen Betrachtungen, aufgrund volatiler (Sekundär-) Rohstoffpreise, mit mangelnder zeitlicher Repräsentativität behaftet. Auch ökologische Bewertungsmodelle (z.B.: LCA) bieten im Allgemeinen schlechter vergleichbare Methodiken, da diese Unterschiede im Detail beinhalten. Beide Punkte verdeutlichen die Vorteile der Anwendung der Recyclingfähigkeit als Bewertungsgröße für die Ökomodulation.

Im Kontext des European Green Deals und des daraus abgeleiteten Aktionsplans der Kreislaufwirtschaft, ist die Bedeutung des entwickelten Modells für den Nachhaltigkeitsgrundsatz der *Ermöglichung der Wiederaufarbeitung und eines hochwertigen Recyclings* zu sehen (Europäische Kommission 2020). Dies wird explizit durch die zuvor diskutierte Ökomodulation von Lizenzbeiträgen gefördert. Das entwickelte Modell soll auch Einfluss auf das Design haben, denn wie festgestellt ist, resultieren bis zu 80 % der Umweltauswirkungen aus dem Produktdesign (Europäische Kommission et al. 2012). Gerade hier soll es dem Designer als transparentes, einfach zu bedienendes Tool für die quantitative Bewertung der Recyclingfähigkeit bieten. Folglich soll dies ein Design-for-Recycling erleichtern.

4.9 Umsetzbarkeit, Grenzen und Ausblick

Die Anwendbarkeit eines resultierenden Tools soll möglichst einfach sein. In Folge der Eingabe des Produktpasses in eine Tabelle soll die Recyclingfähigkeit automatisch berechenbar sein. Durch das angewandte Stufenmodell der Recyclingfähigkeit liefert das erarbeitete Modell auch Informationen, woran eine verringerte Recyclingfähigkeit liegen könnte. Wünschenswert wäre die Implementierung von Vorschlägen, wie die Recyclingfähigkeit zu verbessern wäre. Hierfür kommen die Parameter: Zusammensetzung (verwendete Stoffe und Konzentrationen) sowie Verbindungscharakteristika (Art und Anzahl) besonders in Frage.

Eine Publikation des Tools auf einer Website, welche öffentlich zugänglich ist, hilft der Transparenz und ist somit anzustreben. Auch die Veröffentlichung der berechneten Recyclingfähigkeit in Verkehr gesetzter Produkte wäre denkbar, um den Verkauf

recyclingfähiger Produkte zu fördern. Ein Recyclinglabel ähnlich dem Energielabel der EU (Europäische Kommission 2021) wäre sinnvoll, um öffentlich den Konsum zu beeinflussen. Eine Implementierung der Recyclingfähigkeit in ein europäisches Umweltzeichen wird zudem diskutiert (Europäische Kommission 2020).

Die Grenzen des Modells sind maßgeblich durch den Referenzprozess bestimmt. Dieser ist auf die Verwertung von EKG und EGG ausgelegt. Eine Erweiterung ist hierbei durch die simultane Erweiterung des Referenzprozesses denkbar. Eng damit verbunden ist auch die geographische Einschränkung auf Österreich. Auch hier lässt sich diese Systemgrenze durch Erweiterung des Referenzprozesses verschieben. Zudem mussten auch Eingeständnisse an die Genauigkeit durch Anwendung einer Simulation gemacht werden. Eine exakte Berechnung der technischen Recyclingfähigkeit ist aufgrund unklarer Aufschlusscharakteristika nicht vollständig möglich. Wie schon diskutiert beschränkt sich dieses Modell auf die massebasierte Recyclingfähigkeit. Hieraus lässt sich nur ein Teil der Umweltauswirkungen erklären. Wenn eine umfassende Analyse aller Umweltauswirkungen des gesamten Lebenszyklus des Produkts gesucht werden, ist eine vollständige LCA durchzuführen.

Vereinfachungen helfen in dieser Arbeit fehlende Zahlenwerte zu substituieren. Dies betrifft im Speziellen die Effizienzwerte von Sortierapparaten und das Masseausbringen von stofflichen Recyclinganlagen. Für die Anwendung nach derzeitigem Kenntnisstand ist in Kapitel 3.4.4 ein vereinfachtes Verfahren angeführt. Limitierend wirkt sich auch der Kenntnisstand zu Bruchcharakteristika aus, welcher nach derzeitigem Wissensstand durch die Einteilung in trennbare sowie nicht trennbare Verbindungen unterteilt ist.

Eine Weiterentwicklung des Modells ist durch die detailliertere Ausführung des Referenzprozesses möglich. Dies kann durch Betrachtung mehrerer Anlagen, wie 2008 vom Umweltbundesamt durchgeführt (Tesar und Öhlinger 2009), erfolgen. Eine Auswertung auf ganz Europa ist ebenso möglich, wobei aufgrund der Heterogenität der Behandlungsanlagen das Problem der geographischen Repräsentativität entsteht. Eine Adaption auf andere Staaten bzw. Regionen kann durch Anpassung des Referenzprozesses durchgeführt werden (vgl. 4.2).

Weitere Forschung ist zudem für die Ermittlung von Effizienzgraden bei der Sortierung zu unternehmen. Hierbei sollten, wie von Ueberschaar et al. (2017) für einen Gesamtprozess demonstriert, die Masseausbringen der einzelnen Sortierschritte ermittelt werden. Dies betrifft auch das Masseausbringen von stofflichen Verwertungsanlagen. Auch die Kenntnis der Aufschlusscharakteristika von Komponentenverbindungen ist zu nennen, welche in der Literatur, nach Kenntnis des Autors, im EAG Bereich noch nicht beleuchtet wurden. Im Allgemeinen ist auch eine Prüfung des erarbeiteten Modells durch die Durchführung empirischer Versuche bzw. Case-Studies anzustreben. Hierbei sollte mit den Ergebnissen das Modell validiert und optimiert werden.

Am bedeutendsten ist der politische Wille zur Einführung eines Modells zur Ermittlung der Recyclingfähigkeit. Im Zuge des Aktionsplans für Kreislaufwirtschaft wird von der Implementierung einer Prüfungsmethode zur Recyclingfähigkeit in das EU-Umweltzeichen

geschrieben. Besonders bedeutend dabei ist, dass die Recyclingfähigkeit nicht mit dem Wertstoffpotential verwechselt wird, sondern die reale Recyclingfähigkeit miteinbezogen ist. Dies ist wichtig für das Vorantreiben des Design-for-Recycling, denn nach dem Aktionsplan werden bis zu 80 % der Umweltauswirkungen in der Designphase festgelegt. Folglich ist die Implementierung eines Modells, welche die theoretische, technische und reale Recyclingfähigkeit bewertet essenziell für das Schließen der Materialkreisläufe.

