

Abschlussbericht

Demontagefabrik im urbanen Raum – Erweiterte Stoffstromanalyse

von

Martin Faulstich, Bernd Benker, Jan Seelig

Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH
(CUTEC Institut)

Matthias Franke, Katharina Reh

Fraunhofer-Institut für Umwelt-,
Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT
Institutsteil Sulzbach-Rosenberg

Förderkennzeichen: L75 15005
Laufzeit: 10.11.2014 - 15.05.2015

Die Arbeiten dieses Projekts wurden mit Mitteln
des Landes Baden-Württemberg durchgeführt.

Oktober 2015



Baden-Württemberg

MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT

ZUWENDUNGSGEBER

**Ministerium für Umwelt, Klima
und Energiewirtschaft
Baden-Württemberg**

PROJEKT BETREUER



PTKA
Projektträger Karlsruhe

im Karlsruher Institut für Technologie

**Projektträger Karlsruhe
Baden-Württemberg Programme**

Hermann-von-Helmholtz-Platz 1
76344 Eggenstein-Leopoldshafen

IM UNTERAUFTRAG

**Fraunhofer-Institut für Umwelt-,
Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT
Institutsteil Sulzbach-Rosenberg**

An der Maxhütte 1
92237 Sulzbach-Rosenberg

Leiter

Prof. Dr. rer. nat. Andreas Hornung

IHRE ANSPRECHPARTNER FÜR DIESEN BERICHT

Name	Telefon	E-Mail
Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich	05323 933 124	martin.faulstich@cutec.de
Dr.-Ing. Bernd Benker	05323 933 245	bernd.benker@cutec.de
Dipl.-Biol. Jan Seelig, M. Eng.	05323 933 144	jan.seelig@cutec.de
Dr.-Ing. Matthias Franke	09661 908 438	matthias.franke@umsicht.fraunhofer.de
Dipl.-Ing. Katharina Reh	09661 908 431	katharina.reh@umsicht.fraunhofer.de

Clausthal-Zellerfeld, den 04. Oktober 2015

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	5
2	Abfallwirtschaftliche Rahmenbedingungen	7
2.1	Stoffstromanalyse.....	7
2.1.1	Status quo der Abfallbehandlung	7
2.1.2	Potenziale in Siedlungsabfällen	16
2.1.3	Potenziale in gewerblichen Abfällen	43
2.2	Status quo der Erfassung	50
2.2.1	Altfahrzeuge	50
2.2.2	Elektro- und Elektronik-Altgeräte	51
2.2.3	Elektromotoren aus der Industrie	57
2.3	Status quo der Demontage	58
2.3.1	Elektro- und Elektronik-Altgeräte	58
2.3.2	Altfahrzeuge	88
2.3.3	Elektromotoren aus der Industrie	94
3	Identifikation von Handlungsempfehlungen	95
3.1	Leitbild Nachhaltige Industriegesellschaft.....	95
3.2	Mögliche Handlungsfelder	100
4	Innovative Recyclingansätze	102
4.1	Zielstellung	102
4.2	Zielführende Projekte	103
4.2.1	MORE - Recycling von Komponenten und strategischen Metallen aus elektrischen Fahrtrieben.....	103
4.2.2	Optimierung der Separation von Bauteilen und Materialien aus Altfahrzeugen zur Rückgewinnung kritischer Metalle (ORKAM).....	104
4.2.3	Entwicklung eines Verfahrens zur Rückgewinnung von Kunststoffen und Platinen aus dem Elektronikschrott.....	104
4.2.4	Einsatz einer Kompaktsortieranlage zur Metallausschleusung bei Schredderleichtfraktionen	105
4.2.5	SILAS - Schnelle Identifikation von Leichtmetall-Legierungen für die automatische Sortierung	106
4.2.6	Entwicklung von Recyclingkonzepten für Aluminium-Sonderwerkstoffe	107
4.2.7	LASMET - Laser-spektroskopische Erkennung und Trennung bewegter metallischer Objekte bei Recyclingstoffströmen im Hochdurchsatz	107

4.2.8	Kupfererkennung in Stahlschrott mittels Röntgen-fluoreszenzanalyse plus Laser-Lichtschnittverfahren mit nachfolgender vollautomatischer Trennung (RoeFluSort)	108
4.2.9	Innovatives Schrottcleaning für Kupferlegierungen zur Erweiterung des Einsatzspektrums von Schrotten.....	108
4.2.10	Entzinkung von Stahlschrotten – Nachhaltigkeitsanalyse.....	109
4.2.11	Li-WERT - Entwicklung eines innovativen Verfahrens zur gefahrlosen Demontage und stofflichen Verwertung von Lithium-Ionen-Batterien aus Fahrzeugen	110
4.2.12	LithoRec – Recycling von Lithium-Ionen-Batterien	111
5	Ausblick.....	112
6	Anhang	115
6.1	Abbildungsverzeichnis.....	115
6.2	Tabellenverzeichnis.....	117
6.3	Literaturverzeichnis.....	120
6.4	Ergänzende Abbildungen und Tabellen	145

1 Einführung

Die baden-württembergische Landesregierung hat sich entschlossen, eine Strategie zur Steigerung der Ressourceneffizienz in Zusammenarbeit mit Fachleuten aus Wirtschaft, Politik und Gesellschaft zu erarbeiten, um gemeinsam mit den relevanten Stakeholdern zielorientierte Lösungsansätze zur Sicherung der Versorgung der ansässigen Wirtschaft mit Rohstoffen sowie der Schonung natürlicher Ressourcen zu entwickeln. Darin eingebettet wurde beispielsweise im Jahr 2014 bereits zum dritten Mal der Ressourceneffizienz- und Kreislaufwirtschaftskongress in Stuttgart ausgerichtet. Außerdem wurde eine Akteursplattform ins Leben gerufen, auf der sich fünf Arbeitsgruppen mit Schwerpunktthemen auseinandersetzen, um Handlungsvorschläge zu unterbreiten [UMBW 2015a, UMBW 2015b]. Des Weiteren liefern wissenschaftliche Studien die theoretische Basis für die Strategieentwicklung und den politischen Entscheidungsprozess. In diesem Rahmen erfolgte im Jahr 2013 die Beauftragung einer „Analyse kritischer Rohstoffe für die Landesstrategie Baden-Württemberg“. Darin wurden die Rohstoffe identifiziert, die speziell für die baden-württembergische Wirtschaft als kritisch einzustufen sind. Ausgehend davon wurden Handlungsansätze abgeleitet, um die Rohstoffversorgung der Wirtschaft langfristig zu sichern. Die Studie wurde durch Professor Dr.-Ing. Martin Faulstich, das Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik (UMSICHT) in Sulzbach-Rosenberg sowie das Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) in Stuttgart erstellt.

Als Ergebnis der darin durchgeführten Auswertung landesspezifischer Wirtschafts- und Importdaten sowie globaler Kritikalitätseinschätzungen wurden die zehn kritischsten Rohstoffe (bzw. Rohstoffgruppen), die so genannten „Top-10-Rohstoffe“, identifiziert. Dabei handelt es sich um Antimon, Beryllium, Germanium, Kobalt, Molybdän, Platingruppenmetalle (PGM), Seltenerdmetalle (SEM), Tantal, Titan und Wolfram. Für diese Rohstoffe wurden in der Studie die produzierten Mengen, die Primärgewinnungsverfahren, sowie die dadurch verursachten Umweltbelastungen beleuchtet und der Stand der Technik der Sekundärrohstoffgewinnung analysiert. Zudem wurden die Rohstoffpotenziale in kommunalen Abfällen, speziell Elektro- und Elektronik-Altgeräten (EAG), Batterien und Restabfall, sowie in den gewerblichen Abfällen der sechs bedeutendsten Wirtschaftszweige in Baden-Württemberg ermittelt.

Aus den Ergebnissen der Rohstoffanalyse wurden im Anschluss konkrete Forschungsvorhaben in Zusammenarbeit mit den bereits erwähnten Arbeitskreisen der „Akteursplattform Ressourceneffizienz“ und in Abstimmung mit dem Umweltministerium abgeleitet. Diese Vorhaben sollen Innovationen in Baden-Württemberg ermöglichen, die eine langfristige Sicherung der Rohstoffversorgung für den Industriestandort zum Ziel haben. Als eines dieser so genannten „Leuchtturmprojekte“ wurde die Errichtung einer Demontagefabrik im urbanen Raum skizziert.

Mit Hilfe der Demontagefabrik soll die Weiterentwicklung der Prozessschritte von der Sammlung über die Aufbereitung bis zur Vorbereitung zur Rückgewinnung verschiedener Wertstoffe vorangetrieben werden. Zum einen soll das Konzept Defizite bei der Anreicherung von Rohstoffen in relevanten Abfallströmen und deren effizientem Recycling beheben. Zum anderen soll durch gezielte Gestaltung der Außenwirkung und das Bereitstellen von Informationen die Akzeptanz und Mithilfe der Bürger für die Rohstoffgewinnung aus Abfällen erhöht und eine Steigerung der Sensibilität für den Rohstoffgehalt in Abfällen bewirkt werden.

Ziel des im vorliegenden Bericht beschriebenen Projektes „Demontagefabrik im urbanen Raum – Erweiterte Stoffstromanalyse“ war die Identifizierung und Quantifizierung von Abfallströmen, die für die Zuführung in die Demontagefabrik geeignet sind. Dazu wurde die in [Kroop et al. 2014] vorgenommene Analyse der Abfallströme aktualisiert, spezifiziert und erweitert. Unter anderem wurden dabei zusätzliche kommunale Abfallfraktionen berücksichtigt. Zudem wurden auch gewerbliche Abfälle analysiert, die nicht aus den sechs bedeutendsten Wirtschaftszweigen stammen. Des Weiteren wurden Best-Practice-Beispiele für die Erfassung dieser relevanten Stoffströme betrachtet, um eine gesteigerte Mengenabschöpfung zu erreichen.

Recherchen zum derzeitigen Stand der Demontage wurden durchgeführt, um eine optimierte Rückgewinnung der kritischen Rohstoffe aus den Abfallströmen umsetzen zu können. Im Verlauf der Projektbearbeitung erwies sich dabei eine enge Fokussierung auf die Demontage als nicht abschließend zielführend. Daher wurden im Projektverlauf Recherchen zum heutigen Stand des Recyclings durchgeführt, die der Identifikation vorherrschender Verlustmechanismen dienten. Dabei zeigte sich, dass die Demontage einen hohen Beitrag zum Überwinden dieser Verlustmechanismen leisten kann. Es konnte jedoch außerdem eine Reihe weiterer Möglichkeiten der Vorkonditionierung identifiziert werden, deren Umsetzung hinsichtlich der erwarteten Verbesserungspotenziale sowie des erwarteten Zeitraums für die Markteinführung als ebenso relevant identifiziert werden konnten. In Abstimmung mit dem Umweltministerium fand daher eine Ausweitung der Thematik auf innovative Recyclingansätze/-verfahren statt, die zum Überwinden der Defizite geeignet erscheinen und eine hohe Realisierungswahrscheinlichkeit aufweisen. Der Fokus lag dabei weiterhin auf Verfahren, die im Rahmen einer innovativen „Recyclingfabrik“ Anwendung finden können. Dieses ist ein vielversprechender Ansatz, den Stand der Wissenschaft und Technik mittels Demonstrationsvorhaben erfolgreich zu realisieren und damit zum Stand der Technik zu etablieren. Somit käme dem Land Baden-Württemberg eine Vorreiterrolle auf dem Feld einer innovativen und zugleich nachhaltigen Rohstoffwirtschaft zu.

Der zweite Teil des Vorhabens, dessen Bearbeitung Mitte 2015 starten wird, befasst sich mit der „Detailkonzeption und Planung“ zur Gestaltung der Demontagefabrik. Dabei fließen die hier identifizierten Ergebnisse in das Konzept zur Ausgestaltung ein.

2 Abfallwirtschaftliche Rahmenbedingungen

2.1 Stoffstromanalyse

Im Rahmen der Stoffstromanalyse sollen die in Baden-Württemberg vorhandenen, relevanten Stoffströme, welche die Top-10-Rohstoffe enthalten, identifiziert werden. Dabei beinhalten neben bestimmten End-of-Life Produkten in kommunalen Abfällen wie Elektro- und Elektronik-Altgeräte (EAG) auch Produktionsrückstände aus Industrie und Gewerbe ein erhebliches Rohstoffpotenzial. Es werden zunächst der Verbleib der Rohstoffe in den Abfallströmen betrachtet sowie die derzeitigen Rückgewinnungsraten dargestellt. Anschließend werden alle rohstoffrelevanten Abfälle betrachtet, wobei im Hinblick auf eine mögliche Demontage der Fokus auf festen Abfällen liegt, die aus Materialverbunden bestehen. Daraufhin wird auf Grundlage der Stoffstromanalyse entschieden, welche Abfallfraktionen gezielt der Demontagefabrik zugeführt werden sollen. Dabei sollen die Abfälle in der Demontagefabrik nach Top-10-Rohstoffen und möglichen Verwertungswegen getrennt gehalten werden, was umfassende Hilfestellung für die Anlieferer der Abfälle, ein hohes Maß an Fachkenntnis der Mitarbeiter sowie kontinuierliche Fortbildung erfordert. An einer solchen optimierten Sammelstelle sollen in der Praxis nicht nur Stoffströme erfasst werden, die die Top-10-Rohstoffe enthalten. Auch für Rohstoffe wie Buntmetalle, Kunststoffe und Papier sollten Sammelstellen in der Demontagefabrik bereitgestellt werden. Dabei handelt es sich aber um etablierte Sammlungen, deren Potenziale weitgehend bekannt sind. Die hier dargestellte Stoffstromanalyse bezieht sich daher nur auf die Top-10-Rohstoffe.

Nachfolgend werden die bisher erhobenen Potenziale an Top-10-Rohstoffen für Baden-Württemberg (BW) dargestellt. Eine Hochrechnung des Potenzials auf ein im Anschlussvorhaben „Demontagefabrik im urbanen Raum – Konzeption und Planung“ festzulegendes Einzugsgebiet wird ausgehend von den in diesem Kapitel ermittelten, durchschnittlichen Werten in kg Rohstoff je Einwohner und Jahr erhoben. Dabei stellen die Ergebnisse der Stoffstromanalyse im Nachgang die Entscheidungsgrundlage für die Auswahl der mit dem Konzept der Demontagefabrik zu erfassenden Stoffströme dar.

Die in der „Analyse kritischer Rohstoffe für die Landesstrategie Baden-Württemberg“ [Kroop et al. 2014] ermittelten Potenziale sollen in diesem Vorhaben spezifiziert und aktualisiert werden. Im Gewerbe-/Industriebereich werden darüber hinaus alle Wirtschaftszweige in die Potenzialanalyse einbezogen, wohingegen in [Kroop et al. 2014] der Fokus auf den sechs Leitbranchen in Baden-Württemberg lag. Für die nachfolgend dargestellte Analyse werden statistische Angaben des Bundes und des Landes Baden-Württemberg sowie Literaturangaben ausgewertet.

2.1.1 Status quo der Abfallbehandlung

Mit Ausnahme des Graphits sind sämtliche für Baden-Württemberg als kritisch eingestuft Rohstoffe Metalle oder Halbmetalle, bzw. deren chemische Verbindungen [Kroop et al. 2014]. Aus diesem Grund wird bei der folgenden Betrachtung der Abfallbehandlung der Fokus auf den Verbleib der metallischen Elemente gelegt.

2.1.1.1 Verbleib der Metalle aus den Abfallströmen

Die in Deutschland zur Aufbereitung gelangenden Metalle entstammen verschiedensten Abfallströmen. Als grundsätzlich metallhaltige Abfallarten sind zu nennen:

- ▶ Altbatterien
- ▶ Altfahrzeuge
- ▶ Altholz
- ▶ Alttextilien
- ▶ Bau- und Abbruchabfälle
- ▶ Elektro- und Elektronik-Altgeräte
- ▶ Glasabfall
- ▶ Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle
- ▶ Leichtverpackungsabfälle
- ▶ Produktionsabfälle
- ▶ Sperrmüll
- ▶ Papier.

Der Verbleib der metallischen Anteile soll folgend in Kürze dargestellt werden.

Altbatterien

Altbatterien gehören vielen unterschiedlichen Kategorien an, die jeweils mit spezifisch abgestimmten Verfahren recycelt werden [GRS 2014]:

- ▶ Quecksilberfreie Alkali-Mangan- und Zink-Kohle-Batterien können am hochwertigsten im Hochofen verwertet werden. Dabei entsteht Roheisen, Zinkkonzentrat und Schlacke. Eine weitere Möglichkeit ist die Verwertung durch Zerkleinerung und anschließende Trennung des Eisenanteils vom zinkhaltigen Braunstein. Die Eisenfraktion wird dabei als Sekundärrohstoff an Stahlwerke abgegeben. Der zinkhaltige Braunstein wird durch die Verarbeitung im Wälzprozess zu Zinkoxid weiterverarbeitet. Die dritte Möglichkeit ist die Wiederverwertung im Elektrostahlofen, wobei Ferromangan, Zinkstaub und Schlacke entstehen.
- ▶ Bei der Verwertung von Nickel-Cadmium-Batterien werden diese zunächst pyrolytisch zersetzt, um die organischen Bestandteile abzutrennen. Das Cadmium wird anschließend im Vakuum abdestilliert, wobei ein Stahl-Nickel-Gemisch zurückbleibt. Dieses wird in der Stahlerzeugung weiterverwendet. Das Cadmium wird für die Herstellung neuer NiCd-Batterien genutzt.
- ▶ Nickel-Metallhydrid-Akkumulatoren (NiMH) werden in einer überwachten Atmosphäre zerkleinert, wobei die Kunststoffteile abgetrennt werden. Anschließend wird das erhaltene Eisen-Nickel-Konzentrat in der Stahlproduktion als Legierungsbestandteil verwendet.
- ▶ Bei den Lithium-Ionen-Batterien sind heutzutage Verfahrenswege für kleine Akkumulatoren vorherrschend. In Zukunft werden jedoch vermehrt größere Batterien aus elektrischen Fahrtrieben zu erwarten sein [Hanisch et al. 2012]. Beim bisherigen Recycling der Kleinbatterien steht die Wiedergewinnung von Kobalt und Nickel im

Vordergrund, da aus diesen die höchsten Werte generiert werden können. Die Lithiumsalze werden dabei momentan nicht recycelt. Nach einem mechanischen oder thermischen Aufschluss werden die Metalle pyro- oder hydrometallurgisch gewonnen, wobei neben Nickel und Kobalt auch Kupfer und Aluminium als verwendete Elektrodenmaterialien anfallen [Kwade, Bärwaldt 2012].

- ▶ Quecksilberhaltige Knopfzellen werden ebenfalls in einem ersten Schritt zerkleinert. Anschließend erfolgt eine thermische Behandlung bei 350 - 650 °C unter Vakuum. Dabei verdampft das Quecksilber und wird anschließend kondensiert. Der Reststoff wird in das Stahlrecycling gegeben [GRS 2014].

Altfahrzeuge

Altfahrzeuge werden nach dem unter 2.3.2 beschriebenen Verfahren behandelt. Die erhaltenen Metallfraktionen werden anschließend dem Metallrecycling zugeführt. Die weitgehende Vorsortierung erlaubt in diesem Fall ein vergleichsweise hochwertiges Recycling, bei dem jedoch weiterhin Verbesserungspotenzial besteht.

Altholz

Altholz gelangt je nach Kategorie in unterschiedliche Verwertungspfade. Metalle können dabei auf zweierlei Art enthalten sein - zum einen in stückiger Form als Störstoffe (Nägeln, Klammern, Beschläge etc.), zum anderen in behandelten Hölzern in Form von Farbpigmenten (Bleicarbonat, Titandioxid, Zinkoxid etc.) [LfU 2012]. Die Störstoffe sind in der Regel leicht abzutrennen, wobei manuelle (Klauben), physikalische und mechanische Verfahren (z.B. Sichtung, Zerkleinerung, Magnetabscheidung, Siebung) eingesetzt werden [LfU 2012]. Behandeltes Altholz darf derzeit nur verbrannt werden, wodurch sich die in den Pigmenten enthaltenen Metalle in den zurückbleibenden Aschen (Grobaschen: Rost- und Kesselasche, Mittelkasche: Zyklonasche und Feinstäube: Filterstaub) wiederfinden. Die Verbrennung findet hauptsächlich in Biomasseheizkraftwerken statt. Die entstandenen Aschen werden anschließend im Untertageversatz entsorgt [Schiffmann et al. 2014].

Alttextilien

Alttextilien enthalten einen gewissen Metallanteil in Form von Knöpfen, Nieten oder Reißverschlüssen. Bei der Zerkleinerung im Zuge der Herstellung von Reißfasern wird der Metallanteil, zur Vermeidung der Brandgefahr durch Funkenbildung, abgeschieden [BAuA 2010]. Verwendete Verfahren umfassen dabei etwa die Magnet- und Windsichtung [ACADEMIC 2015]. Auf Grund des Materialwertes ist damit zu rechnen, dass die gewonnenen Metalle dem Metallrecycling zugeführt werden.

Bau- und Abbruchabfälle

Bau- und Abbruchabfälle, die einen relevanten Anteil an Metallen enthalten, stammen in der Regel aus dem Hochbau. In Bauabfällen vorhandene Metalle werden zumeist manuell abgeschieden und auf Grund ihres Materialwertes getrennt dem Recycling zugeführt. Von Vorteil ist dabei, dass die enthaltenen Metalle vornehmlich in großen Bauteilen anfallen (Armaturen, Wannen, Dachrinnen, Rohre und Stangen, Antennen und Heizkörper). Der finanzielle Anreiz zur Separation ist gegeben, da die Entsorgung von Bauschutt (rein aus Beton, Fliesen, Ziegel und Keramik bestehend) weitaus günstiger ist als die des Baumischabfalls, wobei die Abwesenheit von Störstoffen wie Kunststoffen oder Metallen die nötige Voraussetzung zu dessen Deklaration darstellt.

Elektro- und Elektronik-Altgeräte

Die Entsorgung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten ist unter Punkt 2.3.1.2 ausführlich beschrieben und wird daher an dieser Stelle nicht weiter ausgeführt. Die erzeugten Metallfraktionen werden den allgemeinen Verwertungspfaden des Metallrecyclings zugeführt.

Glas

Die nach den Farbkategorien getrennt gesammelten Glasfraktionen werden im Recyclingwerk in einem Walzenglasbrecher auf eine Größe von 10–50 mm zerkleinert. Eine nachgeschaltete Magnetabscheidung separiert Eisenmetalle aus dem Material. Durch „trockene Schwertwäsche“ und Windsichtung werden anschließend zunächst enthaltene Etiketten abgetrennt, bevor die verbliebene Materialmischung in die optische Sortierstufe gelangt. Neben einer gestuften Farbsortierung der Glasanteile erfolgt in dieser auch die getrennte Abscheidung von Keramik, Stein, Porzellan (KSP) sowie Nichteisenmetallen (NE-Metallen) [Melchert 2011]. Die erhaltenen Metallfraktionen können anschließend der weiteren Verwertung im Metallrecycling zugeführt werden.

Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle

Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle wurden in Deutschland im Jahr 2012 zu etwa 67 % thermisch behandelt, etwa 21 % wurden mechanisch-biologischen Aufbereitungsanlagen zugeführt [DESTATIS 2014b]. Die Metallgehalte der Abfälle betragen für Hausmüll etwa 2 %, für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle etwa 5 % [Kuchta, Enzner 2015]. Da die vom Statistischen Bundesamt veröffentlichte Statistik der Abfallentsorgung [DESTATIS 2014b] den Hausmüll nicht vollständig separat vom hausmüllähnlichen Gewerbeabfall führt, können für die zu erwartenden durchschnittlichen Metallgehalte keine genaueren Angaben gemacht werden.

Die durchschnittliche Zusammensetzung der in Müllverbrennungsanlagen (MVAs) eingebrachten Abfälle variiert je nach Standort der Anlage und auch saisonal. Die deutschlandweit durchschnittliche Zusammensetzung des Inputs ist in Abbildung 2-1 ersichtlich. Dabei ist zu beachten, dass neben Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen auch Sperrmüllfraktionen und andere Gewerbeabfälle in dem Input enthalten sind [Alwast, Riemann 2010]. Eine Metallabtrennung geschieht bei den MVAs erst nach der Verbrennung.

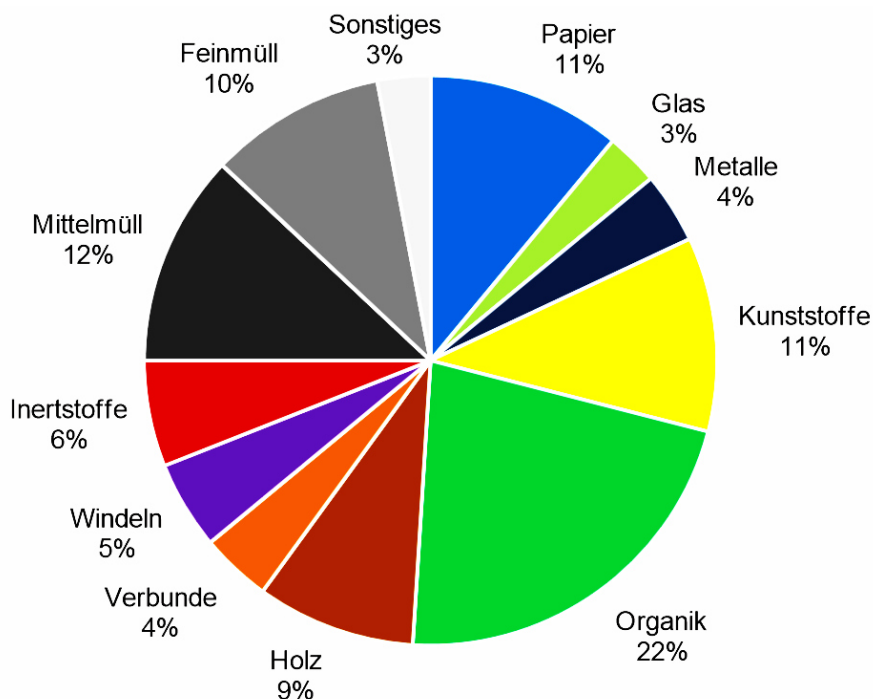


Abbildung 2-1: Durchschnittliche Zusammensetzung des Abfallinputs (Feuchtmasse) deutscher Müllverbrennungsanlagen nach Abfallfraktionen [Alwast, Riemann 2010, Dehoust 2002]

Die nach der Verbrennung verbleibenden Rostschlacken bestehen zu 7–10 % aus Metallen, die sich aus 4–7 % Eisenmetallen und 1–3 % NE-Metallen zusammensetzen [Gisbertz et al. 2014]. Die Abtrennung der Eisenmetallfraktion geschieht mittels Magnetscheidung [Seifert et al. 2013], die NE-Metalle werden durch Einsatz einer Wirbelstromscheidung [Gisbertz et al. 2014] aus der Asche entfernt. Beide Fraktionen werden bei ausreichender Reinheit dem Metallrecycling zugeführt. Eine beispielhafte Übersicht der Schlackebehandlung ist in der folgenden Abbildung (Abb. 2-2) ersichtlich.

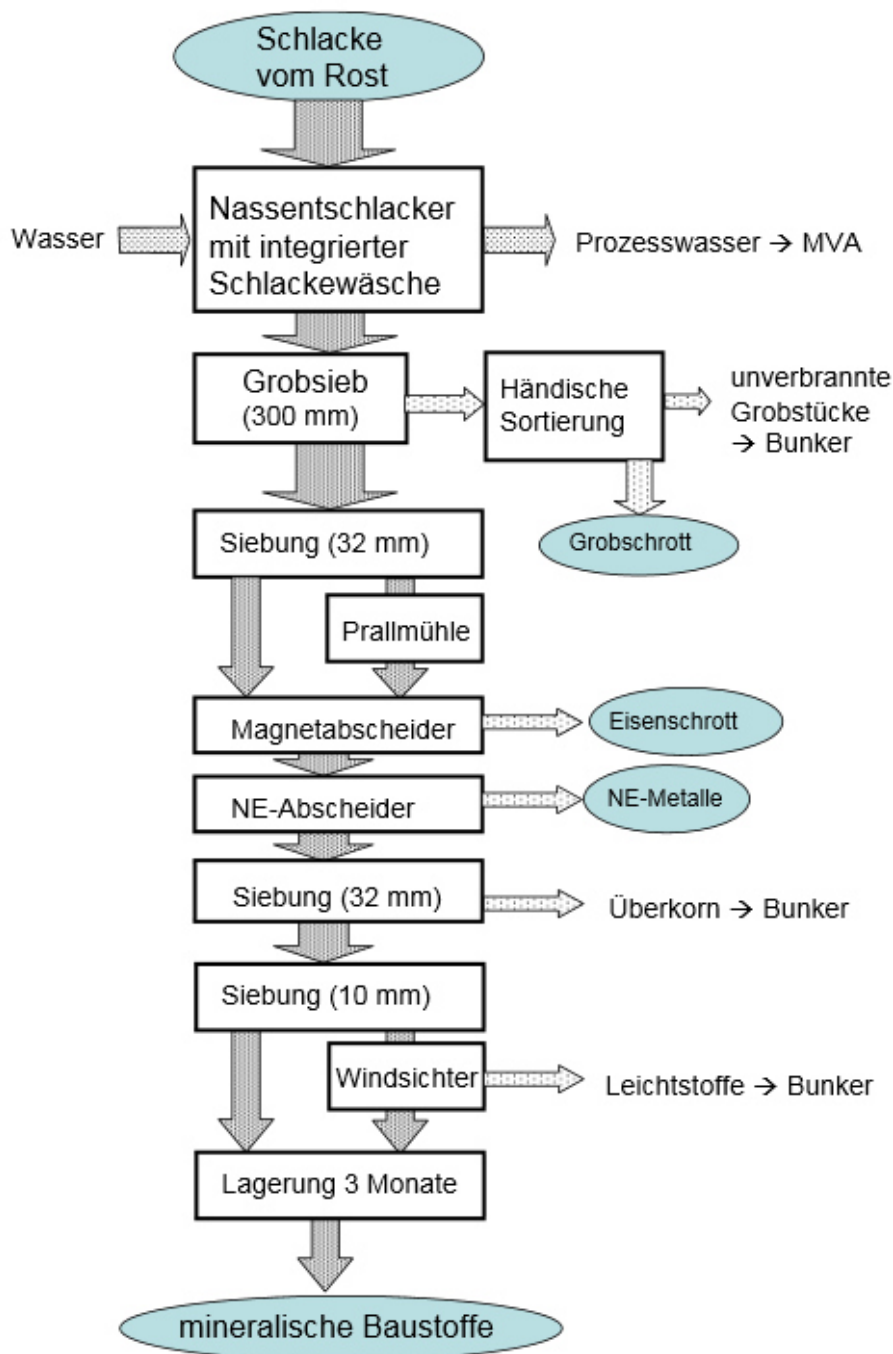


Abbildung 2-2: Beispielhafte Darstellung der Verwertung von MVA-Rostschlacken
[Fehrenbach et al. 2007]

Bei der mechanisch-biologischen Aufbereitung erfolgt die Abtrennung der Metalle in der mechanischen Stufe, in der neben Wertstoffanteilen auch eventuelle Störstoffanteile aus dem Abfall entfernt werden. Die Abtrennung von Eisen- und Nichteisenmetallen (Fe- und NE-Metallen) wird dabei im Anschluss an eine erste Dichtentrennung sowohl in der Leichtfraktion als auch in der schweren Fraktion durchgeführt [MBSW 2015]. Die erhaltenen Metallfraktionen können auch hier dem Metallrecycling zugeführt werden.

Leichtverpackungsabfälle

In Leichtverpackungsabfällen ist laut [Kuchta, Enzner 2015] ein Metallgehalt von 17,1 % anzunehmen, der sich aus 4,8 % Aluminium und 12,3 % Weißblech zusammensetzt. Die Abfälle gelangen zunächst in mechanische Aufbereitungsanlagen, in denen sie in verschiedene Hauptstoffströme getrennt werden. Anschließend werden etwa 60 % als Ersatzbrennstoffe in Kraft- oder Zementwerken verwendet, 30 % in Anlagen zur Vorbereitung der stofflichen Verwertung gegeben und etwa 10 % als Restabfälle in MVAs verbrannt [Thomé-Kozmiensky 2014].

Produktionsabfälle

Produktionsabfälle können im Allgemeinen sehr hochwertig recycelt werden, da bei der Sammlung unmittelbar am Anfallort eine optimal getrennte Sammlung erfolgen kann. Zudem ist dabei meist eine genaue Kenntnis der beinhalteten Elemente gegeben, so dass die Materialien in die optimale Recyclingroute gelangen. Bei einigen Materialien, wie etwa Indium oder Tantal, machen Produktionsabfälle einen Anteil von etwa 99 % des gesamten verwendeten Sekundärmaterials aus. Für Produktionsabfälle von Massenmetallen kann außerdem eine Verwertungsquote von 100 % angenommen werden, da hierfür große ökonomische Anreize bestehen [Wilts et al. 2014]. Die Produktionsabfälle werden dabei jedoch häufig über Dritte entsorgt und letztlich in große Massenströme gegeben, was ein Recycling auf höchstmöglichem Niveau verhindert. Es bestehen demnach weiterhin große Potenziale, die durch sortenreine Trennung erschlossen werden können.

Ein weiterer wichtiger Aspekt auf dem Gebiet der Produktionsabfälle sind Rohstoffe, die auf betriebseigenen Deponien abgelagert wurden. In Baden-Württemberg werden diese im Falle stillgelegter Deponien im Bodenschutz- und Altlastenkataster (BAK) geführt (Informationen siehe [BLAG KliNa 2015]). Zu den Industrie- und Produktionsabfällen gehören beispielsweise auch die Ablagerungen von Stäuben, Schlämmen und Schlacken aus der Eisen- und Stahlindustrie (siehe Tab. 2-1).

Tabelle 2-1: Eisengehalte ausgewählter Reststoffe aus Eisenhütten [Buchert et al. 2013]

Reststoff	Fe-Gehalt [Gew.-%]
Hüttensand	0,5
HO-Schlacke	0,2–0,7
Pfannenschlacke	0,8
HO-Gichtgasschlamm	25–35
Konverterstaub	65
Gichtgasstaub	20–30

Neben den teilweise sehr hohen Eisengehalten kommen oft weitere Metalle in den Ablagerungen vor. Gichtgasschlämme, von denen in Deutschland eine kumulierte Menge von 6–20 Mio. Mg abgelagert wurde, enthalten beispielweise hohe Anteile Blei, Zink und Cadmium [Buchert et al. 2013]. Neben dem teils aus Umweltschutzgründen erforderlichen Rückbau

gewinnen diese abgelagerten Rohstoffpotenziale für ein Landfill Mining im Zuge steigender Rohstoffpreise zunehmend an Bedeutung.

Sperrmüll

Als Sperrmüll werden Abfälle aus dem Siedlungsbereich bezeichnet, die aufgrund ihrer physischen Größe nicht über die Behälter der Hausmüllabfuhr entsorgt werden können. Diese Abfallart besteht zu etwa 60 % aus Möbeln sowie einem großen Anteil an Bau- und Renovierungsabfällen. Der Metallgehalt im Sperrmüll beträgt etwa 5,4 % [Kuchta, Enzner 2015]. Im Jahr 2012 wurden bundesweit ca. 2,4 Mio. Mg Sperrmüll gesammelt [DESTATIS 2014b]. Sperrmüll wird in der Regel zunächst manuell vorsortiert, wodurch ein gewisser Anteil der enthaltenen Metalle gewonnen werden kann [UBA 2014a]. Die weitere Verarbeitung geschieht auf vielfältigem Wege. Etwa 43 % des bundesweit anfallenden Sperrmülls werden anschließend in spezialisierten Sortieranlagen mit unterschiedlichem Mechanisierungsgrad tiefergehend separiert [DESTATIS 2014b, UBA 2014a]. Der zweitgrößte Anteil mit etwa 31 % wird in thermischen Behandlungsanlagen entsorgt. Jeweils etwa 7 % gelangen in Schredderanlagen sowie in die mechanisch-biologische Aufbereitung [DESTATIS 2014b]. Bei allen Behandlungsarten ist eine Abtrennung von Fe- und NE-Metallen durch mechanische Behandlung integriert. Im Fall der thermischen Verwertung geschieht diese, analog zur Verfahrensweise mit Hausmüll, nach der Verbrennung.

Altpapier

In Altpapier kommen Metalle in zweierlei Form vor. Zum einen sind gediegene Metallanteile wie Tacker- und Büroklammern, Heftmechaniken und Kantenverstärkungen aus Aktenordnern etc. im Altpapier enthalten, zum anderen ist eine Vielzahl von Metallen in den verwendeten Füll- und Hilfsstoffen zu finden. Die massiven Metallanteile zählen neben Plastikanteilen und mineralischen Anteilen zu den Störstoffen und werden nach Best-Practice-Anleitung des Umweltbundesamtes [UBA 2014b] mittels mechanisch-physikalischer Prozesse (Siebung, Magnetscheidung, Saug-/Blasverfahren) aus dem Altpapier entfernt, bevor dieses durch Sortierung in unterschiedliche Sorten mit definierten Qualitäten getrennt wird. In der Praxis erfolgt die Störstoffentfernung teilweise auch händisch [AWB 2005]. Die so erhaltene Metallfraktion wird dem Metallrecycling zugeführt.

Die in den Füll- und Hilfsstoffen enthaltenen Metalle werden beim Altpapierrecycling im Zuge des sog. Deinking durch Flotationsverfahren von dem Faserstoff abgetrennt [Fischer 2015]. Die Deinkingreststoffe werden anschließend thermisch verwertet [Steinbeis 2015]. Die Metalle sind dementsprechend anschließend in den Schlacken und Aschen zu finden und werden bisher keiner hochwertigen Nutzung zugeführt. Obwohl in den heute verwendeten Druckfarben nur noch eine begrenzte Anzahl an Metallen genutzt wird (unter anderem Kobalt, Kupfer, Wolfram oder Molybdän [UMBW 2015c]), können durch die Entsorgung von Altbeständen oder den Bezug ausländischer Drucksachen weitere Metalle im Altpapier vorkommen (siehe Abb. 2-3).

potenziell in Altpapier zu finden

1 H																	2 He
3 Li	4 Be											5 B	6 C	7 N	8 O	9 F	10 Ne
11 Na	12 Mg											13 Al	14 Si	15 P	16 S	17 Cl	18 Ar
19 K	20 Ca	21 Sc	22 Ti	23 V	24 Cr	25 Mn	26 Fe	27 Co	28 Ni	29 Cu	30 Zn	31 Ga	32 Ge	33 As	34 Se	35 Br	36 Kr
37 Rb	38 Sr	39 Y	40 Zr	41 Nb	42 Mo	43 Tc	44 Ru	45 Rh	46 Pd	47 Ag	48 Cd	49 In	50 Sn	51 Sb	52 Te	53 I	54 Xe
55 Cs	56 Ba	57 La	72 Hf	73 Ta	74 W	75 Re	76 Os	77 Ir	78 Pt	79 Au	80 Hg	81 Tl	82 Pb	83 Bi	84 Po	85 At	86 Rn
87 Fr	88 Ra	89 Ac															

Abbildung 2-3: Periodensystem der in Altpapier potenziell vorkommenden Metalle/Halbmatalle. Berücksichtigt sind Füll- und Hilfsstoffe aus der Papier- und Druckereindustrie sowie Künstlerfarben. (eigene Darstellung)

2.1.1.2 Rückgewinnungsraten

Der Erfolg der Rückgewinnung verschiedener Metalle hängt laut [Reuter et al. 2013] von drei einander gegenseitig beeinflussenden Faktoren ab:

1. vom Erfolg der Sammlung und Sortierung von Abfällen,
2. von den Recyclingprozessen und dabei Einfluss nehmenden physikalischen und chemischen Eigenschaften der Metalle sowie anderer Stoffe in den prozessierten Massenströmen,
3. von den physikalischen Eigenschaften und dem Design bzw. dem Aufbau der EoL-Produkte in den Abfallströmen.

Für die Optimierung des Recyclings ist es unumgänglich, diese Faktoren zeitgleich zu betrachten, da bei Veränderung eines Faktors die übrigen stets beeinflusst werden [Reuter et al. 2013].

Die momentan etablierten Recyclingsysteme zielen auf die Rückgewinnung von Massenmetallen ab, weshalb unter den in geringen Mengen verwendeten „Gewürzmetallen“ hohe Verluste zu verzeichnen sind. Einige strategisch wichtige Metalle erreichen dabei noch relativ hohe Recyclingraten (siehe Abb. 2-4), da sie als Legierungspartner in Stählen verwendet werden und in der EoL-Phase im Stahlkreislauf recycelt werden. Ein Beispiel dafür ist Niob, bei dem die derzeitige EoL-Recyclingrate (funktionelles Recycling) aus diesem Grund über 50 % liegt [Graedel et al. 2011]. Andere werden zu unter 1 % funktionell recycelt, darunter mit vielen SEM, Tantal, Germanium, Osmium (Platinmetall), Beryllium und weiteren auch viele der für Baden-Württemberg als kritisch eingestuft Rohstoffe (siehe Anhang 6.4, Abbildung 6-1).

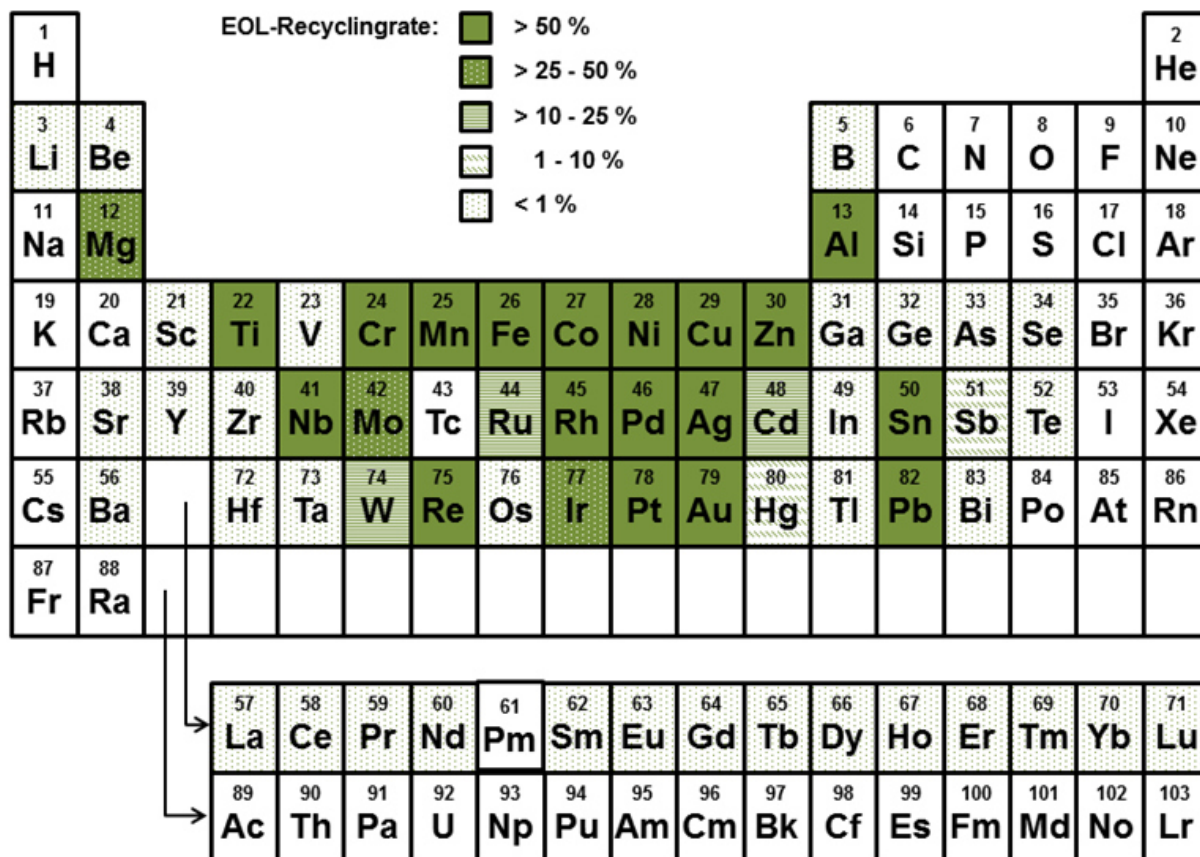


Abbildung 2-4: Post-Consumer End-of-Life Recyclingraten von Metallen. Dargestellt sind die Raten des funktionellen Recyclings, bei dem die physikalischen oder chemischen Eigenschaften der Metalle wiederhergestellt werden, die diese bei der Erstnutzung aufweisen. (verändert nach [Reuter et al. 2013])

2.1.2 Potenziale in Siedlungsabfällen

Im Bereich der kommunalen Abfälle wurden in [Kroop et al. 2014] die Stoffströme Elektro- und Elektronik-Altgeräte, Batterien und Akkumulatoren, getrennt gesammelte Verpackungen sowie Restabfall (nach der Behandlung in mechanisch-biologischen Anlagen und Müllverbrennungsanlagen) hinsichtlich des Gehaltes an den Top-10-Rohstoffen untersucht. Dabei wurden die in EAG und in Altbatterien vorhandenen Potenziale als relevant erachtet. In der hier vorliegenden Untersuchung wird darüber hinaus das Potenzial in Altfahrzeugen sowie im unbehandelten Restabfall untersucht.

Nachfolgend werden die Potenziale für EAG und Restabfall aktualisiert und gegenüber [Kroop et al. 2014] weiter spezifiziert dargestellt. Zudem werden die in Altfahrzeugen enthaltenen Potenziale ermittelt. Für die genannten Stoffströme wird neben dem Gehalt an Top-10-Rohstoffen auch das enthaltene Potenzial an weiteren metallischen Sekundärrohstoffen berücksichtigt. Der Stoffstrom Batterien und Akkumulatoren wird, mit Ausnahme derer aus Altfahrzeugen, nicht näher berücksichtigt, da hier bereits etablierte Erfassungs- und zielgerichtete Verwertungsstrukturen existieren.