5 Zusammenfassung

Im Zuge der fortschreitenden Digitalisierung nimmt die Bedeutung von Elektro- und Elektronikgeräten zu. Dies ist in der Abfallwirtschaft anhand der steigenden Sammelmengen von EAG sichtbar. Problematisch ist dabei der geringe Anteil an stofflich verwerteten Produkten, welcher EU-weit bei 40 % und weltweit schätzungsweise nur halb so hoch liegt. Die Schließung von Materialkreisläufen ist für das Erreichen der angestrebten Klimaneutralität essenziell. Es ist schon beim Design anzusetzen, da dieses einen Großteil der Umwelteinwirkungen entscheidet. Folglich kommt dem *Design-for-Recycling* eine wichtige Rolle zu. Eine Methode zur Unterstützung von diesem ist die Ökomodulation von Lizenzbeiträgen der Sammel- und Verwertungssysteme. Der Ökomodulation kann die Recyclingfähigkeit als zentrale Bewertungsgröße dienen.

Bestehende Modelle zur Berechnung der Recyclingfähigkeit wurden analysiert und bewertet. Eine Vielzahl von Methoden bewerten ausschließlich das Stoffpotential (u.a. IEC/TR 62635) und somit, nach dem Stufenmodell von Pomberger, nur die theoretische Recyclingfähigkeit. Zudem existieren auch Bewertungsverfahren anderer Aspekte, wie ökologischer (u.a. Qwertzy) und ökonomischer Parameter (u.a. ReSICLED). Das hier entwickelte Modell ist rein massebasiert, quantitativ sowie vergleichbar und orientiert sich an jenem der EN 45555 sowie cyclos-HTP. Die Zielsetzung ist EoL-Verfahren vollständig zu inkludieren sowie alle Stufen der Recyclingfähigkeit zu beschreiben. Dies ist im Bereich der EAG ein Alleinstellungsmerkmal (vgl. Abbildung 6).

Faktoren, welche die Recyclingfähigkeit von EAG beeinflussen, wurden recherchiert und den Stufen der Recyclingfähigkeit zugeordnet. Zusammengefasst ist dies in Abbildung 4 dargestellt. Die Auswahl der Faktoren erfolgte anhand der Repräsentativität sowie Mess- bzw. Quantifizierbarkeit. Jene, die letztgenanntes Kriterium nicht erfüllen, wurden (wenn möglich) modelliert. Hierbei fand das Modell der statistischen Entropie nach Roithner et al. (2021), zur Modellierung der Aufschließbarkeit, Anwendung. Das Berechnungsmodell, inklusive der implementierten Faktoren, ist in Gleichung (31) notiert.

Um das Berechnungsverfahren auf Österreich zu spezifizieren, erfolgte die Ermittlung eines Referenzszenarios. Rechtliche Rahmenbedingungen, allen voran die EAG-VO, die AbfallBPV sowie die ROHS-RL wurden analysiert. Zudem erfolgte eine Betrachtung relevanter BREFs sowie eine Beschreibung von vier österreichischen Entsorgungsbetrieben von EAG. Das Referenzverfahren, bestehend aus der Schadstoffentfrachtung, Zerkleinerung, Magnetscheidung, Dichtesortierung, Kunststoffsortierung der Leichtfraktion sowie Metallsortierung der Schwerfraktion ist in Abbildung 8 dargestellt.

Für die Anwendbarkeit des Berechnungsverfahrens ist die Verfügbarkeit eines Produktpasses wesentlich. Dieser muss die Produktmasse, die Masse und chemische Zusammensetzung der Komponenten sowie deren Verbindungscharakteristik enthalten. Ist dies nicht möglich oder sind Faktoren unbekannt, ist ein vereinfachtes Verfahren anzuwenden, welches jedoch Einschränkungen mit sich bringt.

Das entwickelte Berechnungsverfahren ermöglicht eine quantitative Ermittlung der realen Recyclingfähigkeit schon zum Zeitpunkt des Inverkehrsetzens. Aktuelle Methoden, welche häufig nur die theoretische Recyclingfähigkeit bewerten und folglich keine Aussage über die tatsächliche Masse an recyceltem Sekundärmaterial ermöglichen, werden dadurch erweitert.

Die Berücksichtigung der Recyclingfähigkeit im EU-Umweltzeichen ist von der europäischen Kommission geplant. Die Berechnung der realen Recyclingfähigkeit, nicht nur der theoretischen oder technischen, ist für die Transparenz des Labels essenziell und verhindert Green-Washing.

Eine Berechnung der realen Recyclingfähigkeit schafft zudem die Möglichkeit eine Ökomodulation der Lizenzbeiträge für die Lizenzierung umzusetzen. Folglich würde dies einen ökonomischen Anreiz zur Förderung des Design-for-Recycling seitens der Hersteller bieten. Dies trägt zu einer erhöhten Recyclingfähigkeit bei, was in einem höheren Anteil an Sekundärmaterialien sowie dem Schließen von Materialkreisläufen resultiert. Im Zuge der Bestrebungen zur Klimaneutralität kann die Abfall- und Kreislaufwirtschaft, wenn schon ab dem Design auf das Recycling geachtet wird, bis zu 300 Millionen Tonnen an CO₂-äquivalenten Treibhausgasen pro Jahr einsparen.