2.1.2.1 Elektro- und Elektronik-Altgeräte

Die Studie „Analyse kritischer Rohstoffe für die Landesstrategie Baden-Württemberg“ [Kroop et al. 2014] enthält bereits detaillierte Angaben zu wirtschaftsrelevanten Metallen in Elektro- und Elektronik-Altgeräten. Dabei wurde zum einen der Gehalt an Kobalt, Wolfram und Metallen der SEM in im Jahr 2010 zurückgenommenen Lithium-Ionen- und Nickel-Metallhydrid-Batterien sowie in Gasentladungslampen abgeschätzt. Zum anderen wurde der durchschnittliche Metallgehalt in den Leiterplatten von PCs, Laptops, Digitalkameras, Mobiltelefonen, DVD-Spielern und Videokameras herangezogen, um das Rohstoffpotenzial in Geräten der IT- und Unterhaltungselektronik in baden-württembergischen Haushalten zu ermitteln. Diese Potenzialanalyse beruhte auf der Anzahl der Haushalte in Baden-Württemberg, deren Ausstattung mit elektronischen Geräten und dem durchschnittlichen Gerätegewicht.

In Ergänzung dazu befasst sich die vorliegende Analyse mit den im Betrachtungsjahr 2013 anfallenden EAG, die als Abfälle erfasst wurden. Dadurch sollen neben den bestehenden Potenzialen in Haushalten zusätzlich die aktuell verwertbaren EAG berücksichtigt werden. Durch die in [Kroop et al. 2014] erhobenen Daten wird eine Betrachtung der zukünftigen Entwicklung der Rohstoffmengen in EAG ermöglicht. Als Bezugsbasis für die Potenzialanalyse in den aktuellen Abfallmengen werden die Zahlen über die in Baden-Württemberg kommunal gesammelten und erfassten EAG verwendet. Eine gesonderte Betrachtung von EAG aus dem gewerblichen Bereich ist nicht möglich, da für die Entsorgung dieser Altgeräte ausschließlich die Hersteller verantwortlich sind [Schmidt 2015] und eine Meldepflicht erst mit Inkrafttreten des Entwurfs der Novelle des ElektroG eingeführt wird [BMUB 2015]. Auf Landesebene stehen deshalb keine statistischen Daten über die anfallenden Mengen zur Verfügung. Wie Abbildung 2-5 zeigt, gelangten im Jahr 2013 ca. 80.700 Mg an EAG in die kommunalen Erfassungssysteme Baden-Württembergs. Der Großteil entfiel mit über 40 % auf Sammelgruppe (SG) 3, die Geräte der IT- und Unterhaltungselektronik.

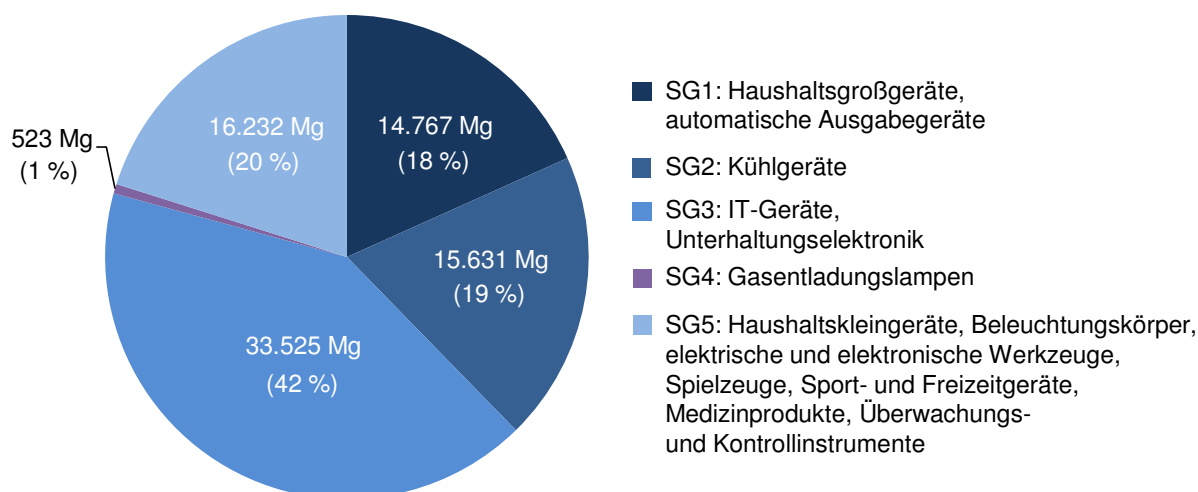


Abbildung 2-5: Zusammensetzung kommunal gesammelter Elektro- und Elektronik-Altgeräte in Baden-Württemberg 2013 [Schmidt 2015]

Nachfolgend wird das Vorgehen bei der Rohstoffpotenzialanalyse für EAG beschrieben. Für die Analyse wurden zum einen die Angaben von [Empa 2009] herangezogen, welche Auskunft über den durchschnittlichen Gehalt an Fe-, NE- und Edelmetallen in den fünf Sammelgruppen geben. Zum anderen wurde der Anteil an bromierten Kunststoffen für die Ableitung des Antimonpotenzials recherchiert. Im Anschluss daran wurde der Rohstoffgehalt einzelner Geräte genauer betrachtet. Um beispielsweise von dem Rohstoffgehalt eines Mobiltelefons auf das Rohstoffpotenzial aller in Baden-Württemberg erfassten Mobiltelefone schließen zu können, musste der gewichtsspezifische Anteil der Geräte pro Sammelgruppe ermittelt werden. Der Fokus lag dabei auf SG 3, die besonders viele komplex aufgebaute Geräte mit spezifischem Rohstoffgehalt umfasst. In erster Näherung wurden dazu die Angaben der Stiftung EAR über die bundesweite Zusammensetzung der SG nach Gerätearten zugrunde gelegt. Die weitere Unterteilung der Gerätearten wurde anhand von Verkaufszahlen einzelner Geräte und deren durchschnittlicher Produktgewichte gemäß [Sander et al. 2012] abgeschätzt. Nach Einteilung der SG in Einzelgeräte konnte im Anschluss das Rohstoffpotenzial über in der Literatur recherchierte Angaben zur Zusammensetzung einzelner Geräte berechnet werden. Im Folgenden werden die Vorgehensweise bei der Potenzialanalyse und die wesentlichen Ergebnisse im Detail erläutert.

Antimon in Kunststoffen mit Flammschutzmitteln

Antimon ist ein Bestandteil von bromierten Flammschutzmitteln, die unter anderem in Kunststoffbauteilen von Elektro- und Elektronikgeräten eingesetzt werden [Tostar et al. 2013]. Wie in Tabelle 2-2 dargestellt, befinden sich diese Kunststoffe vor allem in Geräten der SG 3 [Empa 2009]. Insgesamt enthalten die in Baden-Württemberg erfassten EAG in etwa 8 % bromierte Kunststoffe, was einer Gesamtmenge von rund 6.300 Mg entspricht.

Tabelle 2-2: *Gehalt an bromierten Kunststoffen sowie Antimon in den im Jahr 2013 erfassten EAG in Baden-Württemberg [Empa 2009, Schmidt 2015, eigne Berechnungen]*

Sammelgruppe	Gehalt an bromierten Kunststoffen [%] [Empa 2009]	Menge an bromierten Kunststoffen in EAG in Ba.-Wü. [Mg]	Menge an Sb in bromierten Kunststoffen in EAG in Ba.-Wü. [Mg]
SG 1 und 2	0,3	88,15	3,44
SG 3	18,0	6.035,50	235,35
SG 4	3,7	19,35	0,75
SG 5	0,8	121,74	4,75
Durchschnitt	7,8	∑ 6.263,75	∑ 244,29

In den Untersuchungen von [Hall et al. 2008] wird ein Antimongehalt in bromierten hochschlagfestem Polystyrol (HIPS, englisch: high impact polystyrene) von 3,2 % und in bromiertem Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS) von 4,6 % ausgewiesen¹. Für die

¹ Gemäß [Maris et al. 2015] bestehen etwas mehr als die Hälfte der in kleinen EAG enthaltenen Kunststoffe aus HIPS und ABS.

Potenzialabschätzung wird in Anlehnung an diese Literaturwerte ein mittlerer Antimongehalt von 3,9 % in bromierten Kunststoffen angesetzt. Daraus lässt sich gemäß Tabelle 2-2 ein potenzieller Gehalt von 244 Mg Antimon ableiten, der allein in den bromierten Kunststoffen der jährlich erfassten EAG enthalten ist. In der Literatur finden sich jedoch auch Angaben, die auf einen wesentlich geringeren Gehalt an Antimon in EAG hinweisen. [Rotter et al. 2015] gehen beispielsweise davon aus, dass in den flammgeschützten Kunststoffen bundesweit erfasster EAG der SG 3 und 5 (335.769 Mg gemäß [EAR 2014]) im Mittel 77,5 Mg Antimon enthalten sind. Umgelegt auf die in Baden-Württemberg erfassten Geräte dieser SG (49.757 Mg, vgl. Abbildung 2-5) erhält man ein Potenzial von rund 11,5 Mg [Rotter et al. 2015, EAR 2014, eigene Berechnungen].

SG 1 und 2: Haushaltsgroßgeräte, automatische Ausgabegeräte und Kühlgeräte

Die Untersuchung der SG 1 und 2 wurde vereinfachend auf die kritischen Metalle in den verbauten Leiterplatten beschränkt. Diese haben nur einen geringen Anteil am Gesamtgewicht der Geräte. Laut [Oguchi et al. 2013] sind auf den Leiterplatten von Waschmaschinen und Kühlschränken vor allem Antimon und Kobalt als strategisch relevante Metalle zu finden (vgl. Tab. 2-3). In Zukunft könnten neben den in Leiterplatten enthaltenen Wertstoffen auch SEM in den Magneten von permanenten Motoren, die beispielsweise in energieeffizienten Waschmaschinen eingesetzt werden, für das Recycling interessant werden [Buchert et al. 2014]. Wie viele dieser Magnete sich bereits in den heute anfallenden EAG befinden, ist derzeit aufgrund fehlender Untersuchungen nicht erschließbar.

Tabelle 2-3: Gewichtsspezifischer Gehalt an Leiterplatten und Technologiemetallen in Leiterplatten von Geräten der SG 1 und SG 2 [Oguchi et al. 2013]

Gerät	Ma.-% an Leiterplatten pro Gerät	Ma.-% Kobalt pro Leiterplatte	Ma.-% Antimon pro Leiterplatte
Waschmaschine (SG 1)	1,70	0,0016	0,015
Kühlschrank (SG 2)	0,50	0,0120	0,270

Die genaue Zusammensetzung der SG 1 und 2 nach einzelnen Gerätearten ist unbekannt. Es ist jedoch anzunehmen, dass der gewichtsspezifische Anteil an Leiterplatten in anderer weißer Ware ähnlich gering ist wie in Waschmaschinen und Kühlschränken. Deshalb wurde der Leiterplattengehalt näherungsweise auf die gesamten Sammelmengen der beiden SG übertragen. In Verbindung mit den kommunal erfassten Altgeräten der SG 1 und 2 beträgt das Potenzial von Kobalt etwa 13 kg, das von Antimon ca. 249 kg. In Tabelle 2-4 wurde auch der Antimongehalt in bromierten Kunststoffen berücksichtigt, der den Berechnungen zufolge in 2013 erfasster weißer Ware rund 3,4 Mg betragen haben dürfte.

Tabelle 2-4: *Theoretisches Potenzial an wirtschaftsrelevanten Rohstoffen in EAG aus SG 1 und SG 2 [Oguchi et al. 2013, Schmidt 2015, Empa 2009, eigene Berechnungen]*

Element	Potenzial in den SG 1 und 2 [Mg]
Kobalt	0,013
Antimon*	3,687

* Inkl. Antimon in bromierten Kunststoffen der SG 1 und 2

SG 3: IT-Geräte, Unterhaltungselektronik

Die beschriebenen Berechnungsgrundlagen zur Abschätzung der Zusammensetzung von SG 3 können in Tabelle 2-5 nachvollzogen werden. Ausgangslage ist die Unterteilung der SG in Gerätearten gemäß den Angaben von [EAR 2014]. Die Aufteilung der Gerätearten nach einzelnen Geräten wurde auf Grundlage des spezifischen Gerätegewichts und der Absatzzahlen berechnet.

Tabelle 2-5: Berechnung der Zusammensetzung von SG 3
 [EAR 2014, Sander et al. 2012, eigene Berechnungen]

Geräteart gemäß EAR (gruppiert)	Zusammensetzung der SG 3 nach Gruppen [Ma.-%] [EAR 2014]	Geräte in SG 3 nach [Sander et al. 2012] (Einzelgeräte)	Zusammensetzung der Gruppen nach Einzelgeräten (nach Absatz und Produktgewicht) [Ma.-%]	Zusammensetzung der SG 3 nach Einzelgeräten [Ma.-%] ²
Persönliche Informations- und/oder Datenverarbeitung	8,76	PC	49,9	4,37
		Laptop (LED)	42,0	3,68
		Laptop (CCFL)	0,9	0,08
		Tablet Computer	1,0	0,09
		Navigationsgerät	2,2	0,19
		Externe Festplatte	3,7	0,32
		USB Stick	0,3	0,03
Persönliches Drucken von Informationen und Übermittlung gedruckter Informationen	9,94	Drucker	100	9,94
Persönliche Telekommunikationsgeräte	0,21	Schnurloses Heimtelefon	100	0,21
Mobil-Telefone	0,18	Handy	65,5	0,12
		Smartphone	35,5	0,06
Kameras (Photo)	0,05	Digitalkamera	80,4	0,04
		Camcorder/ Videokamera	19,6	0,01
Datensichtgeräte	23,21	LCD Monitor (CCFL)	92,8	21,55
		LCD Monitor (LED)	6,6	1,53
		Beamer	0,6	0,13
TV-Geräte	39,67	LCD-Fernseher (CCFL)	90,4	35,88
		LCD-Fernseher (LED)	8,9	3,55
		CRT Gerät (Fernseher)	0,6	0,24
Übrige Geräte der Unterhaltungselektronik (mit Ausnahme von TV-Geräten)	17,92	Fernbedienung	12,9	2,31
		DVD Spieler	45,4	8,13
		Tragbare Videospiele	0,8	0,15
		Videospielkonsole	19,5	3,49
		MP3 Player	0,9	0,17
		Lautsprecher	17,2	3,09
		Kopfhörer	3,3	0,59
Summe	100,00	-	-	100,00

² Beispiel: Anteil PC in SG 3 = 49,9 % * 8,76 % = 4,37 %

*Tabelle 2-6: Theoretisches Potenzial an Technologierohstoffen in den EAG aus SG 3
 [Blaser et al. 2011, EAR 2014, Sander et al. 2012, Empa 2009, Hall et al. 2008,
 Buchert et al. 2012, Hagelüken, Buchert 2008, eigene Berechnungen]*

Element	Potenzial in Sammelgruppe 3 [Mg]
Antimon*	240,930
Beryllium	0,007
Germanium	0,003
Kobalt	29,607
PGM	
Palladium	0,072
Platin	0,002
Rhodium	0,005
Ruthenium	0,002
SEM	
Cer	0,024
Dysprosium	0,148
Gadolinium	0,003
Lanthan	0,052
Neodym	1,091
Praseodym	0,121
Yttrium	0,190
Tantal	0,429
Wolfram	0,035

* Inkl. Antimon in bromierten Kunststoffen der SG 3

Die in Tabelle 2-6 ausgewiesenen potenziellen Metallgehalte stammen zum einen aus Leiterplatten, die auf Grundlage der Analysen von [Blaser et al. 2011] berechnet wurden. Die Quelle liefert Angaben zu ca. 90 Ma.-% der in SG 3 enthaltenen Geräte. Mengenmäßig weniger relevante Geräte wie MP3-Player oder Lautsprecher wurden hierbei jedoch nicht berücksichtigt.

Zum anderen wurden weitere Komponenten in die Analyse miteinbezogen, die mit Daten aus [Buchert et al. 2012] berechnet wurden:

- SE-Magnete in optischen Laufwerken, Schwingspulen, Spindelmotoren und Lautsprechern von Notebooks
- Batterien von Notebooks und Mobiltelefonen
- SEM in LCD- und LED-Bildschirmen von Notebooks, Monitoren und Fernsehern

Gemäß den Berechnungen enthalten die EAG der SG 3 in Baden-Württemberg 241 Mg Antimon, 29,6 Mg Kobalt, 1,1 Mg Neodym und ca. 0,4 Mg Tantal.

SG 4: Gasentladungslampen

In der SG 4 werden in erster Linie Gasentladungslampen erfasst. Zu den Gasentladungslampen zählen im Wesentlichen Leuchtstoffröhren und Energiesparlampen unterschiedlicher Bauarten und -formen [DUH 2008]. Anhand der Verkaufszahlen und dem Durchschnittsgewicht aus [Sander et al. 2012] wurde ermittelt, dass SG 4 zu jeweils etwa der Hälfte aus Leuchtstoffröhren und Energiesparlampen besteht. In Leuchtstofflampen sind ca. 2–3 Ma.-% Leuchtstoffpulver enthalten, in denen verschiedene SEM zu finden sind [Luidold et al. 2013, Wu et al. 2014, Kroop et al. 2014]. Auf der Grundlage von Zahlen aus [Luidold et al. 2013, Sander et al. 2012] wurde die Potenzialabschätzung für die Elemente Cer, Europium, Gadolinium, Lanthan, Terbium und Yttrium gemäß Tabelle 2-7 berechnet. Das höchste Potenzial wurde dabei für Yttrium ausgewiesen. Etwa 0,3 Mg des Elements sind in den Leuchtstoffen der gesammelten Lampen enthalten. Von den anderen SEM finden sich hingegen nur wenige Kilogramm.

Tabelle 2-7: *Theoretisches Potenzial an wirtschaftsrelevanten Rohstoffen in Gasentladungslampen [Sander et al. 2012, Schmidt et al. 2015, Luidold et al. 2013, Wu et al. 2014, Kroop et al. 2014, Empa 2009, Hall et al. 2008, eigene Berechnungen]*

Element	Potenzial in Sammelgruppe 4 [Mg]
Antimon*	0,755
Cer	0,030
Europium	0,014
Gadolinium	0,009
Lanthan	0,031
Terbium	0,012
Yttrium	0,389

* Antimon in bromierten Kunststoffen der SG 4

SG 5: Haushaltskleingeräte, Beleuchtungskörper, elektrische und elektronische Werkzeuge, Spielzeuge, Sport- und Freizeitgeräte, Medizinprodukte, Überwachungs- und Kontrollinstrumente

SG 5 ist in ihrer Zusammensetzung ähnlich komplex wie SG 3. Gemäß den Informationen der Stiftung EAR besteht der Großteil der SG aus Haushaltskleingeräten (über 60 %) und elektrischen und elektronischen Werkzeugen (über 30 %) [EAR 2014]. In Sander et al. 2012 sind vier Beispielgeräte (Bohrmaschine, Wecker, Kaffeemaschine, Rasierapparat) aufgeführt. Diese fallen zwar unter die mengenrelevanten Gerätearten, spiegeln aber den komplexen Aufbau angesichts der hohen Produktvielfalt nur unzureichend wieder. Angaben über den gewichtsspezifischen Anteil an Leiterplatten und deren Gehalt an technologierelevanten Rohstoffen liegen für Sammelgruppe 5 zurzeit nicht vor. Neben Antimon in bromierten Kunststoffen gibt es jedoch Angaben über den Gehalt an Batterien, der in [ZVEI 2014] mit

0,71 Ma.-% ermittelt wurde. In Anlehnung an den in [Hagelücken, Buchert 2008] angegebenen Kobaltgehalt in Batterien von ca. 19 % lässt sich gemäß Tabelle 2-8 ein Kobalt-Potenzial von rund 21,9 Mg in SG 5 ausweisen.

Tabelle 2-8: Theoretisches Potenzial an Top-10-Rohstoffen in den Batterien und Kunststoffen der EAG aus SG 5 [ZVEI 2014, Buchert et al. 2012, Hagelücken, Buchert 2008, Empa 2009, eigene Berechnungen]

Element	Potenzial in Sammelgruppe 5 [Mg]
Kobalt	21,9
Antimon*	4,7

* Antimon in bromierten Kunststoffen der SG 5

Weitere metallische Rohstoffe

Neben den für Baden-Württemberg besonders wirtschaftsrelevanten Rohstoffen enthalten EAG eine erhebliche Menge verschiedener Fe-, NE- und Edelmetalle. Der durchschnittliche Gehalt dieser Metalle in den einzelnen Sammelgruppen ist in Tabelle 2-9 aufgeführt.

Tabelle 2-9: Gehalt an Fe-, NE- und Edelmetallen in den SG 1 bis 5 in Ma.-% [Empa 2009]

Element	SG 1 und 2	SG 3	SG 4	SG 5
Eisenmetalle	43	36	k.A.	29
Aluminium	14	5	14	9,3
Kupfer	12	4	22	17
Gold	$6,7 \cdot 10^{-7}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$	k.A.	$6,1 \cdot 10^{-7}$
Silber	$7,7 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$	k.A.	$7,0 \cdot 10^{-6}$

Um das theoretische Potenzial der Metalle in den baden-württembergischen EAG zu bestimmen, wurden die Metallgehalte der einzelnen Sammelgruppen mit den erfassten Altgeräten verrechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2-10 aufgeführt. Demnach enthalten die im Jahr 2013 gesammelten EAG etwa 30.000 Mg Eisenmetalle, 7.500 Mg Aluminium und 7.900 Mg Kupfer. Außerdem befinden sich ca. 81 kg Gold und ca. 406 kg Silber in den gesammelten Altgeräten.

Tabelle 2-10: Theoretisches Potenzial an Fe-, NE- und Edelmetallen in den jährlich erfassten EAG in Baden-Württemberg [Empa 2009, eigene Berechnungen]

Element (bzw. Gruppe)	Potenzial [Mg]
Eisenmetalle	29.847
Aluminium	7.515
Kupfer	7.863
Gold	0,081
Silber	0,406

Zwischenfazit Elektro- und Elektronik-Altgeräte

Die Abbildungen 2-6 und 2-7 zeigen das ermittelte Gesamtpotenzial an Technologie-, Fe-, NE- und Edelmetallen in den im Jahr 2013 erfassten EAG in Baden-Württemberg. Massenbezogen sind die Eisenmetalle mit knapp 30.000 Mg vorherrschend. Das Potenzial von Aluminium und Kupfer beträgt jeweils in etwa zwischen 7.500 und 7.900 Mg. Es finden sich ebenso geringere Mengen Gold und Silber in den Altgeräten, die aber aufgrund ihres hohen Marktwerts durchaus relevant für eine gesteigerte Rückgewinnung sein können.