6 Verzeichnisse

6.1 Literatur

- Abele E. (Ed.), 2005. Environmentally-friendly product development; Methods and tools. Springer, London, Berlin, Heidelberg.
- AMAG Austria Metall AG, 2022. Verantwortungsbewusste Wertschöpfungskette. AMAG Austria Metall AG. <https://www.amag-al4u.com/nachhaltigkeit/wertschoepfungskette.html>. Zugegriffen: 06. August 2022.
- Ardente F., Mathieux F., 2014. Identification and assessment of product's measures to improve resource efficiency: the case-study of an Energy using Product. *Journal of Cleaner Production* 83:126–141. doi:10.1016/j.jclepro.2014.07.058.
- Ardente F., Wolf M. -A., Mathieux F., Pennington D., 2011. Review of resource efficiency and end-of-life requirements.
- Ardente F., Mathieux F., Recchioni M., 2013. Combining Five Criteria to Identify Relevant Products Measures for Resource Efficiency of an Energy Using Product. In: Nee AYC, Song B, Ong S-K (Hrsg) *Re-engineering Manufacturing for Sustainability*. Springer Singapore, Singapore, S 111–116.
- Bachér J., Mrotzek A., Wahlström M., 2015. Mechanical pre-treatment of mobile phones and its effect on the Printed Circuit Assemblies (PCAs). *Waste management (New York, N.Y.)* 45:235–245. doi:10.1016/j.wasman.2015.06.009.
- Baldé C. P., Forti V., Gray V., Kuehr R., Stegmann P., 2017. The global e-waste monitor 2017; Quantities, flows, and resources. International Telecommunication Union, Geneva.
- Beigl P., Salhofer S., 2021. Rückgewinnung von Wertstoffen aus Elektrokleingeräten. *Österr Wasser- und Abfallw* 73:402–407. doi:10.1007/s00506-021-00785-x.
- Berwald A., Dimitrova G., Feenstra T., Onnekink J., Peters H., Vyncke G., Ragaert K., 2021. Design for Circularity Guidelines for the EEE Sector. *Sustainability* 13:3923. doi:10.3390/su13073923.
- Billitewski B., Härdtle G., 2013. *Abfallwirtschaft; Handbuch für Praxis und Lehre*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Brivio E., Caudet L., McPhie., 2015. Kommission verabschiedet ehrgeiziges neues Maßnahmenpaket zur Kreislaufwirtschaft, Brüssel.
- Buchner H., Laner D., Rechberger H., Fellner J., 2014. In-depth analysis of aluminum flows in Austria as a basis to increase resource efficiency. *Resources, Conservation and Recycling* 93:112–123. doi:10.1016/j.resconrec.2014.09.016.
- Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, 2021. Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2021; Statusbericht 2021 (Referenzjahr 2019). Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

- Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2005. Verordnung des über die Abfallvermeidung, Sammlung und Behandlung von elektrischen und elektronischen Altgeräten; EAG-VO. Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich.
- Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2017. Verordnung über Abfallbehandlungspflichten, AbfallBPV. Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich.
- BVSE-Fachverband Schrott, E-Schrott und Kfz-Recycling, o. J. Europäische Stahlschrottsortenliste. BVSE-Fachverband Schrott, E-Schrott und Kfz-Recycling. <https://www.bvse.de/images/pdf/schott-elektro-kfz/schrottsorten.pdf>. Zugegriffen: 06. August 2022.
- Canova M., Pinasseau A., Roth J., Roudier S., Zerger B., 2018. Best available techniques (BAT) reference document for waste treatment; Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (integrated pollution prevention and control). Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Castro M. B., Remmerswaal J., Brezet J. C., van Schaik A., Reuter M. A., 2005. A simulation model of the comminution–liberation of recycling streams. *International Journal of Mineral Processing* 75:255–281. doi:10.1016/j.minpro.2004.09.001.
- CE Delft, Prognos, 2022. CO2 reduction potential in European waste management. https://www.prognos.com/sites/default/files/2022-01/prognos_CO2_reduction_potential_in_European_waste_management_2022_0.pdf. Zugegriffen: 25. Juli 2022.
- Chagnes A., 2016. WEEE recycling; Research, development, and policies. Elsevier, Waltham MA.
- Chancerel P, Rotter S (2009) Recycling-oriented characterization of small waste electrical and electronic equipment. *Waste management (New York, N.Y.)* 29:2336–2352. doi:10.1016/j.wasman.2009.04.003.
- Chancerel P., Marwede M., Nissen N. F., Lang K. -D., 2015. Estimating the quantities of critical metals embedded in ICT and consumer equipment. *Resources, Conservation and Recycling* 98:9–18. doi:10.1016/j.resconrec.2015.03.003.
- chemsec,. 2022. What is the SIN List? The International Chemical Secretariat. <https://sinlist.chemsec.org/what-is-the-sin-list/>. Zugegriffen: 15. August 2022.
- Cradle to Cradle Products Innovation Institute, 2021. Cradle to Cradle Certified; Product Standard. Cradle to Cradle Products Innovation Institute. https://cdn.c2ccertified.org/resources/STD_C2C_Certified_V4.0_FINAL_101921.pdf. Zugegriffen: 10. August 2022.
- Cusano G., Delgado Sancho L., Farrell F., Rodrigo Gonzalo M., Roudier S., 2017. Best available techniques (BAT) reference document for the non-ferrous metals industries; Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (integrated pollution prevention and control). Publications Office of the European Union, Luxembourg.

- Dahlén L., 2008. Household Waste Collection Factors and Variations.
- Dender L., Rifer W., Marwede M., 2015. iNEMI Project on Repair and Recycling Metrics; End of Project Report, Online.
- Dender L., Rifer W., Okrasinski T., Wolenski K., Gates C., Jackson N., Schaffer M., 2018. Reuse and Recycling Metric; Project Summary – Phase 2, Nashville.
- Dender L., Gates C., Jackson N., O'Malley G., Okrasinski T., Rifer W., Schaffer M., Wolenski K., 2019. A Practical Means for Assessing Circular Economic Value of an ICT Product. iNEMI. http://thor.inemi.org/webdownload/2019/R-R_Metric2_EOP-paper.pdf. Zugegriffen: 02. August 2022.
- Der Grüne Punkt, 2019. Design 4 Recycling; Kunststoffverpackungen recyclinggerecht gestalten.
- EAK, 2016. Tätigkeitsbericht 2015. https://www.eak-austria.at/presse/TB/Taetigkeitsbericht_2015.pdf. Zugegriffen: 25. Juli 2022.
- EAK, 2017. Tätigkeitsbericht 2016. https://www.eak-austria.at/presse/TB/Taetigkeitsbericht_2016.pdf. Zugegriffen: 25. Juli 2022.
- EAK, 2018. Tätigkeitsbericht 2017. https://www.eak-austria.at/presse/TB/Taetigkeitsbericht_2017.pdf. Zugegriffen: 25. Juli 2022.
- EAK, 2019. Tätigkeitsbericht 2018. https://www.eak-austria.at/presse/TB/Taetigkeitsbericht_2018.pdf. Zugegriffen: 25. Juli 2022.
- EAK, 2020. Tätigkeitsbericht 2019. https://www.eak-austria.at/presse/TB/Taetigkeitsbericht_2019.pdf. Zugegriffen: 25. Juli 2022.
- EAK, 2021a. Her mit Leer – Her mit Alt; Elektroaltgeräte Koordinierungsstelle (EAK) präsentiert Sammelmengen 2020, Wien
- EAK, (2021b. Tätigkeitsbericht 2020. https://www.eak-austria.at/presse/TB/Taetigkeitsbericht_2020.pdf. Zugegriffen: 25. Juli 2022.
- ecosystem, 2022a. ecosystem contribution scale. <https://www.ecosystem.eco/upload/media/download/0001/02/157d7513992daf2537009a2a531c93223785292b.pdf>. Zugegriffen: 17. August 2022.
- ecosystem, 2022b. Environmental impact tools. <https://www.ecosystem.eco/en/article/environmental-impact-tools>. Zugegriffen: 17. August 2022.
- EN 45555, 2020. Allgemeines Verfahren zur Bewertung der Recyclingfähigkeit und Verwertbarkeit Energieverbrauchsrelevanter Produkte, Berlin.
- ERA, 2022. Informationen Verwertung. ERA Elektro Recycling Austria GmbH. <https://www.era-gmbh.at/informationen>. Zugegriffen: 05. August 2022.
- EuRIC, 2007. Standards & Specifications. EuRIC. <https://www.euric-aisbl.eu/facts-figures/standards-specifications>. Zugegriffen: 08. August 2022.

Europäische Kommission, 2007. Reference Document on Best Available Techniques in the Production of Polymers; Industrial emissions Directive 2010/75/EU : integrated pollution prevention and control. <https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/production-polymers>.
Zugegriffen: 05. August 2022.

Europäische Kommission, 2013. Best available techniques (BAT) reference document for iron and steel production; Industrial emissions Directive 2010/75/EU : integrated pollution prevention and control. <http://bookshop.europa.eu/en/best-available-techniques-bat-reference-document-for-iron-and-steel-production-pbLFNA25521/>.

Europäische Kommission, 2020. Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen; Ein neuer Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft, Brüssel.

Europäische Kommission, 2021. Energielabel und Ökodesign. https://ec.europa.eu/info/energy-climate-change-environment/standards-tools-and-labels/products-labelling-rules-and-requirements/energy-label-and-ecodesign/about_de.
Zugegriffen: 17. August 2022.

Europäische Kommission, 2022. Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Rahmens für die Festlegung von Ökodesign-Anforderungen für nachhaltige Produkte und zur Aufhebung der Richtlinie 2009/125/EG; COM/2022/142 final/2

Europäische Kommission, Directorate General for Enterprise and Industry, European Commission, Directorate General for Energy, 2012. Ecodesign your future :how ecodesign can help the environment by making products smarter. Publications Office.

Europäisches Parlament, Rat der europäischen Union, 2010. Richtlinie über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung). Amtsblatt der Europäischen Union, 2010/75/EU.

Europäisches Parlament, Rat der europäischen Union, 2011. Richtlinie zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten. Amtsblatt der Europäischen Union 2011/65/EU.

Europäisches Parlament, Rat der europäischen Union, 2012. Richtlinie über Elektro- und Elektronikaltgeräte. Amtsblatt der Europäischen Union, 2012/19/EU.

Eurostat, 2020. Recyclingrate von Elektroschrott; Produkte Daten. https://ec.europa.eu/eurostat/de/web/products-datasets/product?code=cej_wm050.
Zugegriffen: 23. November 2022.

Fairphone, 2017. Fairphone's Report on Recyclability; Does modularity contribute to better recovery of materials? <https://www.fairphone.com/wp-content/uploads/2017/02/FairphoneRecyclabilityReport022017.pdf>. Zugegriffen: 17. August 2022.

Fairphone, 2022. Fairphone, das Smartphone, das sich für Mensch und Umwelt einsetzt. <https://www.fairphone.com/de/>. Zugegriffen: 07. August 2022.

- Faizah N., 2019. Factors Influencing Household Electronic Waste (E-Waste) Recycling Participation.
- Fleischhauer J., 2022. Über iFixit; Willst du wissen, wie bei uns alles so funktioniert? Dann bist du hier an der richtigen Stelle. <https://de.ifixit.com/Info/index>. Zugegriffen: 10. August 2022.
- Graedel T. E., Allwood J., Birat J. -P., Buchert M., Hagelüken C., Reck B. K., Sibley S. F., Sonnemann G., 2011. Recycling rates of metals; A status report. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- Gürlich U., Kladnik V., 2020. Packaging Design for Recycling; eine Empfehlung der ECR Austria Arbeitsgruppe „Circular Packaging Design“. ECR Austria. <https://ecr-austria.at/whitepaper/ecr-austria-publikation-packaging-design-for-recycling/>. Zugegriffen: 25. Juli 2022.
- Held V., 2021. Schritt für Schritt für Schritt reduzieren. <https://www.voestalpine.com/blog/de/verantwortung/schritt-fuer-schritt-fuer-schritt-reduzieren/>. Zugegriffen: 28. Oktober 2022.
- HEMIX, 2021. Home Electronic Market Index; Quartal 1-4 / 2021. https://gfu.de/wp-content/uploads/2022/03/HEMIX_Q1-4_2021.pdf. Zugegriffen: 17. August 2022.
- Höggerl G., 2015. Aufbereitung von Elektroaltgeräten nach dem neuesten Stand der Technik. Berg Huettenmaenn Monatsh 160:275–283. doi:10.1007/s00501-015-0383-0.
- Huisman J., 2003. The QWERTY/EE concept; Quantifying Recyclability and Eco-Efficiency for End-of-Life Treatment of Consumer Electronic Products. Delft University of Technology, Delft.
- Huysman S., Sala S., Mancini L., Ardente F., Alvarenga R. A., de Meester S., Mathieux F., Dewulf J., 2015. Toward a systematized framework for resource efficiency indicators. Resources, Conservation and Recycling 95:68–76. doi:10.1016/j.resconrec.2014.10.014.
- HWWI, 2022. Krieg in der Ukraine treibt die Rohstoffpreise; HWWI-Rohstoffpreisindex steigt im März stark an. <https://www.hwwi-rohindex.de/presse/2022/hwwi-rohstoffpreisindex-steigt-im-maerz-stark-an/>. Zugegriffen: 13. August 2022.
- IEC, 2012. IEC Guide 109.
- IEEE, 2018. 1680.1-2018; IEEE Standard for Environmental and Social Responsibility Assessment of Computers and Displays. IEEE The Institute of Electrical and Electronics Engineers, Inc., New York.
- Ikhlayel M., 2017. Environmental impacts and benefits of state-of-the-art technologies for E-waste management. Waste management, New York. 68:458–474. doi:10.1016/j.wasman.2017.06.038.
- Ilyas S., Kim H., Srivastava R. R., 2021. Sustainable Urban Mining of Precious Metals. In: Ilyas S, Kim H, Srivastava RR (Ed) Sustainable Urban Mining of Precious Metals. CRC Press, S 1–33.

Institut cyclos-HTP GmbH, 2021. Prüfung und Testierung der Recyclingfähigkeit; Anforderungs- und Bewertungskatalog des Institutes cyclos-HTP zur EU-weiten Zertifizierung CHI-Standard.

Internationale Elektrotechnische Kommission, 2012. Guidelines for end-of-life information provided by manufacturers and recyclers and for recyclability rate calculation of electrical and electronic equipment; IEC/TR 62635. IEC, Geneva.