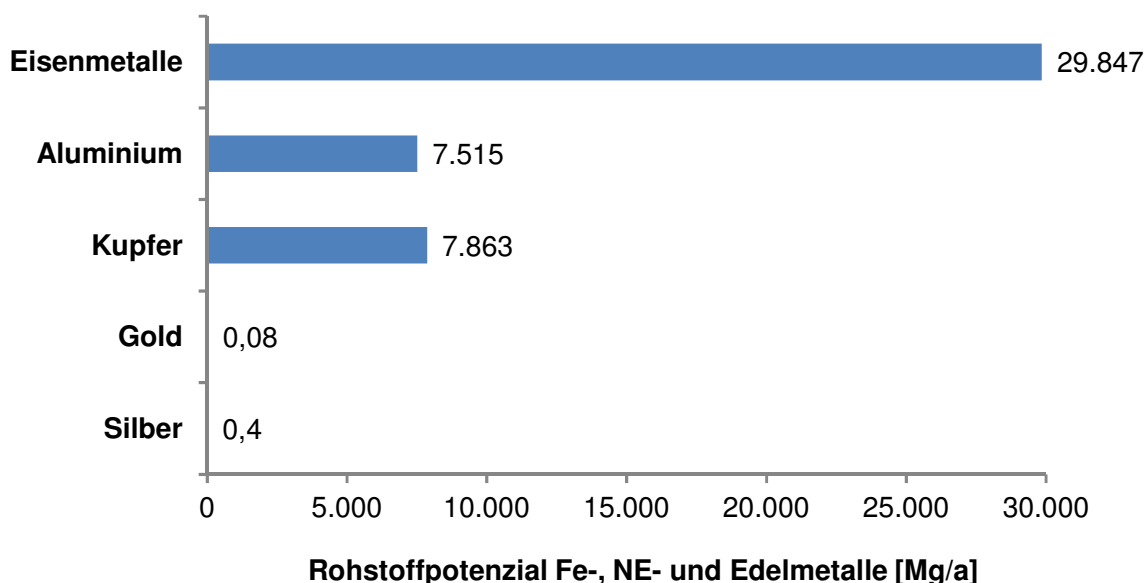


Abbildung 2-6: Theoretisches Gesamtpotenzial Fe-, NE- und Edelmetalle in erfassten EAG in Baden-Württemberg

Bei den Technologierohstoffen wurden vor allem relevante Mengen an Antimon, Kobalt und SEM identifiziert. Bei Antimon und Kobalt ergeben sich starke Schwankungen in Abhängigkeit von verschiedenen Literaturangaben. Demnach ist gemäß [Rotter et al. 2015] mit minimal 11 Mg Antimon in flammgeschützten Kunststoffen der SG 3 und 5 zu rechnen. Bei Ausweitung der Analyse auf alle SG und Einbezug der Leiterplatten ist mit einem Potenzial von bis zu 250 Mg Antimon in den jährlich erfassten EAG in Baden-Württemberg zu rechnen. Bei Kobalt,

das vor allem in Batterien der SG 3 und 5 zu finden ist, weisen [Rotter et al. 2015] im Mittel auf einen Gehalt in Batterien der bundesweit erfassten Geräte der SG 3 und 5 (insgesamt 335.769 Mg gemäß [EAR 2014]) von 8,5 Mg hin. Umgelegt auf die in Baden-Württemberg erfassten Geräte dieser Kategorien (49.757 Mg, vgl. Abbildung 2-5) entspricht das einem Potenzial von lediglich 1,3 Mg. Die eigenen Berechnungen ergeben hier ein deutlich größeres Potenzial von ca. 52 Mg in Batterien und Leiterplatten aller erfassten EAG in Baden-Württemberg.

Dem Potenzial an Neodym liegt der Gehalt an Neodym-Eisen-Bor-Magneten in IT-Hardware wie Notebooks und PCs zugrunde. In Summe kann für die SEM mit einem Gehalt zwischen 2,0 und 2,9 Mg pro Jahr gerechnet werden³.

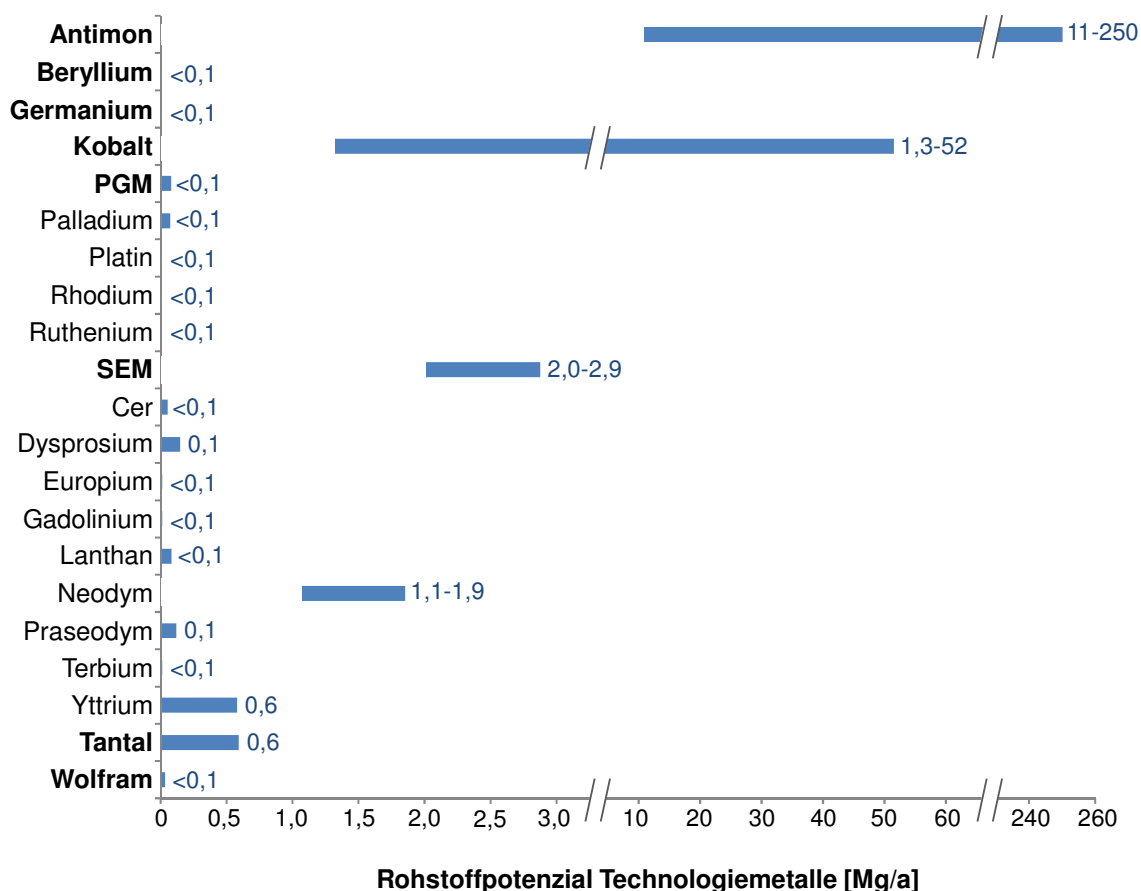


Abbildung 2-7: *Theoretisches Gesamtpotenzial Technologiemetalle in erfassten EAG in Baden-Württemberg [Schmidt 2015, EAR 2014, Sander et al. 2012, Blaser et al. 2011, Empa 2009, Buchert et al. 2012, Hagelüken, Buchert 2008, ZVEI 2014, Hall et al. 2008, Rotter et al. 2015, eigene Berechnungen]*

³ Gemäß [Rotter et al. 2015] sind in bundesweit erfassten EAG der SG 3 und 5 (335.769 Mg) im Mittel 12,5 Mg Neodym enthalten. Umgelegt auf die in Baden-Württemberg erfassten EAG dieser SG (49.757 Mg) erhält man ein Potenzial an 1,9 Mg Neodym.

2.1.2.2 Altfahrzeuge

Im Jahr 2013 wurden laut Kraftfahrzeugbundesamt (KBA) insgesamt rund 1,3 Mio. Kraftfahrzeuge (Kfz) in Baden-Württemberg außer Betrieb gesetzt [KBA 2014]. Seit dem Jahr 2007 werden die endgültig stillgelegten Fahrzeuge nicht mehr separat statistisch erfasst. Bei der letztmaligen Erhebung im Jahr 2006 wurden bundesdurchschnittlich etwa 40 %⁴ der außer Betrieb gesetzten Fahrzeuge endgültig außer Betrieb gesetzt [UBA 2014c, KBA 2015]. Aufgrund der seither nicht mehr separat erhobenen Angaben wird dieser Anteil auch in heutigen Erhebungen noch herangezogen (vgl. [UBA 2014c]). Davon ausgehend würde die Anzahl endgültig stillgelegter Kfz in Baden-Württemberg etwa 520.000 betragen. Jedoch wurden im Jahr 2013 in baden-württembergischen Demontagebetrieben lediglich rund 78.500 Fahrzeuge behandelt. Diese Datenlage wird zusammenfassend in Abbildung 2-8 veranschaulicht.

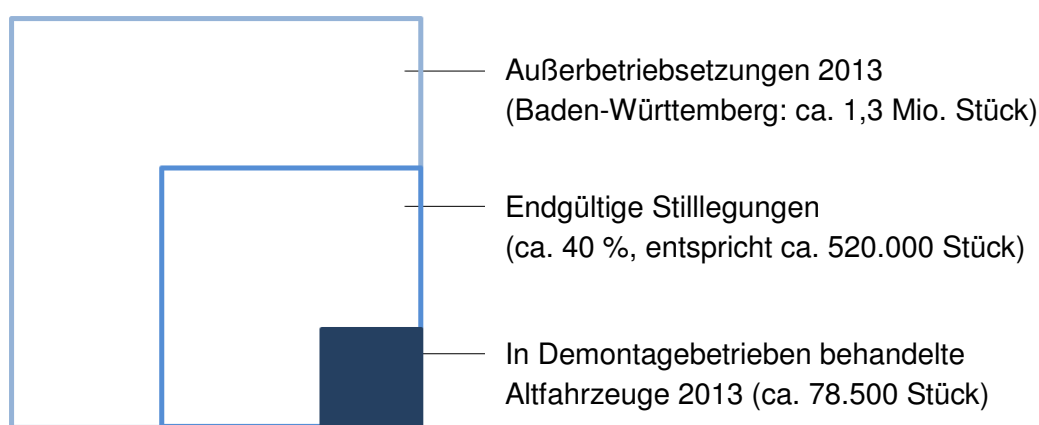


Abbildung 2-8: Außerbetriebsetzungen, endgültige Stilllegungen und in Demontagebetrieben behandelte Kfz in Baden-Württemberg [KBA 2014; UBA 2011; StaLa BW 2015]

Die Differenz zwischen den in baden-württembergischen Demontagebetrieben behandelten und den vermutlich endgültig stillgelegten Kfz beträgt damit rund 441.500 Fahrzeuge. Aufgrund der beschriebenen Unschärfe der statistischen Erhebung zu den endgültig stillgelegten Kfz ist eine belastbare Benennung der tatsächlich im Land anfallenden Fahrzeuge nicht möglich. Zur Verbesserung der Datenlage zum Verbleib von Altfahrzeugen wird daher im Auftrag des Umweltbundesamtes ein aktuelles Forschungsvorhaben durchgeführt⁵.

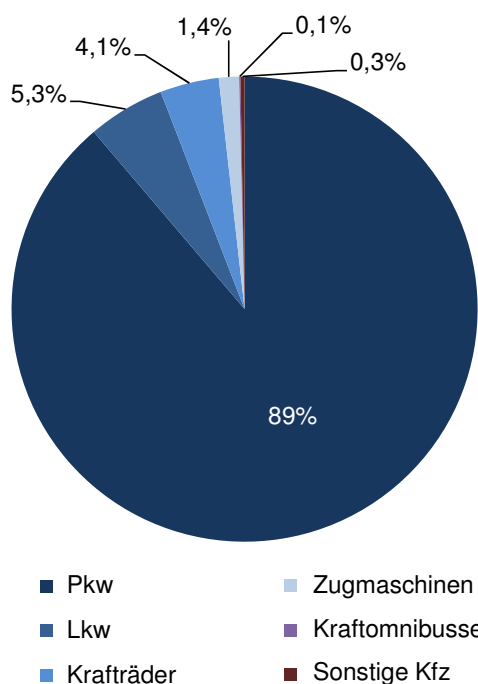
Aufgrund der unzureichenden Datenlage werden nachfolgend ein minimales und ein maximales Rohstoffpotenzial in Kfz ausgewiesen. Das Minimalpotenzial umfasst die jährlich in Demontagebetrieben behandelten Altfahrzeuge und stellt damit die im Jahr 2013 tatsächlich verfügbare Menge dar. Das maximale Potenzial bezieht sich auf die etwa 520.000 Kfz pro

⁴ Bis Ende 2006 wurden die endgültigen Außerbetriebsetzungen statistisch separat erfasst. Die vorübergehenden Außerbetriebsetzungen wurden bis dahin nicht separat ausgewiesen. Seit 2007 werden alle Außerbetriebsetzungen (endgültige und vorübergehende) aggregiert erfasst. Der Anteil der endgültigen Außerbetriebsetzungen an allen Außerbetriebsetzungen von 40 % ist der Quotient aus der Anzahl der endgültigen Außerbetriebsetzungen aus dem Jahr 2006 und der Anzahl aller außer Betrieb gesetzter Fahrzeuge im Jahr 2007 (Datenquelle: [KBA 2015]).

⁵ UFOPLAN 3714333150: „Entwicklung von Lösungsvorschlägen, einschließlich rechtlicher Instrumente, zur Verbesserung der Datenlage beim Verbleib von Altfahrzeugen“

Jahr, die schätzungsweise im Bundesland jährlich endgültig stillgelegt werden (40 % der außer Betrieb gesetzten Kfz).

Nachfolgende Abbildung 2-9 stellt die Zusammensetzung der Kfz nach Fahrzeugklassen dar. Diese Aufteilung orientiert sich an der Aufteilung bei Außerbetriebsetzungen im Jahr 2013 [KBA 2014]. Demnach wurden anteilig 89 % Pkw, 5 % Krafträder und 6 % Lkw, Zugmaschinen und Kraftomnibusse außer Betrieb gesetzt.



Anzahl Altfahrzeuge	Minimum	Maximum
Pkw	69.712	464.010
Krafträder	4.194	27.918
Lkw	3.217	21.414
Zugmaschinen	1.089	7.245
Sonstige Kfz	222	1.474
Kraftomnibusse	81	539
Summe	78.515	522.600

Abbildung 2-9: Aufteilung der Außerbetriebsetzungen von Kfz im Jahr 2013 nach Fahrzeugklassen und Hochrechnung der Aufteilung endgültig außer Betrieb gesetzter Kfz [KBA 2014; UBA 2011; StaLa BW 2015]

Für Hochrechnungen zum Potenzial von Technologiemetallen in Kfz wurde mit durchschnittlichen Leergewichten gerechnet, die in Tabelle 2-11 dargestellt sind. Die Verteilung zwischen mit Benzin betriebenen und mit Diesel betriebenen, außer Betrieb gesetzten Pkw lag laut KBA im Jahr 2013 bei rund 68,37 % zu 31,63 %⁶.

⁶ Der Anteil an anderen Antriebsarten (Flüssiggas-/ Erdgas-, Elektro- und Hybridfahrzeuge) beträgt weniger als 1 % und ist daher vernachlässigbar

Tabelle 2-11: Anzahl, Leergewicht und Gesamtmassen der endgültig außer Betrieb gesetzten Kfz im Jahr 2013 in Baden-Württemberg

Kfz-Typ	Anzahl ¹		Leergewicht [kg]		Gesamtgewicht in BW [Mg]	
			Mit Benzin betriebene Kfz	Mit Diesel betriebene Kfz		
	Minimum	Maximum			Minimum	Maximum
Pkw	69.712	464.010	1.240 ²	1.463 ²	91.361	608.106
Krafträder	4.194	27.918	213 ³	---	893	5.946
Lkw, Zugmaschinen und sonstige Kfz ⁶	4.528	30.133	---	12.400 ⁴	56.147	373.662
Kraftomnibusse	81	539	---	13.580 ⁵	1.100	7.317
Summe	78.515	522.600			149.501	995.031

¹ [KBA 2014, UBA 2011, StaLa BW 2015], ² [Nemry et al. 2008], ³ [Motorrad-Wiki 2015], ⁴ [Kieswerk Jais 2015], ⁵ [Omnibusrevue 2015], ⁶ Lkw, Zugmaschinen und sonstige Kfz weisen einen ähnlichen Aufbau auf und werden deshalb aggregiert betrachtet.

Bezüglich der Massenmetalle in Kfz sind belastbare Informationen lediglich für Pkw verfügbar. Daher wird das Potenzial an Massenmetallen nachfolgend für die in der Minimalbetrachtung anfallenden 69.712 und in der Maximalbetrachtung anfallenden 464.010 Pkw angegeben. In einem durchschnittlichen Pkw sind rund 721 kg Stahl und Gusseisen, 131 kg Aluminium, 15–60 kg Kupfer sowie 19–64 kg sonstige NE-Metalle wie Blei, Zink und Magnesium verbaut [Martens 2011]. Hochgerechnet auf Baden-Württemberg ergibt sich daraus ein Potenzial von 50.200 bis 334.500 Mg Eisen, 9.100 bis 60.800 Mg Aluminium, zwischen 2.600 und 17.400 Mg Kupfer sowie zwischen 2.900 und 19.100 Mg sonstige NE-Metalle [KBA 2014; Martens 2011; UBA 2011]. Aufgrund des hohen Marktwertes werden die kupferhaltigen Bauteile nachfolgend näher betrachtet (Marktwerte: Cu: 5.130 €/Mg; Al: 1.549 €/Mg; Fe: 1.500 €/Mg [Mineral Fund 2015; Hönscheid 2015a]). Darüber hinaus enthalten Bauteile mit hohen Kupfergehalten oftmals auch Anteile der Top-10-Rohstoffe. Wichtige kupferhaltige Bauteile sind in Tabelle 2-12 exemplarisch für einen Kleinwagen gezeigt.

Tabelle 2-12: Kupferhaltige Bauteile in Kleinwagen, deren Gewicht, Kupfergehalt und Gesamtmasse Kupfer je Bauteilart [von Zitzewitz 2004]

Bauteilart	Gewicht des Bauteils [kg]	Cu-Gehalt des Bauteils [Ma.-%]	Gesamtmasse Kupfer je Kleinwagen [kg]
Kabelbaum	15,50	40	6,20
Lichtmaschine	4,76	33	1,57
Anlasser	2,65	20	0,53
Motoren für Ventilatoren, Scheibenwischer und Fensterheber	4,67	24	1,12
Zündspule	0,62	17	0,11
		Summe	9,53

Bezüglich der Top-10-Rohstoffe sind dabei aufgrund ihrer Demontierbarkeit und ihres potenziellen Rohstoffgehalts folgende Bauteile relevant:

- ▶ Katalysatoren
- ▶ Batterien
- ▶ Bremsbeläge
- ▶ Elektronik (u.a. Beleuchtung, Sonden, Stellmotoren und Steuergeräte, Leiterplatten)

Hinzu kommen Bauteile aus dem Bereich der Elektromobilität, welche unter anderem in erheblichem Umfang SEM enthalten, jedoch derzeit noch kaum im Altfahrzeugbereich anfallen [vgl. Reuter et al. 2013] und deshalb im weiteren Projektverlauf nicht näher betrachtet wurden.

Bei den Metallen Titan und Wolfram sowie Tantal ist darüber hinaus mit einer geringen Menge in Legierungen, v.a. in verbauten Stählen, zu rechnen. So enthalten beispielsweise Stähle moderner Pkw-Federn Titan als Legierungselement [KCI 2015].

Katalysatoren

Zur Abgasreinigung bzw. Vermeidung schädlicher CO-, HC- und NO_x-Emissionen werden in Kfz sogenannte 3-Wege-Katalysatoren auf keramischer oder metallischer Basis eingesetzt, wobei auf dem europäischen Markt zu etwa 90 % solche auf keramischer Basis genutzt werden. Der beschichtete Träger eines Pkw-Keramik-Katalysators besteht durchschnittlich zu etwa 80,35 Ma.-% aus der keramischen Wabenstruktur, zu 8,57 Ma.-% aus der Waschkomponente (bestehend aus TiO₂, CeO₂, La₂O₃ und ZrO₂) sowie zu 0,24 Ma.-% aus der aktiven Komponente, welche aus Platingruppenmetallen (PGM) besteht. Zudem enthält ein gebrauchter Katalysator rund 10,84 Ma.-% Abgasrückstände. Tabelle 2-13 zeigt den durchschnittlichen Gehalt an ausgewählten Technologiemetallen im Detail. Für die Berechnung des Rohstoffpotenzials wurde ein durchschnittliches Trägergewicht eines Altkatalysators von ca. 0,95 kg pro Pkw angesetzt [Hagelüken 2005].

Tabelle 2-13: Gewichtsspezifischer Gehalt an Technologiemetallen im beschichteten Trägermaterial von Keramik-Katalysatoren in Pkw [Yakoumis 2014] und daraus resultierendes Gesamtpotenzial dieser Metalle in Baden-Württemberg im Jahr 2013 (eigene Berechnung nach [Hagelüken 2005])

Metalloxid/ Metall		Oxidgehalt in Keramik- Katalysatoren [Ma.-%]	Metallgehalt in Keramik- Katalysatoren [Ma.-%]	Gesamtmasse an Technologiemetallen in Pkw-Katalysatoren aus Alt-Pkw in BW in 2013 [Mg]	
				Minimum	Maximum
SEM	CeO ₂	3,51	2,86	1,89	12,60
	La ₂ O ₃	0,29	0,12	0,08	0,55
Titan	TiO ₂	0,29	0,17	0,12	0,77
PGM ⁷	Pt		0,14	0,09	0,60
	Pd		0,08	0,05	0,33
	Rh		0,03	0,02	0,12

Hochgerechnet auf alle 2013 in Baden-Württemberg demontierten bzw. endgültig außer Betrieb gesetzten Pkw ergibt sich für Keramik-Katalysatoren ein Potenzial von 2,0–13,2 Mg an SEM, 0,12–0,77 Mg Titan sowie 0,16–1,05 Mg PGM. Zur Zusammensetzung und Menge von Katalysatormaterial in Lkw, Omnibussen und Krafträdern sind derzeit keine belastbaren Daten verfügbar. Unter der konservativen Annahme, dass das Katalysatorgewicht von Lkw und Omnibussen dem von Pkw entspricht sowie die in Tabelle 2-13 aufgeführten Metallgehalte zutreffen, würde sich ein zusätzliches Potenzial von 0,13–0,87 Mg SEM, 0,01–0,05 Mg Titan sowie 0,01–0,07 Mg PGM⁸ ergeben. Da jedoch angenommen werden kann, dass das Katalysatorgewicht von Lkw und Omnibussen erheblich über dem von Pkw liegt und auch der Metallgehalt mit zunehmender Leistung ansteigt [Bethge et al. 2014], wird das tatsächliche Potenzial deutlich höher liegen. Zudem ist der PGM-Gehalt in den mit Diesel betriebenen Lkw und Omnibussen höher als in Pkw, die teilweise mit Diesel und teilweise mit Benzin betriebenen werden [Bethge et al. 2014].

Batterien

Die in Fahrzeugen als Starterbatterien eingesetzten Blei-Säure-Batterien werden bei der manuellen Demontage von Altfahrzeugen ausgebaut und einem Recycling zugeführt. Hinsichtlich der betrachteten Technologiemetalle ergeben sich hierbei relevante Mengen an Antimon.

⁷ Nach [Yakoumis 2014] und [Hagelüken 2005] ergibt sich eine PGM-Menge in einem Pkw-Katalysator von 2,26 g. Nach [Lucas et al. 2013] wird der summierte PGM-Gehalt in Abhängigkeit des Hubraumes und der erreichten Abgasnorm eines Pkw zwischen 1,14 und 8,55 g pro Katalysator angegeben, so dass angenommen werden kann, dass das spezifische Potenzial möglicherweise deutlich höher liegt.

⁸ Nach [Dietz 2014] kann der Gehalt an PGM von Katalysatoren US-amerikanischer Lkw bei 12-15 g liegen. Basierend auf diesen Werten ergäbe sich für Lkw und Omnibusse in Baden-Württemberg sogar ein Potenzial von 0,06-0,41 Mg PGM.

Je nach Kfz-Typ liegen die mittleren Gewichte dieser Bleibatterien zwischen 3,7 kg bei Kraft-
 rädern und 45 kg bei Lkw und Kraftomnibussen (vgl. Tabelle 2-14). Der Gehalt an Antimon
 wird mit rund 0,6 Ma.-% beziffert [USGS 2004]. Tabelle 2-14 zeigt die Antimonmengen, welche
 sich anhand dieses durchschnittlichen Antimongehaltes und den entsprechenden Mengen an
 Batterien in Altfahrzeugen in Baden-Württemberg für das Jahr 2013 ergaben. Zusätzlich
 ergeben sich weitere Mengen durch zum Zweck des Batterietausches ausgebaute Batterien.

*Tabelle 2-14: Mengen von Starterbatterien in unterschiedlichen Kfz sowie daraus
 resultierendes Gesamtpotenzial an Antimon in Baden-Württemberg im Jahr 2013
 (eigene Berechnung nach [Amazon 2015, Batterium 2015, Martens 2011, Nemry
 et al. 2008, USGS 2004])*

Kfz-Typ	Gewicht der Batterie in einem Kfz [kg]	Gesamtmasse an Sb in Kfz-Batterien in BW 2013 [Mg]	
		Minimum (in Demontagebetrieben erfasste Kfz)	Maximum (endgültig stillgelegte Kfz)
Pkw	21,4	8,93	59,45
Krafträder	3,7	0,09	0,61
Lkw, Zugmaschinen und sonstige Kfz	45,0	1,22	8,14
Kraftomnibusse	45,0	0,02	0,15
Summe in BW (2013):		10,26	68,35

Bremsbeläge

Kfz-Bremsbeläge bestehen aus einer Trägerplatte (ca. 60 Ma.-%), welche für gewöhnlich aus
 Stahl oder Eisenguss hergestellt ist, sowie einem Reibmittel (ca. 40 Ma.-%) [Lohse et al. 2001].
 In diesem finden sich signifikante Mengen von Technologiemetallen wie Antimon (meist als
 Sb_2S_3), Molybdän und Titan. In [von Uexküll et al. 2005] wurden Art und Zusammensetzung
 durchschnittlich verbauter Typen von Bremsbelägen ermittelt. Demnach sind durchschnittlich
 etwa 2,13 % Antimon, 0,6 % Molybdän und 5,2 % Titan (Pkw und Krad) bzw. 2,22 % Antimon,
 0,068 % Molybdän und 0,205 % Titan (Lkw und Kraftomnibusse) im Reibmittel enthalten. Für
 die Berechnung der verbliebenen Bremsbeläge in außer Betrieb gesetzten Kfz wurde ein
 Abnutzungsgrad von 50 Ma.-% des Reibbelags angesetzt. Die Mengen, welche beim
 Austausch von Bremsbelägen aufgrund von Abnutzung entstehen, werden aufgrund einer
 unzureichenden Datenlage nicht in die Potenzialermittlung einbezogen. Tabelle 2-15 zeigt die
 Massen der verbliebenen Bremsbeläge in unterschiedlichen Kfz. In Tabelle 2-16 sind die darin
 enthaltenen Minimal- bzw. Maximalpotenziale von Antimon, Molybdän und Titan in Baden-
 Württemberg für 2013 ausgewiesen.

Tabelle 2-15: *Masse verbliebener Bremsbeläge in unterschiedlichen Kfz [von Uexküll et al. 2005, Ökotest 2002, Rauterberg-Wulff 1998, Amazon 2015, Herr 2015]*

Kfz-Typ	Durchschnittliches Gesamtgewicht der Bremsbeläge pro Kfz [kg]	Gesamtgewicht der Bremsbeläge in Altfahrzeugen in BW 2013 [Mg]	
		Minimum (in Demontagebetrieben erfasste Kfz)	Maximum (endgültig stillgelegte Kfz)
Pkw	3,36*	234,2	1.559,1
Krafträder	0,48*	2,0	13,4
Lkw, Zugmaschinen und sonstige Kfz	41,44**	187,6	1.248,8
Kraftomnibusse	41,44**	3,4	22,3
Summe:		427,2	2.843,6

* [Amazon 2015]; Anzahl der Bremsbeläge bei Pkw 4 Paar, bei Krads 3 Paar, ** [Herr 2015]; Anzahl der Bremsbeläge bei Lkw und Bussen 4-6 Paar

Tabelle 2-16: *Potenzial an Sb, Mo und Ti in Bremsbelägen von Kfz in Baden-Württemberg 2013 (eigene Berechnungen nach Tab. 2-15 und [von Uexküll et al. 2005, Ökotest 2002, Rauterberg-Wulff 1998, Lohse et al. 2001, Amazon 2015, Herr 2015])*

Kfz-Typ	Minimalpotenzial (in Demontagebetrieben erfasste Kfz) [Mg/a]			Maximalpotenzial (endgültig stillgelegte Kfz) [Mg/a]		
	Sb	Mo	Ti	Sb	Mo	Ti
Pkw	1,25	0,35	3,04	8,30	2,34	20,27
Krafträder	0,01	<0,01	0,03	0,07	0,02	0,17
Lkw, Zugmaschinen und sonstige Kfz	1,04	0,03	0,10	6,94	0,21	0,64
Kraftomnibusse	0,02	<0,01	<0,01	0,12	<0,01	0,01
Summe:	2,32	0,39	3,17	15,43	2,58	21,09

Elektrik und Elektronik

Durch zunehmende Komfort- sowie Sicherheitsbedürfnisse der Konsumenten werden in Kfz immer mehr elektrische und elektronische Komponenten verbaut. Technologiemetalle finden sich dabei unter anderem in Kleinmotoren bzw. Aktoren (z.B. Fensterheber, Spiegel- und Sitzverstellung), (LED-) Leuchtmitteln, Bedien- und Anzeigeoberflächen sowie Überwachungsinstrumenten wie Sonden (z.B. Lambdasonde).

Eine relevante Quelle für SEM aus Altfahrzeugen werden zukünftig elektrische Radantriebe

aus Elektrofahrzeugen darstellen. Es werden darüber hinaus bereits aktuell in einigen der enthaltenen Kleinmotoren SEM-haltige Hochleistungsmagneten eingesetzt, da hierdurch eine Effizienzzunahme bei gleichzeitiger Platz- und Gewichtseinsparung erreicht werden kann [Brose 2012]. Die SEM Praseodym (Pr), Neodym (Nd), Dysprosium (Dy) und zum Teil auch Terbium (Tb) sind in Neodym-Eisen-Bor-Magneten solcher Elektromotoren enthalten [Elsner 2011, Schüler et al. 2011]. Da in aktuell produzierten Fahrzeugen zwischen 30 und 150 Klein- und Hilfsmotoren verbaut sind, besteht ein erhebliches ungenutztes Recyclingpotenzial [Gresch 2011]. Gleiches gilt für die Technologierohstoffe in über 70 Steuergeräten und 300 Prozessoren eines modernen Oberklassewagens [BMW 2013].

In einer umfangreichen Studie untersuchten [Widmer et al. 2015] Bauteile in Pkw hinsichtlich der in diesen enthaltenen kritischen Metalle. Tabelle 2-17 zeigt die aus den untersuchten Bauteilen resultierenden Gesamtmassen der Top-10-Rohstoffe für Pkw sowie die davon abgeleiteten Angaben für die weiteren Kfz-Arten. Eine detaillierte Aufschlüsselung der enthaltenen Top-10-Rohstoffe für Pkw findet sich im Anhang (Kapitel 6.4, Tabelle 6-2).

Tabelle 2-17: Aus elektrischen und elektronischen Bauteilen in Kfz resultierende Gesamtmassen der Top-10-Rohstoffe (Hochrechnung nach [Widmer et al. 2015])

Bauteil	Gesamtmasse der Top-10-Rohstoffe ¹		
	pro Pkw [g]	pro Lkw/ Omnibus [g]	pro Krad [g]
ABS-Sensoren	0,027	0,041	–
Bürsten	0,948	0,758	0,379
Gleichrichter	0,176	0,142	0,069
Stecker	0,463	0,508	0,148
LCD-Displays	0,136	0,136	–
Magnete	18,795	15,545	7,516
Sensorelement der Lambda-Sonde	0,037	0,037	0,037
Bestückte Leiterplatten	4,105	4,016	1,504
Widerstände der Luftmengenähler	0,003	0,003	0,003

¹Be, Co, Ge, Mo, PGM (Pd, Pt, Ru), Sb, Ta, W, SEM (Ce, Dy, Gd, La, Nd, Pr, Sm, Tb, Y)

Es zeigt sich, dass auf Bauteil-Ebene vor allem Leiterplatten und Magnete ein großes Potenzial aufweisen. Tabelle 2-18 zeigt das jährliche minimale und theoretisch maximal verfügbare Gesamtpotenzial der Top-10-Rohstoffe aus der Elektrik und Elektronik in Demontagebetrieben erfasster, bzw. endgültig stillgelegter Kfz für Baden-Württemberg.

Tabelle 2-18: Gesamtpotenzial der Top-10-Rohstoffe aus der Elektrik und Elektronik von demontierten (Minimum: 78.515 Kfz) bzw. endgültig stillgelegten Kfz (Maximum: 522.600 Kfz) in Baden-Württemberg [KBA 2014; Widmer et al. 2015]

Element	Potenzial [kg/a]		Element	Potenzial [kg/a]	
	Minimum	Maximum		Minimum	Maximum
Be	0,3	1,8	SEM	1.114,3	7.416,7
Co	455,3	3.030,8	Ce	2,2	14,7
Ge	2,0	13,5	Dy	2,8	18,6
Mo	74,8	497,9	Gd	3,7	24,6
Sb	149,0	991,8	La	902,7	6.008,3
Ta	55,3	368,1	Nd	189,3	1.259,7
W	2,1	14,0	Pr	5,6	37,1
PGM	6,1	40,5	Sm	0,3	1,8
Pd	5,0	33,2	Tb	0,6	4,0
Pt	0,7	4,4	Y	7,2	48,0
Ru	0,4	2,9			

Es zeigt sich, dass mengenmäßig vor allem für die Metalle Kobalt, Lanthan, Neodym, Molybdän, Antimon und Tantal hohe Potenziale aufgeführt werden konnten. Die erstgenannten resultieren größtenteils aus Magneten, Molybdän aus Bürsten (von Elektromotoren), Antimon und Tantal hingegen aus bestückten Leiterplatten. Aus der Gruppe der PGM tritt Palladium hervor, welches ebenfalls vor allem in bestückten Leiterplatten zu finden ist.

Zwischenfazit Altfahrzeuge

In die Berechnungen zum Gesamtpotenzial an Top-10-Rohstoffen in Altfahrzeugen in Baden-Württemberg für das Jahr 2013 sind für alle Kfz-Arten die Baugruppen Batterien (Tab. 2-14), Bremsbeläge (Tab. 2-16), Elektrik/Elektronik (Tab. 2-18) sowie, mit Ausnahme von Krafträdern, die Baugruppe Katalysatoren (Tab. 2-13) eingeflossen. Das Rohstoffpotenzial wurde jeweils als Spanne ausgewiesen. Das Minimum dieser Spanne wurde dabei anhand der Anzahl der in Baden-Württemberg tatsächlich demontierten ca. 78.500 Altfahrzeuge ermittelt, während das Maximum die Anzahl der vermutlich endgültig stillgelegten ca. 520.000 Fahrzeuge widerspiegelt (vgl. Beginn Kapitel 2.1.2.2).

Die folgende Abbildung 2-10 zeigt die in der vorliegenden Studie ermittelten Gesamtpotenziale an Top-10-Rohstoffen für die Summe aus Pkw, Lkw, Omnibussen sowie Krafträdern (blau ausgefüllte Balken). Zusätzlich wurden diese Potenziale ausschließlich für Pkw (blau umrandete Balken) ausgewiesen, um Vergleiche mit Literaturangaben [Cullbrand, Magnusson 2011] zu ermöglichen, die sich auf Pkw beschränken und nicht bauteilspezifisch ermittelt wurden.

In [Cullbrand, Magnusson 2011]⁹ wurden vier Pkw-Typen untersucht. Die aus diesen verschiedenen Pkw-Typen¹⁰ resultierenden, minimalen (orange umrandete Balken) und maximalen Werte (rot umrandete Balken) sind ebenfalls in Abbildung 2-10 dargestellt. Die spezifischen Angaben wurden ebenfalls auf die 2013 in Baden-Württemberg demontierten sowie die möglicherweise endgültig stillgelegten Alt-Pkw hochgerechnet. Die detaillierten Zahlenwerte dieser Gegenüberstellung sind im Anhang wiedergegeben (Kapitel 6.4, Tabelle 6-3).

In Baden-Württemberg ergibt sich bei Betrachtung aller Kfz nach den eigenen Berechnungen ein Gesamtpotenzial von 13–85 Mg pro Jahr für das Schwermetall Antimon aus ausgedienten Starterbatterien, Elektrik/Elektronik sowie Bremsbelägen. Elektrik/Elektronik und Bremsbeläge zeigen darüber hinaus auch ein relevantes Potenzial für Molybdän (0,5–3,1 Mg/a). Aus Bremsbelägen und Katalysatoren ergeben sich zusätzlich rund 3,3–21,9 Mg Titan pro Jahr. Weitere technologierelevante Metalle wie SEM oder PGM finden sich vor allem in Katalysatoren und der Elektrik/Elektronik. Diese bergen ein Potenzial von 0,2–1,2 Mg PGM sowie 3,2–21,4 Mg SEM und 0,5–3,0 Mg Kobalt pro Jahr. Bei den PGM ist vor allem Platin mit 0,1–0,6 Mg erwähnenswert.

Gegenüber den in der vorliegenden Studie identifizierten Elementgehalten liegen in einer auch für eine aktuelle Hochrechnung des UBA¹¹ genutzten Quelle [Cullbrand, Magnusson 2011] die Gehalte je Pkw für nahezu alle der untersuchten Elemente zum Teil deutlich höher. Lediglich für Cer, Lanthan, Rhodium und Yttrium wurden in [Cullbrand, Magnusson 2011] geringere Anteile angegeben. Bei Hochrechnung der in [Cullbrand, Magnusson 2011] dargestellten Werte auf das Altfahrzeugaufkommen in Baden-Württemberg ergeben sich gegenüber der vorliegenden Untersuchung teilweise wesentlich höhere Mengen (vgl. Abbildung 2-10). So liegen die Potenziale für PGM mit bis zu 4,5 Mg/a um den Faktor 3,8, für SEM mit bis zu 116 Mg/a um den Faktor 5,4, für Kobalt mit bis zu 16,2 Mg/a um den Faktor 5,4, für Tantal mit bis zu 5,1 Mg/a um den Faktor 13,8 und für Molybdän um bis zu 290 Mg/a sogar um den Faktor 94,4 über den in dieser Studie ermittelten Potenzialen.

Generell basieren die in der Literatur verfügbaren Analysen zu Rohstoffgehalten in Fahrzeugen in der Regel auf stichprobenartigen Einzelerhebungen. Die vielfältigen Modell- und Ausstattungsvarianten von Pkw führen jedoch zu erheblichen Streuungen in den Potenzialerhebungen (vgl. auch [Kohlmeyer et al. 2015a]), die sich auch im Vergleich der hier ausgewerteten Studien widerspiegeln.

⁹ Die Daten aus [Cullbrand, Magnusson 2011] konnten in die eigenen Berechnungen nicht einfließen, da eine baugruppenspezifische Identifizierung von Metallgehalten nicht möglich war.

¹⁰ Untersucht wurden 4 Pkw-Typen (Konventioneller Mittelklasse-Pkw (geringe Ausstattung), konventioneller Mittelklasse-Pkw (hohe Ausstattung), konventioneller Oberklasse-Pkw (mittlere Ausstattung) sowie ein Hybrid-Mittelklassewagen (mittlere Ausstattung) des Herstellers Volvo. In die Berechnungen sind drei erstgenannten Pkw-Typen eingeflossen.

¹¹ [Kohlmeyer et al. 2015a]

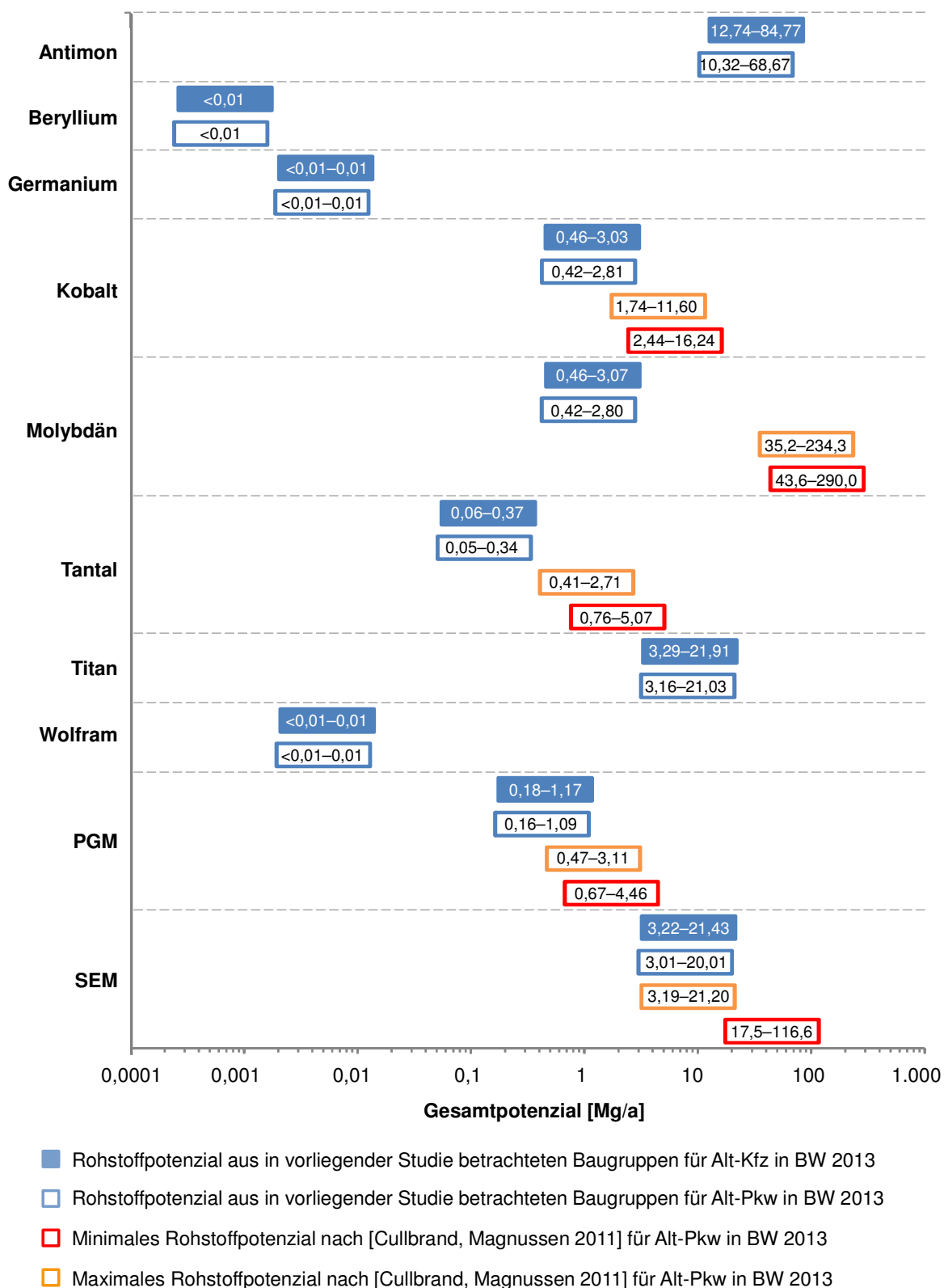


Abbildung 2-10: Rohstoffpotenzial in Alt-Kfz in Baden-Württemberg für das Jahr 2013¹²

¹² Aufgrund fehlender Daten wurden Katalysatoren aus Krafträdern nicht berücksichtigt. Zudem ist das Potenzial für Katalysatoren und Elektrik/Elektronik aus Krafträdern, Lkw und Omnibussen ausgehend von Werten für Pkw konservativ abgeschätzt worden. Besonders die Metallmengen aus Katalysatoren von Lkw und Omnibussen können dadurch nicht adäquat angegeben werden.

Die Betrachtungen zeigen, wie bereits erwähnt, dass die bereits heute selektiv entnommenen Baugruppen Starterbatterien und Katalysatoren eine, aus Rohstoffsicht, wichtige Quelle für die Top-10-Rohstoffe aufzeigen. Die Entnahme wird bereits heute zum einen zur Vorbeugung einer Schadstoffbelastung (Batterien) und zum anderen aufgrund der Edelmetallgehalte (Katalysatoren) durchgeführt. Jedoch werden die in Katalysatoren enthaltenen SEM Cer und Lanthan derzeit nicht in den etablierten, pyrometallurgischen Recyclingprozessen zurückgewonnen [Hagelüken, Corti 2010]. Aufgrund des sehr hohen Anteils des Elements Cer an den SEM in Katalysatoren (12,6 Mg/a Cer von insgesamt 13,1 Mg/a SEM in Pkw-Katalysatoren) könnte eine gezielte Rückgewinnung dieses Elements besonders interessant sein. Bei einem Weltmarktpreis von unter 10 €/kg (8,87 €/kg am 01. September 2015 [Mineral Fund 2015]) ist die Rückgewinnung unter rein ökonomischen Gesichtspunkten vermutlich nicht lohnenswert, aus Sicht der Ressourcenschonung jedoch zu befürworten.

Hinsichtlich der Baugruppe Bremsbeläge wird eine selektive Demontage vor dem Pressen bzw. Shreddern als sinnvoll erachtet. Derzeit verbleiben die Bremsbeläge in den Altfahrzeugen und gelangen somit nach dem Pressen bzw. Shreddern in das Stahlrecycling, wobei enthaltene kritische Metalle verloren gehen. Mit einer selektiven Demontage läge ein vergleichsweise homogener Stoffstrom mit relativ hohen Gehalten – vor allem an Antimon, aber auch Molybdän und Titan – vor. Ebenfalls zu betrachten wäre eine verstärkte Sammlung von solchen Bremsbelägen, die beim Austausch in Kfz anfallen, und noch signifikante Mengen an Reibbelägen aufweisen. Diese Bremsbeläge werden aktuell von Kfz-Werkstätten kaum als Monofraktion gesammelt (Abfallschlüsselnummern 160111* und 160112). Auch ihr Potenzial ist vergleichsweise groß und sollte in nachfolgenden Projekten näher beleuchtet werden.