ISRI, 2021. ISRI Specs; ISRI Scrap specifications circular. ISRI.

Kreibe S., Förster A., Reinelt B., Krupp M., 2018. Sondermetallhaltige Abfallströme bündeln - Herausforderungen und Lösungen entlang von Prozessketten. In: Pomberger R., Adam J., Aldrian A. (Ed.). Recy & DepoTech 2018. Recycling & Abfallverwertung, Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement, Deponietechnik & Altlasten, internationale Abfallwirtschaft & spezielle Recyclingthemen : Vorträge-Konferenzband zur 14. Recy & DepoTech-Konferenz, 7.-9. November 2018 in Leoben, Österreich. Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft Eigenverlag, Leoben, Österreich, S 205–210.

Kroker D., 2022. Studie belegt Klimaschutzeffekte durch Kreislaufwirtschaft, Wien.

Leal J. M., Pompidou S., Charbuillet C., Perry N., 2018. Product Recoverability: A Review of Assessment Methods. Procedia CIRP 69:710–715. doi:10.1016/j.procir.2017.11.061.

Lenz K., 2022a. Informationen DRZ, DRZ, Wien. schriftliche Kommunikation vom 27.01.2022.

Lenz K., 2022b. Informationen DRZ, DRZ, Wien. schriftliche Kommunikation vom 12.05.2022.

Löhr K., Melchiorre M., Kettemann B. -U., 1995. Aufbereitungstechnik; Recycling von Produktionsabfällen und Altprodukten. Hanser, München, Wien.

Marinescu C., Ciocoiu C. N., Cicea C., 2016. Socioeconomic Factors Affecting E-Waste Collection Rate in Countries from the European Union The 10th International Management Conference.

Maris E., Froelich D., 2013. CRITICAL ANALYSIS of Existing Recyclability Assessment Methods for new Products in Order To Define a Reference Method REWAS 2013. Wiley, S 202–216.

Martens H., Goldmann D., 2016. Recyclingtechnik. Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden.

Mathieux F., Froelich D., Moszkowicz P., 2001. Development of recovery indicators to be used during product design process: method, potentialities and limits Proceedings Second International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing. IEEE Comput. Soc, S 281–286.

Mathieux F., Froelich D., Moszkowicz P., 2008. ReSICLED: a new recovery-conscious design method for complex products based on a multicriteria assessment of the recoverability. Journal of Cleaner Production 16:277–298. doi:10.1016/j.jclepro.2006.07.026.

- Mathieux F., Talens Peiró L., Chancerel P., Marwede M. (Ed.), 2016. Feasibility study for setting-up reference values to support the calculation of recyclability/recoverability rates of electr(on)ic products. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Mayrhofer S., 2018. Quo vadis, Abfallwirtschaft?; Ausblick 2018. Update 2018:1.
- McDougall F., White P., Frake M., Hindle P., .2001. Integrated solid waste management; A life cycle inventory. Blackwell Science, Oxford.
- Menad N., Guignot S., van Houwelingen J. A., 2013. New characterisation method of electrical and electronic equipment wastes (WEEE). Waste management, New York. 33:706–713. doi:10.1016/j.wasman.2012.04.007.
- Metso, 2022. Pre-shredders - Metso. <https://recycling.metso.com/product/shredders/waste-shredders/pre-shredders/>. Zugegriffen: 05. August 2022.
- Meyer I., Sommer M., Kratena K., Tesar M., Neubauer C., 2016. Volkswirtschaftliche Effekte durch Recycling ausgewählter Altstoffe und Abfälle. Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung.
- Montanwerke Brixlegg AG, 2022. Upcycling - Montanwerke Brixlegg AG. Montanwerke Brixlegg AG. <https://www.montanwerke-brixlegg.com/upcycling/#Rohstoffe>. Zugegriffen: 06. August 2022.
- Müller-Guttenbrunn, o. J. Kunststoff aus Elektro- und Elektronikschrott Recycling. <https://mgg-recycling.com/at-recycling-services/at-plastics-from-wEEE/>. Zugegriffen: 25. Juli 2022.
- Müller-Guttenbrunn Gruppe, 2016. Spektrum 2016.
- Müller-Guttenbrunn Gruppe, 2018. Spektrum 2018.
- Müller-Guttenbrunn Gruppe, 2019. Spektrum 2019.
- Müller-Guttenbrunn Gruppe, 2020. Spektrum 2020.
- Müller-Guttenbrunn Gruppe, 2021. Spektrum 2021.
- Müller-Guttenbrunn Gruppe, 2022a. Imagefolder. https://www.mgg-recycling.com/wp-content/uploads/Imagefolder_MGG_web.pdf. Zugegriffen: 06. August 2022.
- Müller-Guttenbrunn Gruppe, 2022b. Österreichische Firmen der Müller-Guttenbrunn Gruppe. Müller-Guttenbrunn Gruppe. <https://mgg-recycling.com/at-mueller-guttenbrunn-group-2/at-group-companies/at-austria/>. Zugegriffen: 06. August 2022.
- Nelen D., Manshoven S., Peeters J. R., Vanegas P., D'Haese N., Vrancken K., 2014. A multidimensional indicator set to assess the benefits of WEEE material recycling. Journal of Cleaner Production 83:305–316. doi:10.1016/j.jclepro.2014.06.094.
- Neubauer C., Stoifl B., Tesar M., Thaler P., 2020. Sortierung und Recycling von Kunststoffabfällen in Österreich; Status 2019. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.at/studien->

reports/publikationsdetail?pub_id=2357&cHash=55a375c9008e945f8c5b750745a179f6.
Zugegriffen: 06. August 2022.

Nigl T., Pomberger R., Harg B., 2021. Next Loops Closed; Neue Geschäftschancen durch die Schließung von Materialkreisläufen.

OMV, o. J. Recyclingtechnologien. OMV.

<https://www.omv.com/de/innovationen/kreislaufwirtschaftsloesungen/recyclingtechnologien>.
Zugegriffen: 06. August 2022.

Parajuly K., Wenzel H., 2017. Potential for circular economy in household WEEE management. *Journal of Cleaner Production* 151:272–285.
doi:10.1016/j.jclepro.2017.03.045.

Pomberger R., 2020. Über theoretische und reale Recyclingfähigkeit. In: Pomberger R., Adam J., Aldrian A. (Ed.) *Recy & DepoTech 2020. Recycling & Abfallverwertung, Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement, Deponietechnik & Altlasten, internationale Abfallwirtschaft : Konferenzband zur 15. Recy & DepoTech-Konferenz, Montanuniversität Leoben, Österreich sowie virtuelle Konferenzwelt auf meetyoo, 18.-20. November 2020. Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft Eigenverlag, Leoben, Österreich.*

Pomberger R., 2021. Über theoretische und reale Recyclingfähigkeit. *Österr Wasser- und Abfallw* 73:24–35. doi:10.1007/s00506-020-00721-5.