Der Bereich Elektrik und Elektronik hingegen bedarf einer detaillierteren Betrachtung und Herangehensweise. Es ließ sich für diese Gruppe zwar ein Potenzial für nahezu alle betrachteten Top-10-Rohstoffe aufzeigen, jedoch zeigen einige der Metalle relativ geringe Gesamtmengen. Metalle, für die die Elektrik/Elektronik eine wichtige Quelle darstellen könnte, sind Antimon, Kobalt, Molybdän, Tantal, die SEM Lanthan und Neodym sowie PGM. Diese Metalle fanden sich vor allem in den beiden Bauteilgruppen Leiterplatten und Magnete. Letztere ließen sich Pumpen (Kraftstoff- und ABS-Pumpen), vor allem aber elektrischen Motoren zuweisen. Für diese Bauteile ist eine gezielte Demontage bei Weltmarktpreisen von beispielsweise 8,87 €/kg für Lanthan und 77,13 €/kg für Neodym (Werte vom 01. September 2015 [Mineral Fund 2015]) aus ökonomischer Sicht zu prüfen. Die Motoren beinhalten außerdem eine stark kupferhaltige Fraktion, wie aus Tabelle 2-12 am Anfang dieses Unterkapitels hervorgeht. Um die Top-10-Rohstoffe aus diesen Elektromotoren zurückzugewinnen zu können, erscheint es deshalb sinnvoll, auch eine Demontage der Kleinmotoren von Scheibenwischern, Fensterhebern, Pumpen und Stellmotoren aus dem Fahrzeuginnenraum vorzunehmen.

2.1.2.3 Restabfall

Trotz vorhandener Getrennterfassungssysteme für Wertstoffe und gefährliche Abfälle sind im Restabfall immer noch zum Teil erhebliche Wertstoffpotenziale vorhanden. In [Kroop et al. 2014] wurden EAG, Batterien, Glühlampen und Leuchtstoffröhren als für die Top-10-Rohstoffe relevante Produkte im Restabfall identifiziert. Da der baden-württembergische Restabfall im Jahr 2010 fast vollständig einer thermischen Behandlung zugeführt wurde,

wurden in [Kroop et al. 2014] die Rohstoffpotenziale in der Schlacke von Müllverbrennungsanlagen berücksichtigt. Hierbei wurde festgestellt, dass die Datenlage für eine Beurteilung des Rohstoffpotenzials, insbesondere des technisch rückgewinnbaren, nicht ausreichend ist. Da der Ansatz für das hier beschriebene Vorhaben der Demontagefabrik statt einer Rückgewinnung aus Verbrennungsrückständen in einer verstärkten Abschöpfung der Wertstoffe aus dem Restabfall durch eine getrennte Erfassung liegt, werden die relevanten enthaltenen Wertstoffe nachfolgend spezifischer betrachtet.

Da weder aktuelle Daten zur baden-württembergischen noch zur bundesweiten Restabfallzusammensetzung vorliegen, wird auf die Ergebnisse einer in Baden-Württemberg und Bayern durchgeführten Untersuchung zurückgegriffen [Rommel et al. 2013]. Diese berücksichtigt 19 Analysen von Restabfällen aus ländlichen und städtischen Gebieten in den Jahren 2011 bis 2013 und repräsentiert etwa 2,8 Mio. Einwohner. Es kann zudem angenommen werden, dass die Ergebnisse bayerischer Analysen auf Baden-Württemberg übertragbar sind, da sowohl die Siedlungsstruktur als auch Erfassungssysteme (beispielsweise hinsichtlich des Anteils an Wertstoffhöfen) grundsätzlich vergleichbar sind. Nach [Rommel et al. 2013] waren im untersuchten Gebiet durchschnittlich etwa 1,9 Ma.-% an kleinen EAG im Restabfall enthalten, was rund 2,3 kg je Einwohner und Jahr (kg/(E·a)) entspricht. Davon seien jedoch nur etwa 0,6 kg/(E·a) tatsächlich abschöpfbar. Die enthaltene Menge an verschiedenen Gerätearten wurde folgendermaßen angegeben (vgl. Tab. 2-19).

Tabelle 2-19: Im baden-württembergischen und bayerischen Restabfall durchschnittlich enthaltene Menge an kleinen EAG und Batterien [Rommel et al. 2013]

Geräteart	Menge im Restabfall (Mittelwert) [kg/(E·a)]	Vorhandene Stückzahl im Restabfall (Mittelwert) [Stück/(E·a)]
IT-, Telekommunikations- und Unterhaltungsgeräte	0,45	k.A.
Davon Mobiltelefone	k.A.	0,11
Sonstige Kleingeräte	1,25	k.A.
Batterien	0,1	4,33
Energiesparlampen	k.A.	0,23

Die Differenz der darin dargestellten Mengen an Gerätearten zur Gesamtmenge von 2,3 kg/(E·a) kann beispielsweise darin begründet sein, dass in der Gesamtmenge auch Geräte erfasst wurden, die keiner Geräteart zuzuordnen sind, oder als nicht identifizierbare Bruchstücke erfasst wurden.

Bei einer Einwohnerzahl von rund 10,6 Mio. im Jahr 2013 und einer im Restabfall vorhandenen Menge von 2,3 kg/(E·a) ergibt sich eine jährliche Gesamtmenge von etwa 24.380 Mg an EAG und Batterien. Dies entspricht lediglich etwa 1,6 Ma.-% der im Jahr 2013 angefallenen

Restabfallmenge¹³ in Baden-Württemberg und kann damit zunächst als realistischer Ausgangswert betrachtet werden¹⁴. Der davon abschöpfbare Anteil wird in Abhängigkeit der Gestaltung der Getrennterfassung im Nachgang betrachtet.

Anhand weiterer Berechnungen sollen die Potenziale der Top-10-Rohstoffe für diese Mengen an EAG im Restabfall abgeleitet werden. Dazu werden die Kleingeräte zunächst nach Gerätearten aufgeschlüsselt. Es wird angenommen, dass die der SG 3 und 5 zuzuordnenden Geräte im Restabfall die gleiche Aufteilung in einzelne Gerätearten aufweisen, wie die getrennt erfassten EAG der SG 3 und 5. Dies gibt jedoch nur einen groben Anhaltspunkt für die tatsächliche Verteilung nach Gerätearten im Restabfall wieder, da zum einen die für den Bürger wahrnehmbare bzw. gefühlte Wertigkeit bei der Wahl des Entsorgungsweges eine Rolle spielt, so dass möglicherweise höhere Anteile an Haushaltskleingeräten im Restabfall entsorgt werden als Geräte aus dem IT-Bereich. Zudem wird der Datenschutz bei der Entsorgung mit kontrollierter Entgegennahme, wie dies beispielsweise am Wertstoffhof der Fall ist, als höher eingeschätzt als bei der Entsorgung im Restabfall, bei der Dritte einfachere Zugriffsmöglichkeiten haben. Darüber hinaus werden in geringem Umfang auf Wertstoffhöfen oder bei Haushaltsabholungen von EAG auch nicht tonnengängige Geräte der SG 3 und 5 erfasst, was je nach Größe der Restabfalltonnen gegebenenfalls nicht über den Restabfall realisiert werden kann.

Um das Rohstoffpotenzial von EAG im Restabfall zu bestimmen, wurden die Angaben von [Rommel et al. 2013] aus Tabelle 2-19 je Geräteart mit der Einwohnerzahl Baden-Württembergs (Destatis: 10.631.278) multipliziert. Daraus erhält man die Gesamtmasse der Geräte, die pro Jahr im Restabfall entsorgt werden. Da bei Mobiltelefonen und Energiesparlampen nur die Stückzahl pro Einwohner und Jahr gegeben ist, wurde die Gesamtmasse über das durchschnittliche Gewicht aus [Sander et al. 2012] ermittelt. In Tabelle 2-20 sind die Ergebnisse der Hochrechnung aufgelistet. Demnach werden jährlich rund 5.000 Mg IT- und Unterhaltungselektronik, ca. 250 Mg Energiesparlampen, über 13.000 Mg sonstige Kleingeräte und über 1.000 Mg Batterien über den Restmüll in Baden-Württemberg entsorgt.

¹³ Die Restabfallmenge wurde nach [UMBW 2013] für 2013 mit 144 kg/(E·a) angegeben. Diese Angabe umfasst Haus- und Sperrmüll.

¹⁴ Nach [Enzner, Kuchta 2015] wird der Anteil an EAG im Restabfall mit 1,1 Ma.-% angegeben.

Tabelle 2-20: Abschätzung der Gesamtmasse der im baden-württembergischen Restabfall entsorgten EAG [Rommel et al. 2013, Sander et al. 2012, eigene Berechnungen]

Geräteart	Im Restabfall entsorgte Menge [Mg/a]
IT-, Telekommunikations- und Unterhaltungsgeräte*	4.784
Davon Mobiltelefone**	129
Energiesparlampen	245
Sonstige Kleingeräte***	13.289
Batterien	1.063

* Annahme: Zusammensetzung nach Geräten entspricht der von kommunal erfassten EAG in SG 3.

** Bei der Berechnung des Rohstoffpotenzials wurde berücksichtigt, dass der Anteil an Mobiltelefonen an den im Restabfall entsorgten IT-, Telekommunikations- und Unterhaltungsgeräten größer ist als an den in SG 3 erfassten Geräten. Durchschnittliches Gerätegewicht: 110 g [Sander et al. 2012]

*** Annahme: Zusammensetzung nach Geräten entspricht der von kommunal erfassten EAG in SG 5.

Im nächsten Schritt wurden die Gehalte technologierelevanter Metalle und die Gehalte an Fe-, NE- und Edelmetallen aus der Analyse der kommunal erfassten EAG in Kapitel 2.1.2.1 auf die jeweiligen Mengen der im Restmüll erfassten EAG umgelegt. Bei den im Restabfall entsorgten Batterien wurde angenommen, dass es sich überwiegend um haushaltsübliche Primärbatterien handelt. Für die Potenzialanalyse wurde deshalb der Gehalt an Kupfer und Eisenmetallen von Alkali-Mangan-Batterien gemäß [Olivetti et al. 2011] zugrunde gelegt. Gemäß Abbildung 2-11 sind vor allem erhebliche Mengen an Antimon und Kobalt in im Restabfall enthaltenen EAG vorhanden. Die Berechnungen ergeben ein jährliches Gesamtpotenzial von knapp 40 Mg Antimon und 26 Mg Kobalt. Bei allen anderen untersuchten Technologiemetallen sind jeweils potenziell nicht mehr als einige hundert Kilogramm vorhanden.

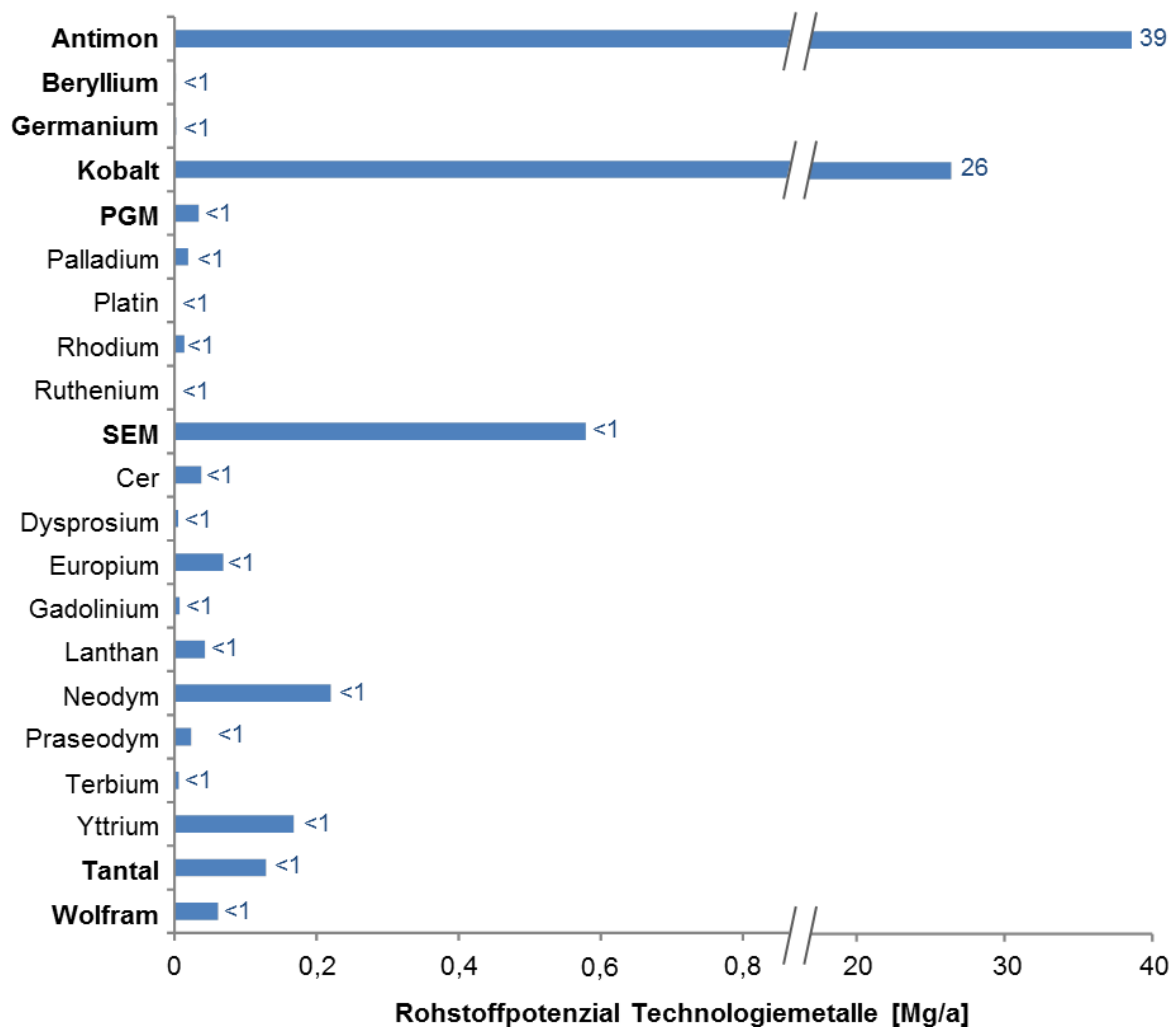


Abbildung 2-11: Gesamtpotenzial der Technologiemetalle in den im Restabfall entsorgten EAG in Baden-Württemberg [Schmidt 2015, EAR 2014, Sander et al. 2012, Blaser et al. 2011, Empa 2009, Hagelüken, Buchert 2008, ZVEI 2014, Hall et al. 2008, Rommel et al. 2013, eigene Berechnungen]

Zusätzlich weisen die über den Restabfall entsorgten EAG in Baden-Württemberg neben einigen wenigen Kilogramm Gold und Silber ein erhebliches Potenzial von ca. 5.800 Mg Eisenmetallen, 1.500 Mg Aluminium und über 2.500 Mg Kupfer auf (siehe Abbildung 2-12).

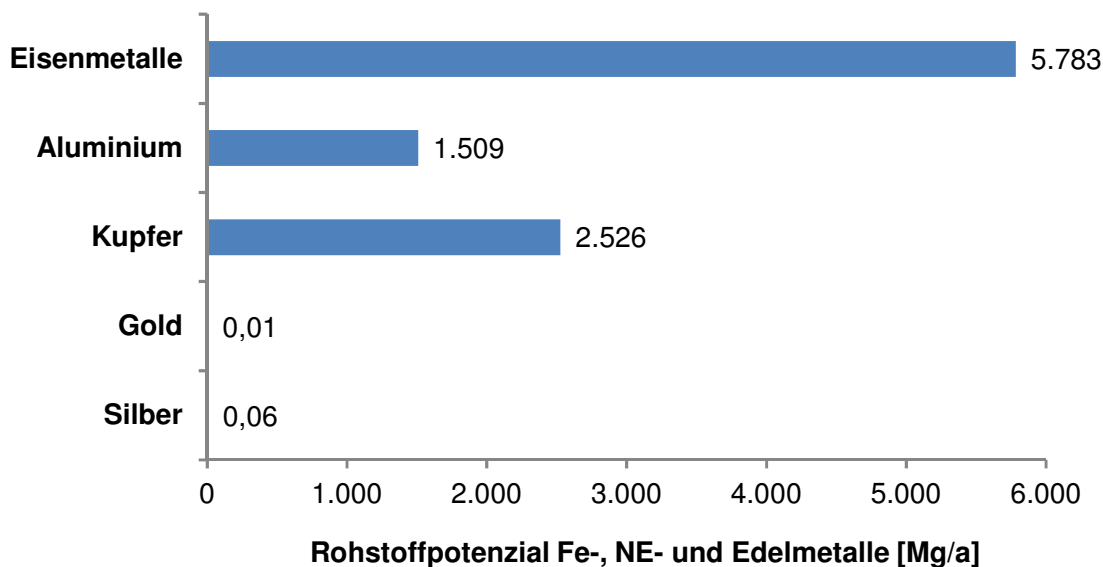


Abbildung 2-12: Gesamtpotenzial Fe-, NE- und Edelmetalle in den im Restabfall befindlichen EAG in Baden-Württemberg (eigene Berechnung nach [EMPA 2009])

2.1.3 Potenziale in gewerblichen Abfällen

2.1.3.1 Potenzialanalyse anhand statistisch verfügbarer Daten

Um die in gewerblichen beziehungsweise industriellen Abfällen vorhandenen Sekundärrohstoffpotenziale zu ermitteln, wurden zunächst die verfügbaren statistischen Daten ausgewertet. Die Methodik orientierte sich dabei an der bereits in [Kroop et al. 2014] genutzten Herangehensweise. Im vorliegenden Projekt sollen jedoch alle Wirtschaftszweige in die Potenzialanalyse einbezogen werden, in [Kroop et al. 2014] wurden dagegen primär die sechs baden-württembergischen Leitbranchen berücksichtigt.

Als Grundlage für die Potenzialermittlung der Top-10-Rohstoffe in gewerblichen Abfällen diente die im Turnus von vier Jahren (beginnend in 2006) durch das Statistische Landesamt durchgeführte »Erhebung zum Abfallaufkommen in Industrie und Gewerbe in Baden-Württemberg« [König 2012]. Da die Erhebungsdaten für das Jahr 2014 voraussichtlich erst in 2016 vorliegen werden, wurden die Daten des Bezugsjahres 2010 herangezogen. Den Erhebungsergebnissen zu Folge lag das Abfallaufkommen in Industrie und Gewerbe in Baden-Württemberg im Jahr 2010 für die befragten Betriebe bei knapp 7,3 Mio. Mg. Von der für 2010 insgesamt gemeldeten Abfallmenge fielen mit rund 5,2 Mio. Mg 86 Prozent im Verarbeitenden Gewerbe an [StaLa BW 2013]. Grundsätzlich muss bei der Betrachtung der dargestellten Abfallmengen berücksichtigt werden, dass die Erhebung der Daten auf einer Befragungssystematik beruht, die je nach Struktur der untersuchten Branche (vorwiegend Großunternehmen/Aktiengesellschaften oder Unternehmen mit eher klein- und mittelständischer Prägung) zu variierenden Repräsentationsgraden führt. Der Repräsentationsgrad eines Wirtschaftsbereiches errechnet sich aus dem Anteil der Beschäftigten der befragten Betriebe an der gesamten Beschäftigtenzahl der jeweiligen Wirtschaftsbereiche [König 2012]. Die Repräsentationsgrade variieren dabei zum Teil erheblich. So lag der Repräsentationsgrad in der Automobilindustrie mit 96 Prozent beispielweise besonders hoch, wohingegen für den

Dienstleistungssektor ein Wert von lediglich 17 Prozent erreicht wurde. Dies bedeutet, dass für Betriebe, die mehr als 80 Prozent der Beschäftigten in der Dienstleistungsbranche in Baden-Württemberg stellen, kaum Angaben zum Abfallaufkommen vorliegen. Berücksichtigt man den über die verschiedenen Wirtschaftsbereiche hinweg durchschnittlich erreichten Repräsentationsgrad, so ist davon auszugehen, dass das tatsächliche Abfallaufkommen im Land die in der Statistik erhobenen Mengen deutlich übersteigt. Folglich würden die auf diesem Weg ermittelten Wertstoffpotenziale Mindestangaben darstellen.

Für die Potenzialermittlung wurden die in einzelnen Wirtschaftsbereichen erzeugten Abfallmengen detaillierter betrachtet. Das gesamte Vorgehen ist schematisch in Abbildung 2-13 dargestellt.

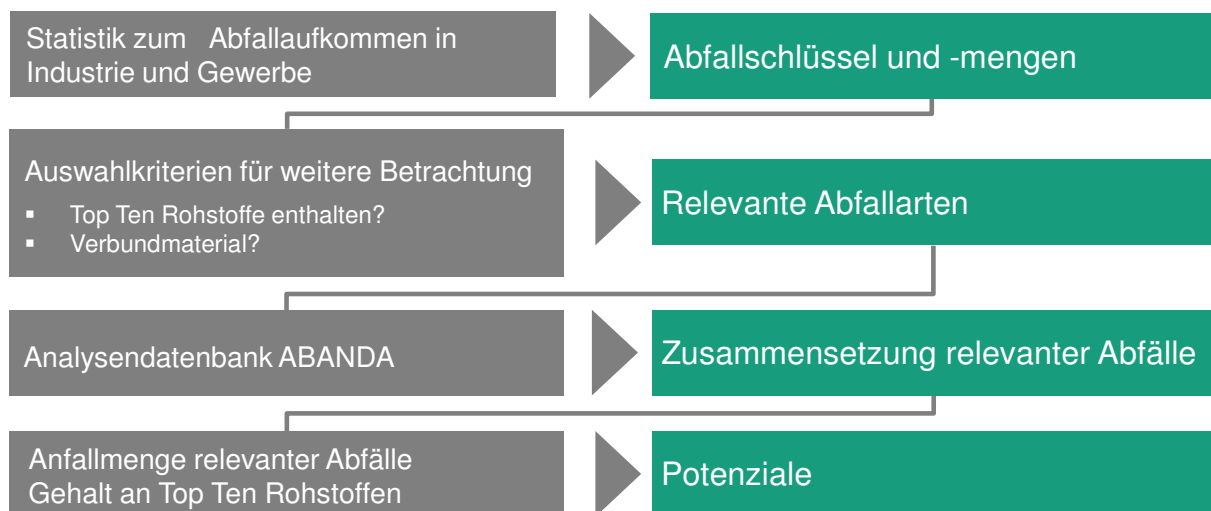


Abbildung 2-13: Methodik der auf statistischen Daten beruhenden Potenzialanalyse

Als Datenbasis wurde die Statistik zum Abfallaufkommen nach Abfallschlüsselnummern und Wirtschaftszweigen für das Berichtsjahr 2010 herangezogen [StaLa BW 2013]. Anschließend wurden diejenigen Abfallschlüsselnummern ausgeschlossen, die keine oder nur geringste Mengen an Top-10-Rohstoffe enthalten. Dies gilt beispielsweise für nicht verunreinigte Verpackungsmaterialien oder Steine und Erden, die keine gefährlichen Stoffe enthalten. Aus den verbleibenden Abfallschlüsselnummern wurden diejenigen Fraktionen ausgewählt, die aus Verbundmaterialien bestehen, und für eine Auftrennung der Verbunde einem Demontageprozess zugeführt werden könnten. Zudem wurden Abfallarten, deren jährliche Anfallmenge 100 Mg unterschreitet, nur dann berücksichtigt, wenn diese hinsichtlich der Top-10-Rohstoffe als besonders relevant erscheinen. Für die so identifizierte Auswahl an Abfallschlüsselnummern wurde anschließend geprüft, ob Informationen zur durchschnittlichen stofflichen Zusammensetzung in der Abfallanalysendatenbank ABANDA [IPA 2013] hinterlegt sind. Nachfolgend wurde berücksichtigt, ob für die ermittelten Abfallarten eine ausreichende Anzahl an Analysen ($n > 5$) für die Top-10-Rohstoffe zur Verfügung steht. Abfallarten mit geringerer Analyseanzahl sollten aufgrund mangelnder Repräsentativität bei der Potenzialberechnung unberücksichtigt bleiben.