Projekträger Jülich, o. J. Definition des Technologischen Reifegrades.

https://www.ptj.de/lw_resource/datapool/systemfiles/cbox/2373/live/lw_file/definition_des_technologischen_reifegrades.pdf. Zugegriffen: 16. August 2022.

Reuter M. A., van Schaik A., Gediga J., 2015. Simulation-based design for resource efficiency of metal production and recycling systems: Cases - copper production and recycling, e-waste (LED lamps) and nickel pig iron. *Int J Life Cycle Assess* 20:671–693.
doi:10.1007/s11367-015-0860-4.

Rifer W., 2018. Value Assessment; Processors, OEMs and consumers would all benefit from an enhanced system of measuring the recyclability and reusability of different products. Here are the details on an industry initiative to improve in this area. *E-Scrap News*:58–62.

Roithner C., Cencic O., Rechberger H., 2021. Ein neuer Weg zur Bewertung der Recyclingfähigkeit von Produkten mittels Statistischer Entropie: Fallbeispiel Mobiltelefone. *Österr Wasser- und Abfallw* 73:377–384. doi:10.1007/s00506-021-00783-z.

Roithner C., Cencic O., Rechberger H., 2022. Product design and recyclability: How statistical entropy can form a bridge between these concepts - A case study of a smartphone. *Journal of Cleaner Production* 331:129971. doi:10.1016/j.jclepro.2021.129971.

Rudolph N., Kiesel R., Aumnate C., 2020. Einführung Kunststoffrecycling; Ökonomische, ökologische und technische Aspekte der Kunststoffabfallverwertung. Hanser, München.

- Salhofer S., Tesar M., 2011. Assessment of removal of components containing hazardous substances from small WEEE in Austria. *Journal of hazardous materials* 186:1481–1488. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.12.030.
- Schaffer M., Dender L., Rifer W., Kyle B., Marwede M., Wiens K., 2015. iNEMI Repair and Recycling Metrics Project; End of Project Report. http://thor.inemi.org/webdownload/2015/Repair_Recycling_Metrics_EOP_Report_072915.pdf. Zugegriffen: 02. August 2022.
- Schubert H. (Ed.), 2003. *Handbuch der mechanischen Verfahrenstechnik; Partikeleigenschaften, Mikroprozesse, Makroprozesse, Schüttgut*. Wiley-VCH, Weinheim.
- Scriba M., 2019. *Europäische Leitlinien zur Eco-Fee-Modulierung; Empfehlungen der Verpackungswertschöpfungskette in Deutschland*, Berlin.
- Stahl- und Walzwerk Marienhütte GmbH, 2022. *Umweltschutz*. Stahl- und Walzwerk Marienhütte GmbH. <https://www.marienhuetten.at/nachhaltigkeit/umweltschutz>. Zugegriffen: 06. August 2022.
- Taylor K., 2021. EU plant „digitalen Produktpass“ zur Förderung der Kreislaufwirtschaft. EURACTIV 2021.
- Tesar M., Öhlinger A., 2009. *Elektroaltgerätebehandlung in Österreich; Zustandsbericht 2008*. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0199.pdf>. Zugegriffen: 17. August 2022.
- Thomé-Kozmiensky K. J. (Ed.), 1992. *Materialrecycling durch Abfallaufbereitung*. EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik, Berlin.
- Tzinis I., 2015. *Technology Readiness Level*. NASA.
- Ueberschaar M., Geiping J., Zamzow M., Flamme S., Rotter V. S., 2017. Assessment of element-specific recycling efficiency in WEEE pre-processing. *Resources, Conservation and Recycling* 124:25–41. doi:10.1016/j.resconrec.2017.04.006.
- Umweltbundesamt, 2021. *Treibhausgas-Emissionen in der Europäischen Union*. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/treibhausgas-emissionen-in-der-europaeischen-union#hauptverursacher>. Zugegriffen: 25. Juli 2022.
- Umweltbundesamt, 2022. *ZAREg EAG-Sammelstellen*. Umweltbundesamt. <https://secure.umweltbundesamt.at/eras/registerabfrageEAGSammelstelleSearch.do>. Zugegriffen: 05. August 2022.
- van Schaik A., Reuter M. A. 2009. *Dynamic Simulation of WEEE Recycling Systems* European Metal Conference.
- Vanegas P., Peeters J. R., Cattrysse D., Tecchio P., Ardente F., Mathieux F., Dewulf W., Duflou J. R., 2018. Ease of disassembly of products to support circular economy strategies. *Resources, conservation, and recycling* 135:323–334. doi:10.1016/j.resconrec.2017.06.022.

VDE, 2022. Digitaler Produktpass: Förderung der Digitalisierung und Kreislaufwirtschaft durch standardisierte Daten standardisierte Daten. VDE Verband der Elektrotechnik Elektronik Informationstechnik e.V. <https://www.dke.de/de/arbeitsfelder/industry/digitaler-produktpass>. Zugegriffen: 16. August 2022.

Voestalpine, 2022. 60 Jahre Linz-Donawitz Verfahren - voestalpine. <https://www.voestalpine.com/group/de/konzern/corporate-responsibility/engagement/60-jahre-linz-donawitz-verfahren/>. Zugegriffen: 06. August 2022.

Worrell E., Reuter M. A. (Ed.), 2014. Handbook of recycling; State-of-the-art for practitioners, analysts, and scientists. Elsevier, Amsterdam, Boston, Heidelberg.

Zeng X., Li J., 2016 Measuring the recyclability of e-waste: an innovative method and its implications. Journal of Cleaner Production 131:156–162. doi:10.1016/j.jclepro.2016.05.055.

6.2 Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
AbfallBPV	Abfallbehandlungspflichtenverordnung
ABS	Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymer
Anm.	Anmerkung
AWG	Abfallwirtschaftsgesetz
BREF	Best Available Techniques (BAT) Reference Documents
ca.	circa
cm	Centimeter
DRZ	Demontage- und Recyclingzentrum (Wien)
EAG	Elektro- und Elektronikaltgeräte
EAG-VO	Elektroaltgeräteverordnung
EGG	Elektrogroßgeräte
EKG	Elektrokleingeräte
EoL	End-of-Life
ERP	energieverbrauchsrelevante Produkte
etc.	et cetera
exkl.	exklusive
EU	Europäische Union
f_i	Faktor i
Fe	Eisen
Hi	Auf den Index I spezifizierte Entropie
IEC	International Electrotechnical Commission
IED	Industrieemissionsrichtlinie
kg	Kilogramm
l	Liter
LCA	Lebenszyklusanalyse, engl. Life Cycle Analysis
m	Meter
m^3	Kubikmeter
n_i	Anzahl des Index i
n.g.	Nicht genannt
m_i	Masse des Index i
MGG	Müller-Gutenbrunn-Gruppe
o. J.	ohne Jahr
P	Produkt
PC	Polycarbonat
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PV-Module	Photovoltaikmodule
R	Recyclingfähigkeit

R _i	Rate des EoL-Prozesses i
ROHS-RL	Restriction of hazardous Substances-Richtlinie
SIN List	Substitute it now Liste
t	Tonnen
u.a.	unter anderem
v.a.	vor allem
w _i	Masseanteil von i
WEEE	Waste of Electrical and Electronic Equipment
z.B.	zum Beispiel

Indizes:

F	Faktoren
i, j	Allgemein
max	maximal
P	Produkt
S	Stoffe
Sek.	Sekundärmaterial
T	Teil bzw. Komponente
theor.	theoretisch
techn.	technisch

6.3 Tabellen

Tabelle 1: Verwertungsquoten der Sammel- und Behandlungskategorien (Auszug aus EAG-VO Anhang 3)	13
Tabelle 2: Verfahren und von diesen abzutrennende Fraktionen.....	18
Tabelle 3: In Verkehr gesetzte Mengen von Elektrogeräten in Österreich der Jahre 2015 bis 2020 (EAK 2016; 2017; 2018; 2019; 2020; 2021b).....	20
Tabelle 4: Gesammelte Mengen von EAG in Österreich der Jahre 2017 bis 2020 (EAK 2018; 2019; 2020; 2021b)	20
Tabelle 5: Sammelraten von EAG der Jahre 2019 und 2020	21
Tabelle 6: In- und Outputströme von MGG-Polymers der Jahre 2016, 2017 und 2018 (Neubauer et al. 2020)	26
Tabelle 7: Masseausbringen in Sekundärkunststoffe bei MGG-Polymers.....	27
Tabelle 8: der Verbleib von einer Tonne aufgebener EAG (Beigl und Salhofer 2021).....	27
Tabelle 9: Rückgewinnungsrate mehrerer Elemente beim Kupferrecycling (Mathieux et al. 2016).....	30
Tabelle 10: angewandte Sortierverfahren, Trennkriterien und Aggregate	36
Tabelle 11: Ökomodulierte Lizenzbeiträge von ecosystem (ecosystem 2022a)	84

Tabelle 12: Demontierte Fraktionen im DRZ (Lenz 2022).....	IV
--	----

6.4 Abbildungen

Abbildung 1: Zusammensetzung von EAG nach Martens und Goldmann (2016).....	3
Abbildung 2: Stufenmodell der Recyclingfähigkeit (Pomberger 2021).....	6
Abbildung 3: Anlagen zur Behandlung von EAG, Metallabfällen und Altfahrzeugen in Österreich (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie 2021).....	22
Abbildung 4: Faktoren der theoretischen, technischen und realen Recyclingfähigkeit	40
Abbildung 5: Prüfschema zur quantitativen Bemessung der Recyclingfähigkeit von Verpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen (Institut cyclos-HTP GmbH 2021)	52
Abbildung 6: Einteilung beschriebener Modelle nach den Stufen der Recyclingfähigkeit, des betrachteten EoL-Verfahren sowie der Vergleichbarkeit.....	55
Abbildung 7: Mathematische Betrachtung der Funktion $-w \cdot \log_2(w)$ zwischen null und eins...60	
Abbildung 8: Fließbild des Referenzprozesses	66
Abbildung 9: durchschnittliche Recyclingraten von Metallen (Graedel et al. 2011)	71
Abbildung 10: Verfahrensfliessbild der MGG-Gruppe (Höggerl 2015).....	I
Abbildung 11: Verfahrensfliessbild einer österreichischen EKG-Aufbereitungsanlage	II
Abbildung 12: Fließbild des EAG-Aufbereitungsprozess der RAGG-GmbH.....	III