Bei der beschriebenen Analyse der verfügbaren Daten hat sich gezeigt, dass nur für wenige Abfallarten repräsentative Analysenwerte vorliegen. Die Ursache dafür liegt vermutlich

hauptsächlich in der Zielstellung der durchgeführten Analysen. So zielen diese größtenteils auf die Bestimmung des Schadstoffgehaltes ab, so dass die Ermittlung der Konzentration von Wertstoffen, die nicht als human- oder ökotoxisch eingestuft sind, weniger häufig stattfindet.

Im Ergebnis konnte lediglich für zwei Stoffströme der Gehalt an Top-10-Rohstoffen quantifiziert werden. Dabei handelt es sich um „Gebrauchte Katalysatoren, gefährliche Übergangsmetalle oder deren Verbindungen enthaltend“ (Schlüsselnummer 16 08 02*) sowie „gebrauchte Katalysatoren, durch gefährliche Stoffe verunreinigt“ (Schlüsselnummer 16 08 07*). Eine Vielzahl von Abfallstoffen konnte aufgrund einer zu geringen Anzahl an vorliegenden Analysen (z.B. „Transformatoren und Kondensatoren, PCB enthaltend“, „Gefährliche Bestandteile enthaltende gebrauchte Geräte“ oder „andere Batterien und Akkumulatoren“) oder aufgrund des fehlenden Verbundcharakters (z.B. „Metallabfälle, durch gefährliche Stoffe verunreinigt“, „Gemischte Metalle“ oder „Filterstäube aus Kohlefeuerung“) nicht in die Potenzialerhebung einbezogen werden.

Aus den beiden Abfallschlüsselnummern, die, besonders aus der chemischen Industrie stammende Katalysatoren beinhalten, lässt sich das in Abbildung 2-14 dargestellte Rohstoffpotenzial an Top-10-Rohstoffen ableiten.

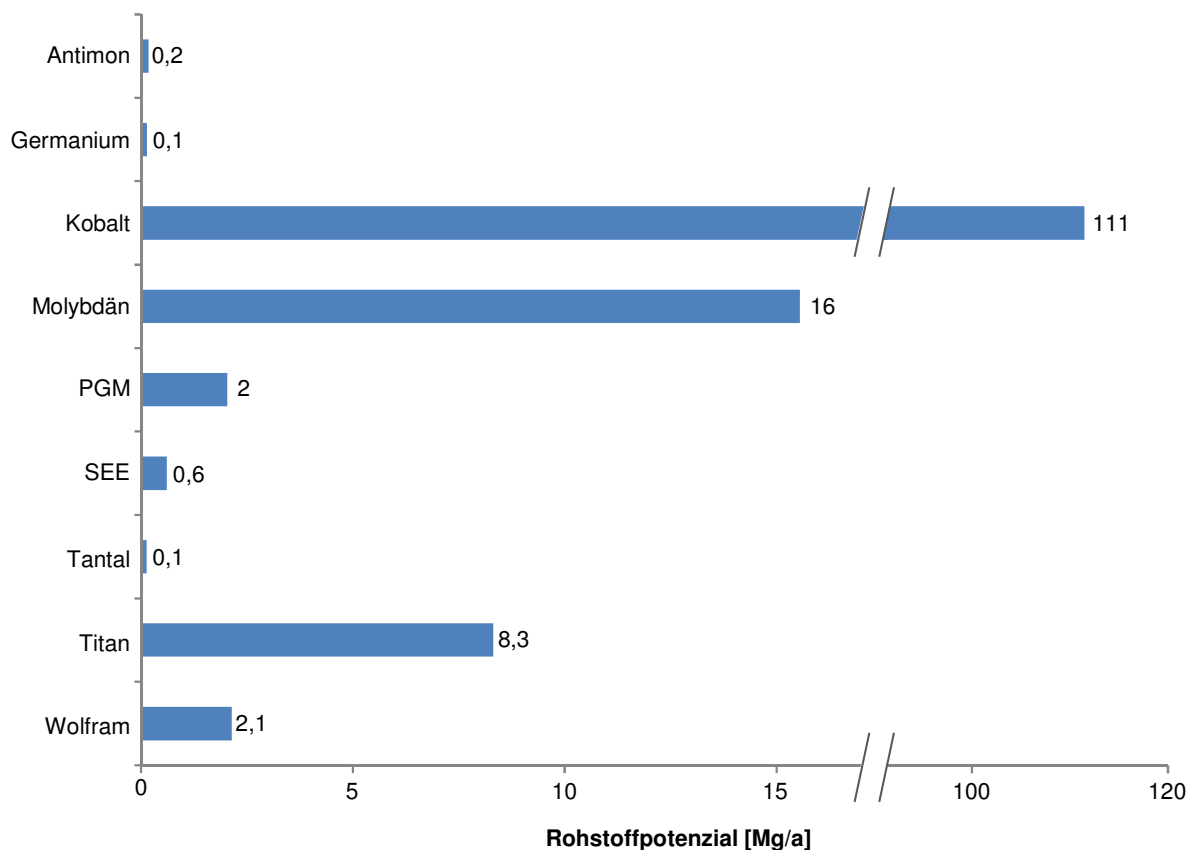


Abbildung 2-14: Identifizierte Potenziale der Top-10-Rohstoffe in entsorgten Katalysatoren, die gefährliche Stoffe enthalten (Abfallschlüsselnummer 16 08 02* und 16 08 07*)

Dieses Potenzial zeigt aber nur einen Bruchteil der in den gewerblichen Abfällen vorhandenen Sekundärrohstoffpotenziale auf, da der überwiegende Teil keinen Verbundcharakter aufweist und daher bei der Stoffstromanalyse für eine Demontagefabrik nicht im Fokus stand. So enthalten beispielsweise einige Schlämme, Stäube, Schlacken und Flüssigkeiten aus

industriellen Prozessen interessante Rohstoffpotenziale.

Da die Analyse nach Rohstoffgehalten von für eine Demontagefabrik grundsätzlich geeigneten Abfällen aufgrund der unzureichenden Datenlage nach der beschriebenen Vorgehensweise keinen Aufschluss über im gewerblichen bzw. industriellen Bereich interessante Abfallströme geben kann, wurde die Betrachtung zudem auf möglicherweise relevante Produktionsabfälle eingegrenzt.

Zunächst wurde dafür betrachtet, in welchen Wirtschaftszweigen die Top-10-Rohstoffe zur Produktion eingesetzt werden. Dafür wurde die in den Rohstoffsteckbriefen in [Kroop et al. 2014] dargestellte Zuordnung von Rohstoffen zu Anwendungsgebieten und Wirtschaftszweigen herangezogen. Es ist anzunehmen, dass die Top-10-Rohstoffe in gewissem Umfang in Produktionsabfällen aus den genannten Wirtschaftszweigen enthalten sind. In der nachfolgenden Tabelle 2-21 sind daher die Abfallmengen aufgezeigt, die die voraussichtlich relevanten Produktionsabfälle beinhalten.

Tabelle 2-21: Ausgewählte Abfallmengen aus Wirtschaftszweigen, in denen Top-10-Rohstoffe eingesetzt werden nach [Kroop et al. 2014, König 2012]

WZ	Metalle [Mg]	Katalysatoren [Mg]	Gebrauchte Geräte, Bauteile, Kabel, Leitungen etc. [Mg]	Batterien, Akkumulatoren [Mg]	Sonstiges¹⁵ [Mg]
WZ 17	4.611	0	169	49	10
WZ 20	5.193	0	202	6	87
WZ 24	10.647	0	212	44	5
WZ 25	122.029	0	395	30	192
WZ 26	5.971	0	1.284	60	13
WZ 27	42.405	0	2.318	306	26
WZ 28	169.329	1	1.815	219	57
WZ 29	244.241	33	1.547	1.013	68
WZ 30	1.771	0	54	27	1
Summe	606.197	34	7.996	1.754	459

Es ist zu erkennen, dass in hohem Umfang Abfallströme, welche möglicherweise Top-10-Rohstoffe enthalten, in den betrachteten Wirtschaftszweigen anfallen. Wie bereits erwähnt sind jedoch aus den teilweise verfügbaren Informationen über die Zusammensetzung von

¹⁵ Bremsbeläge, Transformatoren und Kondensatoren, Tonerkartuschen, Gasentladungslampen, Leuchtstoffröhren.

Abfällen, die der jeweiligen ASN zugeordnet sind, keine belastbare Rückschlüsse auf die konkreten Abfallstoffe möglich, welche die Zielrohstoffe enthalten. Zudem beziehen sich die ermittelten Anwendungsgebiete der Top-10-Rohstoffe auf den globalen Einsatz, so dass in der Industrie in Deutschland möglicherweise nur Halbfertigteile oder Vorprodukte eingesetzt werden, die lediglich im Falle von Produktionsfehlern im Betrieb entsorgt werden. Darüber hinaus bestehen die Wirtschaftszweige aus einzelnen Unterkategorien. Eine genaue Zuordnung des Einsatzes der Top-10-Rohstoffe zu diesen Unterkategorien der Wirtschaftszweige ist jedoch nicht durchgängig möglich, so dass die deutlich höhere Abfallmenge des gesamten Wirtschaftszweiges als Ausgangsmenge herangezogen wurde. Vor diesem Hintergrund soll im Weiteren beschrieben werden, mit welcher Methodik für das nachfolgend geplante Projekt „Demontagefabrik im urbanen Raum – Konzeption und Planung“ konkrete, relevante Stoffströme im Gewerbebereich identifiziert wurden.

2.1.3.2 Auswahl relevanter Stoffströme für Demontagefabrik

Wie im Kapitel 2.1.3.1 beschrieben, ist es aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht möglich, für konkrete Erfassungs- und Demontageprozesse geeignete gewerbliche bzw. industrielle Abfallströme ausgehend von statistischen Daten auszuwählen.

Für den Siedlungsabfallbereich wurden neben Bremsbelägen die Kleinmotoren aus Altfahrzeugen als ein besonders interessanter Stoffstrom gesehen, der derzeit nicht dem Rohstoffgehalt entsprechend optimal demontiert und verwertet wird. Für den Start des Demontagefabrikprojektes wird daher vorgeschlagen, aus dem Siedlungsabfall- und dem gewerblichen Bereich bezüglich des Sekundärrohstoffgehaltes interessante Stoffströme auszuwählen, die sich im grundsätzlichen Aufbau und Rohstoffgehalt ähneln. Im gewerblichen Bereich erscheinen vor diesem Hintergrund Elektromotoren interessant, die unter anderem in hohem Umfang in der industriellen Fördertechnik eingesetzt werden. So werden für den Antrieb von Förderbändern in der Produktion sowie in Lager- oder Sortiersystemen in der Regel Elektromotoren eingesetzt [DENA 2010].

Elektromotoren enthalten relevante Mengen an Massenmetallen wie Kupfer sowie Aluminium und Eisen. Zudem sind in diesen elektronische Komponenten verbaut, die ebenfalls einen interessanten Rohstoffgehalt aufweisen können. Permanentmagnete, die SEM wie Neodym und – aufgrund der gewünschten Temperaturstabilität – auch Dysprosium enthalten, sind je nach Motorentyp im Stator oder im Läufer verbaut. Bei Elektromotoren handelt es sich um den größten Anwendungsbereich von SEM-haltigen Magneten in Industrieanlagen [Buchert et al. 2014]. Der genaue Rohstoffgehalt variiert je nach Typ beziehungsweise Bauart des Motors. Allgemein gültige Angaben zu Rohstoffgehalten liegen nicht vor, beziehungsweise sind nicht verfügbar, so dass, um ein abschließendes Bild der Rohstoffpotenziale zu erhalten, praktische Analysen anhand von gezielten Demontageversuchen erforderlich sind.

Zur Situation der Erfassung, Instandsetzung und mechanischen Aufbereitung von Elektromotoren in der Industrie und dem Gewerbe wurden in [Buchert et al. 2014] bereits umfassende Untersuchungen durchgeführt, um den derzeitigen Stand der Erfassungs- und Entsorgungswege qualitativ zu erfassen. Demnach werden Motoren bei Funktionsstörungen in der Regel zunächst durch Reparaturbetriebe instandgesetzt und anschließend wieder eingebaut. Da die vorhandenen Motoren als Bestandteil von Maschinen genau auf die anlagenspezifische Konstruktion und Betriebsweise angepasst sind, ist der Aufwand einer Reparatur im Vergleich zu einem Austausch durch ein Neugerät geringer. Ob dies auch für weniger spezifische

Einsatzbereiche, wie beispielsweise Antriebe von Förderbändern, gilt, ist derzeit nicht bekannt und daher im weiteren Verlauf genauer zu untersuchen. Auch eine Zweitnutzung von Motoren im Ausland wird praktiziert, der genaue Umfang ist jedoch unbekannt. Nach Ablauf der Lebensdauer der Motoren wird angenommen, dass diese durch die Betriebe in der Regel einer Metall- oder EAG-Aufbereitungsanlage zugeführt werden.

In der derzeitigen Aufbereitung finden eine Schadstoffentnahme sowie ein Ausbau von elektronischen Komponenten statt [Buchert et al. 2014]. In welchem Umfang dies bei kleineren Antriebsmotoren stattfindet, ist jedoch nicht bekannt, und soll im weiteren Verlauf durch Anfragen bei Aufbereitungsbetrieben erfragt werden. Darüber hinaus werden zurzeit in einigen wenigen Betrieben gezielt SEM-haltige Magnete ausgebaut, die zum Teil gelagert werden. In der Regel bleiben die Magnete jedoch bei der Zerkleinerung an den Maschinen haften oder werden in den Fe-Schrott ausgetragen. Die Zerkleinerung der Motoren findet statt, um Aluminium, Kupfer und Eisenmetalle zu separieren. In einigen Fällen werden auch Edelstähle und Wolframschrotte abgetrennt. Die gewonnenen Fraktionen werden Schmelzprozessen zugeführt. Dabei gehen in geringen Konzentrationen enthaltene Technologiemetalle für eine Rückgewinnung verloren. Eine weitergehende Demontage könnte vor diesem Hintergrund zielführend sein, um Technologiemetalle in geeignete Verwertungsverfahren zu überführen und die Massenmetalle Kupfer, Aluminium und Eisen wie bisher in die bestehenden Recyclingverfahren weiterzuleiten. Zudem wird so ermöglicht, dass weniger Fremdelemente in die bestehenden Recyclingpfade der Massenmetalle eingetragen werden.

Zur Verfügbarkeit von Recyclingverfahren für Technologiemetalle ist festzuhalten, dass hier bereits für verschiedene Zielmetalle und Abfallströme Verfahren entwickelt wurden oder vielversprechende Ansätze verfügbar sind. Dies gilt beispielsweise für das Recycling von Tantal aus Kondensatoren, von wolframhaltigen Schrotten [Kroop et al. 2014] oder von SEM aus Magneten [Buchert et al. 2014]. Häufig verhindert jedoch die Unsicherheit bezüglich der Verfügbarkeit entsprechender Inputströme eine Umsetzung der Verfahren, die bereits im Labor- oder Technikumsmaßstab entwickelt wurden. So schlussfolgern auch [Buchert et al. 2014], dass für eine Umsetzung des Recyclings von SEM aus Magneten in Elektromotoren der Aufbau eines Sammel- und Rücknahmesystems für die entsprechenden Magnetschrotte zu empfehlen ist. Dies würde sich auch positiv auf „Investitionsentscheidungen im Bereich Magnetrecycling“ auswirken. Diese Bereitstellung der Inputströme für Recyclingverfahren ist das Ziel der praktischen Umsetzung des hier beschriebenen Demontagefabrikkonzeptes.

Wie bereits erwähnt, ist die Datenlage zu Mengenpotenzialen sowie Erfassungs- und Verwertungswegen aktuell nicht ausreichend, um den Abfallstrom in die Konzeption einer Demontagefabrik einbeziehen zu können. Daher ist im nachfolgend angedachten Projekt eine Informationserhebung im Rahmen von Expertengesprächen geplant. Das mögliche Vorgehen ist in Tabelle 2-22 dargestellt. Angaben zu genauen Rohstoffgehalten der einzelnen Motorenbauarten sollen darüber hinaus über Demontageversuche ermittelt werden.

Tabelle 2-22: Geplantes Vorgehen bei der Erhebung von Daten zu Anfallmenge, Erfassung, Vorbehandlung und Verwertung von Elektromotoren aus gewerblichen und industriellen Anfallstellen

Prozessschritt	Anfrage bei	Erhebung folgender Informationen
Mengenpotenziale	<ul style="list-style-type: none"> - Abfallbeauftragte bei Anfallstelle - Industrie- und Gewerbeverbände - Instandsetzer von Industrieanlagen (Dienstleister) 	<ul style="list-style-type: none"> - Jährliche Anfallmenge an Elektromotoren (bezogen auf Wirtschaftszweig, Anlagentyp, Produktionsmenge o.ä.)?
Erfassung	<ul style="list-style-type: none"> - Private Entsorger (Dienstleister) - Hersteller von Elektromotoren 	<ul style="list-style-type: none"> - Zuordnung der Elektromotoren zu welcher Abfallschlüsselnummer? - Wenn Ausbau der Elektromotoren durch Dienstleister: Verbleib der Motoren beim Unternehmen oder Entsorgung durch Dienstleister? - Erfassung als Mono- oder Mischfraktion? - Wenn als Mischfraktion, dann gemeinsam mit welchen Stoffen und unter welcher Abfallschlüsselnummer? - Werden Rücknahmesysteme genutzt? Wenn ja, wie hoch ist der Anteil, der für eine Wieder- bzw. Weiterverwendung vorbereitet wird?
Vorbehandlung	<ul style="list-style-type: none"> - Private Entsorger (Dienstleister) - Reparaturbetriebe 	<ul style="list-style-type: none"> - Wie hoch ist der Anteil, der repariert beziehungsweise für eine Wieder- bzw. Weiterverwendung vorbereitet wird?
Verwertung	<ul style="list-style-type: none"> - Metallaufbereiter - EAG-Aufbereiter - Metallrecycler 	<ul style="list-style-type: none"> - Werden Elektromotoren aus gemischten Metallfraktionen aussortiert? - Erfolgt eine Demontage von Elektromotoren? Wenn ja, in welche Fraktionen werden die Geräte zerlegt? - Wo verbleiben die Elektromotoren bzw. die daraus gewonnenen Fraktionen?

Bei den nachfolgend geplanten Untersuchungen zur Demontage sollen die Zwischenergebnisse des 2014 abgeschlossenen Projektes „MORE“ einbezogen werden, in dem Demontagevorschriften zur Entnahme SEM-haltiger Magnete aus Elektromotoren im Fahrzeugbereich erarbeitet wurden (siehe Kapitel 4.2.1).

2.2 Status quo der Erfassung

Das Gesamtkonzept der Demontagefabrik dient der gesteigerten Zuführung geeigneter Wertstofffraktionen in angepasste Recyclingprozesse. Um dies zu ermöglichen, muss die Demontagefabrik bestmöglich mit wertstoffhaltigen Abfallfraktionen versorgt werden. Dazu werden neben der Identifikation geeigneter Abfallströme auch innovative Erfassungssysteme analysiert. Die Betrachtung bezieht sich im vorliegenden Abschlussbericht auf die kommunalen Abfallströme Altfahrzeuge und EAG sowie die im industriellen Bereich anfallenden Elektromotoren. Die Stoffströme Altfahrzeuge und Elektromotoren aus der Industrie wurden im Rahmen der Stoffstromanalyse als für eine weitere Betrachtung relevante Abfallströme identifiziert. Für den Stoffstrom EAG wurden im kommunalen Bereich in den letzten Jahren einige Pilotvorhaben zur Steigerung der Erfassungsmenge implementiert, aus denen sich im Weiteren voraussichtlich interessante Anregungen für die Erfassung anderer Stoffströme ableiten lassen.

2.2.1 Altfahrzeuge

Der rechtliche Rahmen für die ordnungsgemäße Behandlung von Altfahrzeugen ist auf EU-Ebene durch die [Altfahrzeugrichtlinie 2000/53/EG] begründet und wurde in Deutschland durch die Altfahrzeugverordnung im Jahr 2002 in nationales Recht umgesetzt. Die Verordnung [AltfahrzeugV 2013] verpflichtet Hersteller und Importeure von Fahrzeugen gemäß § 3, sämtliche Altfahrzeuge ihrer Marken vom Letzthalter unentgeltlich zurückzunehmen. Andererseits ist derjenige, der sich eines Fahrzeugs entledigt, entledigen will oder entledigen muss, verpflichtet, dieses nur einer anerkannten Annahmestelle, einer anerkannten Rücknahmestelle oder einem anerkannten Demontagebetrieb zu überlassen § 4 [AltfahrzeugV 2013].

Die Hersteller und Importeure müssen dazu flächendeckende Netze aus Rückgabemöglichkeiten schaffen, wobei die Entfernung zwischen Wohnsitz des Letzthalters und der nächstgelegenen Rückgabemöglichkeit nie mehr als 50 km betragen soll. Dazu wählen sie aus allen anerkannten Annahmestellen und Demontagebetrieben geeignet erscheinende Betriebe aus und stellen durch entsprechende vertragliche Regelungen mit diesen die kostenlose Rücknahme der Fahrzeuge der eigenen Marke sicher. Nur die in das Rücknahmenetz eines Herstellers eingebundenen Betriebe sind verpflichtet, Fahrzeuge der entsprechenden Marken kostenlos entgegenzunehmen. Voraussetzung dafür ist, dass dem Altfahrzeug keine wesentlichen Bauteile und Komponenten (wie Antrieb, Karosserie, Fahrwerk, Katalysator oder elektronische Steuergeräte) entnommen wurden. Nicht in die Netzwerke eingebundene Betriebe können eine Gebühr für die Annahme der Fahrzeuge erheben. Die Hersteller und Importeure haben eine Informationspflicht über die von ihnen aufgebauten Rücknahmenetze. Häufig wird dazu ein entsprechendes Informationsangebot im Internet zur Verfügung gestellt [GESA 2015].

Über das beschriebene Rücknahmesystem werden in Deutschland jährlich ca. 500.000 Pkw und leichte Nutzfahrzeuge als Altfahrzeuge erfasst. Umweltprämien führen zu einem phasenweise deutlich erhöhten Aufkommen an zurückgegeben Altfahrzeugen, wie die Abwrackprämie im Jahr 2009 mit einmalig 1,78 Mio. erfassten Altfahrzeugen belegt [UBA 2015].