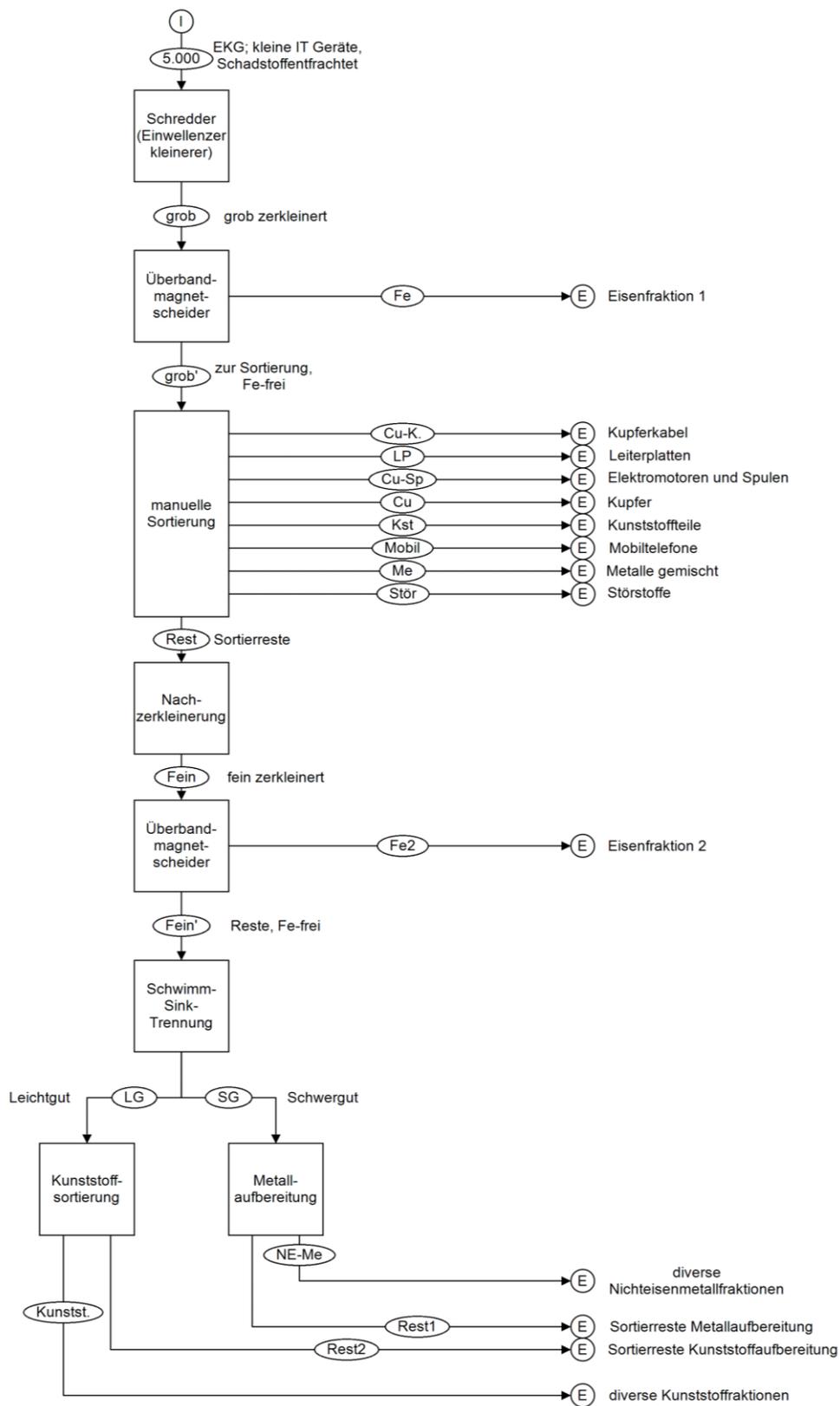


Abbildung 11: Verfahrensfliessbild einer österreichischen EKG-Aufbereitungsanlage

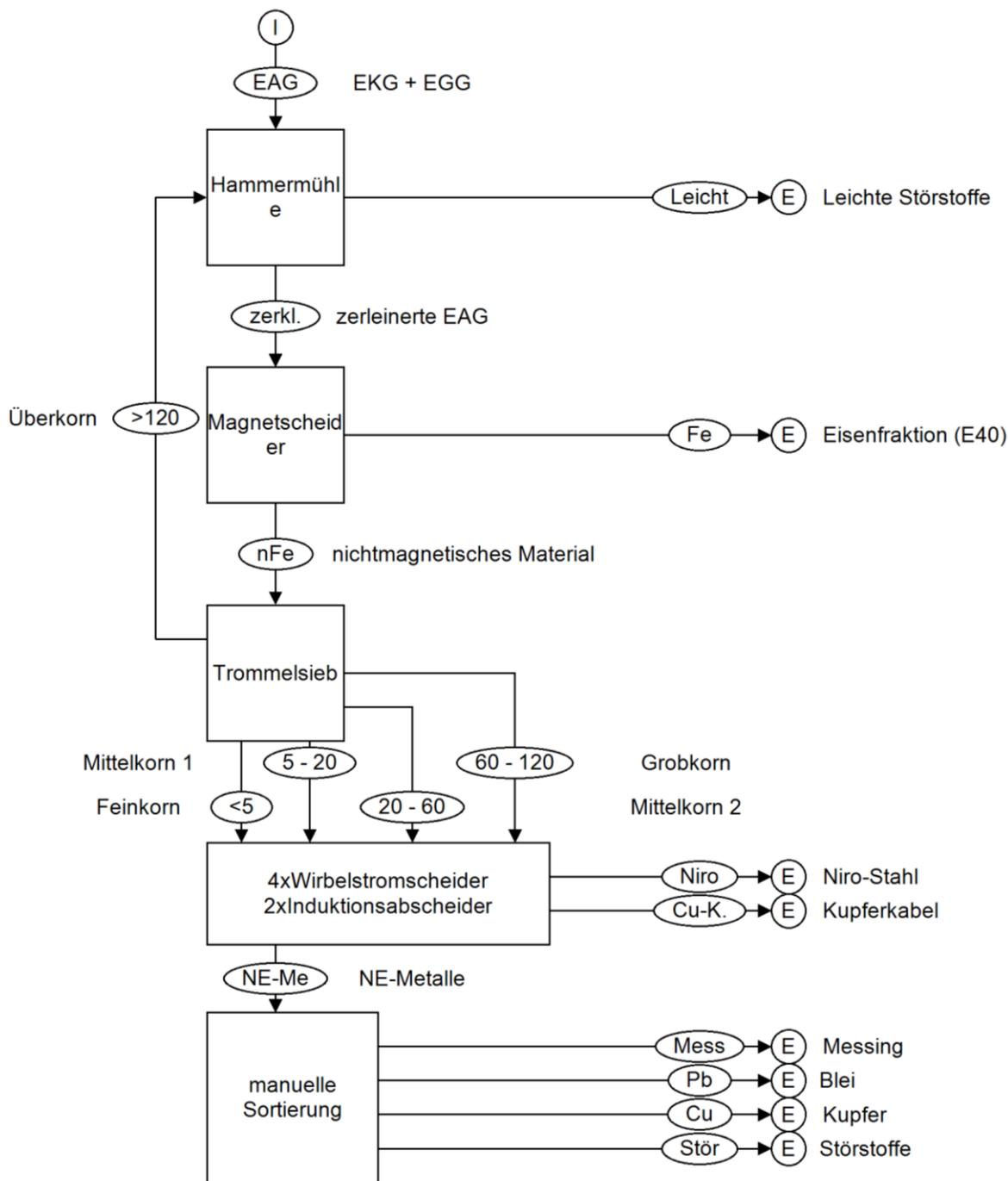


Abbildung 12: Fließbild des EAG-Aufbereitungsprozess der RAGG-GmbH

Tabelle 12: Demontierte Fraktionen im DRZ (Lenz 2022)

Fraktion	Schadstoffe
Aluminium	-
Batterien, unsortiert	Ja
Kupfer	-
EKG nicht schadstoffentfrachtet	Ja
Eisen-Schrott	-
Festplatten komplett	-
Glas	-
Handyfraktion ohne Akkus	-
Holz und Sperrholz	-
Kabel gemischt mit Stecker	-
Kartonagen	-
Kondensatoren	Ja
Kunststoffe zur Verwertung	-
Laptop / Notebook (ohne Akku, mit Bildschirm)	Ja
LCD-Displays	Ja
LED-Lampen	-
Lithium-Ionen-Batterien und -Akkus	Ja
Leiterplatten Q1 sortiert bunt	-
Leiterplatten Q1 sortiert grün	-
Leiterplatten Q2 sortiert	-
Leiterplatten Q3 sortiert	-
Leuchtstoffröhren	Ja
Laufwerke	-
Magnetronen	-
Metalllampen	Ja
Mischschrotte	-
PC-Monitore	Ja
Motoren Sammelfraktion + Trafos	-
Staubsauger-Motoren	-
PC-Netzteile und -Lüfter	-
Prozessoren gemischt	-
RAM-Speicher Gold	-
RAM-Speicher Silber	-
Restmüll	-
Schaltrelais und Schütze	-
Steckernetzteile ohne Kabel	-
Druckfarbenreste	Ja
Fernseher	Ja
Weißware	-
Kühlgeräte	Ja