Ohne die Abwrackprämie fiel die erfasste Menge an Altfahrzeugen jedoch in den Jahren nach 2009 wieder deutlich. Das Umweltbundesamt berichtet zudem darüber, dass der Verbleib von Hundertausenden endgültig stillgelegter Pkw statistisch nicht erfasst wird und daher unklar ist (Altfahrzeuge gesamt: 1,38 Mio. (2012), 1,34 Mio. (2011), 1,29 Mio. (2010)). Die Bundesregierung hat deshalb ein Forschungsvorhaben¹⁶ zur Aufklärung des Verbleibs dieser Altfahrzeuge initiiert, dessen Ergebnisse im Frühjahr 2016 erwartet werden [Deutscher Bundestag 2015]. Nach bisherigen Erkenntnissen kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass ein großer Teil der Altfahrzeuge über verschiedene Grenzen den EU-Markt in Richtung Afrika, Osteuropa oder arabischer Länder verlässt [EUWID 2015]. Beleg dafür ist auch die große Anzahl an statistisch erfassten Gebrauchtwagenexporten (insbesondere nach Osteuropa), die eine starke Nachfrage im Ausland nach Gebrauchtfahrzeugen wiedergibt. Aufgrund dessen fällt ein großer Anteil der endgültigen Fahrzeugstilllegungen erst zu einem späteren Zeitpunkt im Ausland an [Deutscher Bundestag 2015], wobei eine ordnungsgemäße Entsorgung bzw. Verwertung als nicht gesichert erscheint und dadurch Rohstoffe verloren gehen [EUWID 2015, RecyclingPortal 2015].

2.2.2 Elektro- und Elektronik-Altgeräte

Auf europäischer Ebene bildet die WEEE-Richtlinie die entscheidende rechtliche Grundlage für das EAG-Recycling. Die Mitgliedsländer werden darin verpflichtet, festgelegte Sammel- und Recyclingquoten zu erfüllen. Um die Menge der in Deutschland in Verkehr gebrachten und nach Ende der Nutzungsphase wieder gesammelten Geräte zu erfassen, wurde die Stiftung Elektro-Altgeräte Register (EAR) gegründet. Alle Hersteller elektrischer und elektronischer Geräte müssen sich und ihre Produkte dort registrieren, wobei zwischen Geräten für den privaten Gebrauch und für gewerbliche Zwecke unterschieden wird. Für die Rücknahme und Entsorgung von EAG ist grundsätzlich der Hersteller verantwortlich. Eine direkte Rücknahme durch den Hersteller erfolgt häufig bei Altgeräten aus dem gewerblichen Bereich. Die Sammlung und Erfassung von privat genutzten Altgeräten wird meist von öffentlich-rechtlichen Entsorgern übernommen. Zudem ist im aktuellen Entwurf der Novelle des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes eine Rücknahmepflicht im Handel bei Geschäften mit einer Verkaufsfläche für Elektro(nik)geräte von mehr als 400 m² vorgesehen. Für tonnengängige Geräte (bis 25 cm maximale Kantenlänge) gilt die Rücknahmeverpflichtung auch, wenn kein Neugerät gekauft wird. Für Großgeräte muss dagegen ein entsprechendes Neugerät erworben werden.

Die letzte Novellierung der WEEE-Richtlinie 2012/19/EG fordert eine Erhöhung der EU-weiten Sammelmengen von Elektro- und Elektronikschrott. Ab 2016 soll demnach in den Ländern eine Mindest-Sammelquote von 45 % (bezogen auf den Durchschnitt der in den drei vorhergehenden Jahren in Verkehr gebrachten erreicht werden, bis 2019 soll diese auf 65 % gesteigert werden [Europäisches Parlament 2012]. In Deutschland wurden im Jahr 2012 ca. 691.000 Mg EAG gesammelt. Demgegenüber wurden im selben Jahr etwa 1,8 Mio. Mg neue Geräte in den Verkehr gebracht [BMUB 2014]. Gemessen an den in Verkehr gebrachten Geräten liegt die Sammelquote damit deutlich unter 50 %. Vor dem Hintergrund stagnierender Sammelquoten wurden in den letzten Jahren vermehrt neue Sammelsysteme getestet. Im

¹⁶ UFOPLAN 3714333150: „Entwicklung von Lösungsvorschlägen, einschließlich rechtlicher Instrumente, zur Verbesserung der Datenlage beim Verbleib von Altfahrzeugen“

Folgenden werden deshalb ausgewählte Modellversuche aus dem In- und Ausland genauer beschrieben.

2.2.2.1 Inland

In Deutschland wurden in den letzten Jahren verschiedene Modellprojekte gestartet, um die Erfassungsmengen von EAG zu steigern. Im Folgenden werden einige dieser Projekte, besonders hinsichtlich der erfassten Mengen, beleuchtet. Derzeit werden EAG in Deutschland überwiegend im Bringsystem über Wertstoffhöfe erfasst. Zusätzlich gibt es vor allem in Großstädten Straßensammlungen, die größere Altgeräte begleitend zur Sperrmüllsammlung erfassen [Wagner et al. 2014].

Bringsysteme

Beim direkten Vergleich einiger Kommunen in Nordrhein-Westfalen konnte die höchste Sammelquote in Wuppertal erreicht werden (vgl. Tab. 2-23). Dort wurde das bestehende Erfassungssystem um einbruchssichere Depotcontainer erweitert.

Tabelle 2-23: Vergleich der EAG-Sammelmengen einiger Kommunen in Nordrhein-Westfalen [Wagner et al. 2014]

Kommune	Sammelmenge 2012 [Mg]	Spezifische Sammelmenge 2012 [kg/E*a]
Remscheid	783	7,0
Solingen	922	5,8
Kreis Wesel	1.448	3,1
Krefeld	960	4,1
Münster	1.909	6,3
Wuppertal	2.967	8,5

In Kombination mit der Erfassung über Wertstoffhöfe, den Einzelhandel und die Abholung mit der Sperrmüllsammlung wurden im Jahr 2012 auf diese Weise 8,5 kg pro Einwohner erfasst [Wagner et al. 2014, AWG 2015]. In anderen Kommunen lag die Erfassungsquote im Vergleich deutlich niedriger. Dort wurden Altgeräte überwiegend auf zentralen Annahmestellen und parallel zur Sperrmüllsammlung erfasst (Krefeld, Solingen, Kreis Wesel). In Remscheid und Münster existieren zusätzlich Sammelcontainer für Elektrokleingeräte [GSAK 2015, TBS Solingen 2015, Kreis Wesel 2012, Stadt Remscheid 2014, Stadt Münster 2015].

Auch in München wurde ein Pilotversuch zur erweiterten Erfassung der EAG über Depotcontainer durchgeführt, um die derzeit über Wertstoffhöfe, die Sperrmüllabholung sowie ein Wertstoffmobil erreichte Sammelquote von 5,3 kg pro Einwohner und Jahr (Bezugsjahr 2013) zu erhöhen. Ein Pilotversuch zur EAG-Sammlung in Moosach hat dabei vor allem die gesteigerte Erfassung von Elektrokleingeräten zum Ziel. Im September 2012 wurden fünf Container bereitgestellt, deren Zahl 2013 auf zehn erhöht wurde. 2014 wurde

bekanntgegeben, dass insgesamt bis zu 600 Container im Stadtgebiet aufgestellt werden sollen. Genaue Zahlen über die erfassten Mengen sind derzeit noch nicht verfügbar [AWM 2014, EUWID 2014].

Holsysteme

Um die Erfassung von EAG in Holsystemen zu steigern, setzen einige Städte auf eine Wertstofftonne. Beispielsweise wurde in Dortmund die Tonne zur Leichtverpackungserfassung (LVP-Erfassung) 2011 zur Wertstofftonne erweitert. Neben Metallen, Verbundmaterialien und Kunststoffen werden darin auch Elektrokleingeräte erfasst. Auch die Stadt Hannover möchte mit Hilfe der Wertstofftonne die Erfassungsquote von Elektrokleingeräten steigern. In diesem Rahmen wurde die Tonne zur LVP-Erfassung zur sogenannten O-Tonne erweitert [AHA 2015, EDG 2015]. Allerdings sind keine konkreten Zahlen über die Menge und Qualität der damit erfassten Altgeräte in den beiden Städten verfügbar. Laut [Kern et al. 2011] ist davon auszugehen, dass ein Großteil der bisher über den Hausmüll entsorgten EAG über eine Wertstofftonne erfasst werden könnten.

Das bestätigte auch ein Modellversuch in Iserlohn. Dort wurde die Einführung der Wertstofftonne erprobt, jeweils kombiniert mit Sortieranalysen von Restmüll und den getrennt entsorgten Wertstoffen vor und nach der Versuchsphase. Der von Mai 2011 bis April 2012 laufende Versuch fand in drei Stadtteilen mit insgesamt etwa 3.200 Einwohnern statt. Die EAG sollten vor dem Einwurf in die Wertstofftonne in roten Säcken verpackt werden, um eine spätere Positivsortierung zu erleichtern. Nach Auswertung des Versuchs wurde festgestellt, dass die über den Restmüll entsorgte Menge an Elektrokleingeräten durch die Bereitstellung einer Wertstofftonne von 1,01 kg/E*a auf 0,15 kg/E*a gesenkt werden konnte. Insgesamt konnten ca. 1,1 kg/E*a an kleinen EAG über die Wertstofftonne erfasst werden [Lobbe Entsorgung GmbH, Flyer Bürgerinformation]. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass der Modellversuch von einem Entrümpelungseffekt begleitet wurde, der eine vorübergehende Erhöhung der Sammelmengen bewirkte. Außerdem wäre ein Abfluss aus anderen etablierten Erfassungssystemen denkbar.

Ein weiteres innovatives Holsystem ist „Electroreturn“, ein Service der Deutschen Post für die Rücknahme von Althandys und anderen Kleingeräten auf dem Versandweg. Nach Ansicht des Umweltbundesamtes ist eine erhebliche Steigerung bei der Erfassung von EAG in Deutschland durch das System zunächst nicht zu erwarten [Deutsche Post 2015, technikjournal.de 2015].

Kombinierte Optimierungsansätze

In Hamburg ist seit 2011 neben der Sammlung von EAG auf Wertstoffhöfen und in Depotcontainern auch die kostenlose Anforderung einer roten Sammelbox für Elektrokleingeräte und Energiesparlampen möglich. Diese kann an Orten mit hohem Publikumsverkehr aufgestellt werden, zum Beispiel in Büros, Geschäften oder öffentlichen Gebäuden. Die Erfassung ist jedoch noch steigerungsfähig, da in Hamburg nach wie vor jährlich 2,5 kg EAG pro Einwohner im Restmüll landen. Deshalb wurde auch das Netz an Depotcontainern auf insgesamt 120 Standplätze ausgeweitet [Hamburg-Magazin 2014, Stadt Hamburg 2015].

Sammelmengen

Um Informationen über die erzielbaren Erfassungsmengen zu erhalten wurden des Weiteren Informationen über acht ausgewählte Pilotvorhaben erhoben (vgl. Tab. 2-24 nach [Wagner et al. 2014]). Damit sollten die für vergleichbare Abfallfraktionen erreichbaren Erfassungsmengen abgeleitet und eine Bewertungsgrundlage für die Anwendbarkeit und den Nutzen in Kombination mit einer Demontagefabrik geschaffen werden.

Tabelle 2-24: Vergleich der EAG-Sammelmengen einiger Kommunen in Nordrhein-Westfalen [Wagner et al. 2014]

Erfassungssystem	Details	Ort	Status	Start/Laufzeit	Erfassungsmenge [kg(E·a)]
Depot-container	beraubungssicher	Wuppertal	unbekannt	2012	8,5 ¹
Depot-container	Zzgl. WSH, Straßensammlung und Wertstoffmobil	München	unbekannt	2012/2013	unbekannt
Wertstofftonne	zusammen mit Metallen, Kunststoffen, Verbunden	Dortmund	fortlaufend	2011	unbekannt
„O-Tonne“	Wertstofftonne, Miterfassung EAG	Hannover	fortlaufend	2013	unbekannt
Wertstofftonne ²	Einwurf in Säcken; Modellversuch mit ca. 3200 Einwohnern	Iserlohn	unbekannt	2011 bis 2012	1,1
Rote Box ³	in öffentlichen Gebäuden/ Geschäfte	Hamburg	fortlaufend	seit 2011	unbekannt
Depot-container	Modellversuch mit drei Containern	Borchen	unbekannt	2012 bis 2013	1,5
Depot-container	aufgestellt in Arbeitsstätten	Mainz	unbekannt	2006	0,4

¹ inkl. Straßensammlung und WSH

² EAG in Restmülltonne sank von 1 auf 0,15 kg/EW*a

³ 2,5 kg/EW*a landen im Restmüll [Hamburg-Magazin 2014]

In öffentlich verfügbaren Quellen werden jedoch kaum Ergebnisse zu Erfassungsmengen genannt. Zudem wurde festgestellt, dass beispielsweise bei Depotcontainererfassung häufig keine genaue Eingrenzung des Einzugsgebietes und damit auch keine Zuordnung der einbezogenen Einwohnerzahl möglich ist. Dies wäre jedoch für die Angabe einer einwohner-spezifischen Sammelmenge erforderlich. Zudem sollten die Startphasen der Pilotprojekte nicht in die Angabe zur durchschnittlichen Erfassungsmenge einbezogen werden, um Einflüsse wie

Entrümpelungseffekte nicht einzubeziehen. Diese Phase wird jedoch in der Regel nicht getrennt dargestellt. Daher können aus den genannten Pilotprojekten überwiegend keine direkten Angaben zu den möglichen, einwohnerspezifischen Erfassungsmengen abgeleitet werden. Die Ansätze zur Steigerung der Erfassungsmengen durch möglichst haushaltsnahe Sammelsysteme sowie umfassende Informationskampagnen bieten jedoch trotz fehlender abschließender Mengeninformationen wichtige Ansätze für die nachfolgend vorgesehene Konzeption der Demontagefabrik, in der auch Maßnahmen zur Steigerung von Erfassungsmengen und -qualitäten implementiert werden sollen.

2.2.2.2 Europäisches/ nichteuropäisches Ausland

Die Recherche über innovative Erfassungssysteme zur Erhöhung der Sammelmengen für wertstoffhaltige Abfälle wie EAG, sowie zu Angaben der damit erzielbaren Erfassungsmengen, umfasste darüber hinaus auch Ansätze aus dem europäischen und nichteuropäischen Ausland. Im Ausland erfolgt die Sammlung von EAG häufig ebenfalls über kommunale Sammelstellen und Händler- sowie Herstellerrücknahmesysteme [UNEP 2007]. Zur Erfassung dienen sowohl Bring- oder Holsysteme als auch Kombinationen aus beiden.

Nachfolgend wird als ein ausgewähltes, innovatives Beispiel ein Projekt aus Italien beschrieben, in dem die Erfassung über angepasste Depotcontainer und mobile Erfassungsvarianten getestet wird [Newman et al. 2015]. Neben der Schaffung bürgernaher Abgabemöglichkeiten für EAG soll damit eine umfassende Informationserhebung über die gesammelten Geräte ermöglicht werden. Der Nutzer muss sich dafür vor Abgabe der EAG an einem digitalen Bedienpanel der Container identifizieren. Dazu können der Barcode der Verkaufsrechnung des jeweiligen Gerätes oder spezielle Zugangskarten genutzt werden. Der Gerätetyp wird bei Abgabe automatisch erkannt. Die Geräte werden gewogen und z.T. fotografiert. Eine eingebaute Sensorik überwacht automatisch die Füllstände der Container. Sämtliche Daten (Benutzer, EAG-Typ, Gewicht, Füllstand, usw.) werden via Modem zu einer zentralen EDV-Anlage übertragen.

Die Datenanalyse ermöglicht die Optimierung der Containeraufstellung entsprechend dem Nutzerverhalten (Zeiten, Örtlichkeiten). Zudem ist eine Verfolgung der Geräte – im Idealfall, bei Eingabe des Barcodes der Verkaufsrechnung – über die gesamte Lebensdauer, d.h. vom Hersteller über den Inverkehrbringer bis hin zur Abfallwerdung und dem nachfolgenden Recycling möglich. Die automatische Füllstandskontrolle wird zur Optimierung des Abholservices eingesetzt.

Nachfolgend sind die Container dargestellt, die sich seit Anfang 2013 im Testbetrieb in der Region Emilia Romagna befinden (vgl. Abb. 2-15):

- „RAEE¹⁷-Point“-Container: zur Sammlung kleiner EAG, Batterien sowie Leuchtmitteln an Straßen,
- „RAEE-Shop“-Container: zur Sammlung vor Filialen von Fachmarktketten, für kleine EAG wie Radios oder Telefone,
- „RAEE-Parking“-Container: zur Sammlung vor Filialen von Fachmarktketten oder auf anderen hochfrequentierten öffentlichen Plätzen, auch für größere Geräte wie Fernseher oder Staubsauger,
- „RAEE-Mobile“-Station: Sammlung in mobiler Sammelstation mit Bedienpersonal, für sämtliche EAG-Typen inklusive Haushaltgroßgeräte.



Abbildung 2-15: a) „RAEE-Point“-, b) „RAEE-Shop“- c) „RAEE-Parking“-Container d) „RAEE-Mobile“-Station [Newman et al. 2015]

Das Projekt bietet einen interessanten Ansatz für die Erhebung von abfallbezogenen Daten, die Rückschlüsse auf die stoffliche Zusammensetzung der Abfälle sowie die Nutzungsphase ermöglichen. Darüber könnten die für eine gezielte, rohstoffbezogene Demontage von bestimmten Produkten erforderliche Datenbereitstellung ermöglicht werden. Eine unmittelbare Steigerung der erfassten Mengen ist gegenüber herkömmlichen Depotcontainern jedoch nicht zu erwarten.

¹⁷ RAEE: Rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche (ital.) – EAG (dt.).

2.2.3 Elektromotoren aus der Industrie

Die Situation in der Erfassung wurde (wie in Kapitel 2.1.3.2 erwähnt) bereits qualitativ durch [Buchert et al. 2014] untersucht. Dabei wurde festgestellt, dass die Motoren in der Regel beim Abnehmer verbleiben, auch wenn die Hersteller zum Teil bereits Reparatur- und Rücknahmemöglichkeiten anbieten. Zudem werden Motoren bei Funktionsstörungen häufig – sofern dies technisch möglich ist – in Reparaturwerkstätten instandgesetzt, so dass eine vergleichsweise lange Lebensdauer von durchschnittlich zwölf bis zwanzig Jahren erreicht wird. Nach Ablauf der Lebensdauer ist grundsätzlich zu vermuten, dass die Motoren aufgrund ihres Rohstoffwertes in den Betrieben einer Mono- oder gemischten Metallerfassung zugeführt werden. Dabei wird angenommen, dass in größeren Industriebetrieben mit einem ausgereiften Abfallmanagement ausgebaute Elektromotoren separat erfasst werden. Diese können dann an Metall- oder EAG-Verwerter weitergegeben werden. Bei kleineren Gewerbebetrieben wird dagegen geschätzt, dass Elektromotoren in höherem Umfang gemeinsam mit ferritischen Metallen oder Aluminium in einer Mischfraktion erfasst werden. Aus dieser Fraktion werden dann, je nach Aufbereitungstiefe bei dem nachgeschalteten Metallaufbereiter, Elektromotoren in der Regel separiert.

Um quantitative Angaben zu den bestehenden Erfassungswegen der Elektromotoren zu erheben, sollen im geplanten Folgeprojekt Informationen im Zuge von Expertengesprächen erhoben werden (vgl. Tab. 2-22 in Kapitel 2.1.3.2). Diese Angaben sind erforderlich, um die Mengenströme in die nachfolgend geplante Konzeption einer Demontagefabrik einbeziehen zu können.

2.3 Status quo der Demontage

In diesem Arbeitspaket ist das Ziel eine Darstellung des aktuellen Stands der Demontage auf Basis von Literatur- und Patentrecherchen. Informationen über zu erwartende Wertstoffausbeuten aus verschiedenen Verfahrensweisen werden gesammelt und zur Weiterverwendung im vorgesehenen Folgeprojekt verfügbar gemacht. Diese sollen anschließend dazu dienen, optimierte Behandlungsweisen für die Input-Materialien zu ermitteln. Im Hinblick auf die Wiedergewinnung kritischer Rohstoffe hat sich ergeben, dass im Wesentlichen die Demontage von EAG sowie Altfahrzeugen von Bedeutung ist. Die Demontage von EAG wird im Folgenden eingehender beleuchtet. Diese stellt aufgrund der großen Variabilität der erfassten Geräte gegenüber der Demontage von Altfahrzeugen eine größere Herausforderung dar und kann somit grundsätzliche technische Adaptionmöglichkeiten für die Altfahrzeugdemontage eröffnen.

2.3.1 Elektro- und Elektronik-Altgeräte

2.3.1.1 Demontagebetriebe in Deutschland

Informationen über die Anzahl der Zerlegebetriebe in Deutschland können beim Statistischen Bundesamt abgerufen werden [DESTATIS 2014a], die angewandten Verfahren werden jedoch nicht genauer spezifiziert (Tabelle 2-25). Im Jahr 2012 bestanden demnach in Deutschland 315 Zerlegebetriebe für Elektro- und Elektronik-Altgeräte.

[Chancerel et al. 2011] unternahmen bereits den Versuch, die angewandten Verfahren in den Behandlungsanlagen für EAG in Deutschland zu ermitteln. Die Umfrage umfasste dabei 24 Unternehmen, blieb jedoch aufgrund der geringen Rücklaufquote ohne Erfolg. Daten über die angewandten Verfahren sind in [Chancerel et al. 2011] auf Basis der AIDA-Datenbank [LANUV 2015] für Elektro(nik)-Zerlegebetriebe in Nordrhein-Westfalen für das Jahr 2007 angegeben. Demnach erfolgte die Demontage in drei Vierteln der 32 Betriebe manuell, während die übrigen acht Betriebe mechanische oder teilmechanische Verfahren verwendeten. Eine erneute Erhebung über das Jahr 2009 [Bolland et al. 2010] ergab ebenfalls einen Anteil der manuell arbeitenden Betriebe von 75 %. Trotz des hohen Anteils manuell verfahrenender Betriebe hatten die mechanisch oder teilmechanisch operierenden Betriebe im Vergleich eine weitaus höhere Verarbeitungskapazität und behandelten jeweils etwa drei Viertel des Aufkommens an EAG.

*Tabelle 2-25: Input der deutschen Abfallentsorgungsanlagen 2012 (Stand Mai 2014)
 [DESTATIS 2014a]*

Art der Anlage	Entsorgungs- anlagen insgesamt	Input insgesamt	Darunter im eigenen Betrieb erzeugte Abfälle
	Anzahl	[1.000 t]	
Zusammen	9.038	177.210,6	25.814,3
Darunter gefährliche Abfälle	2.902	21.623,1	3.520,4

Nach der Art der Anlage

Deponien	1.146	36.962,8	10.929,2
Thermische Abfallbehandlungsanlagen	170	24.187,3	1.765,4
Feuerungsanlagen mit energetischer Verwertung von Abfällen	696	20.773,2	3.527,2
Chemisch-physikalische Behandlungsanlagen	551	9.275,0	4.418,4
Bodenbehandlungsanlagen	114	3.582,4	70,6
Biologische Behandlungsanlagen	2.000	14.979,8	1.709,6
Mechanisch (-biologische) Abfallbehandlungsanlagen	60	4.465,1	80,9
Demontagebetriebe für Altfahrzeuge	1.368	489,8	-
Schredderanlagen-Schrottscheren	728	14.466,2	405,4
Sortieranlagen	1.134	24.698,4	466,3
Zerlegeeinrichtungen für Elektro- und Elektronik-Altgeräte	315	850,6	16,3
Sonstige Behandlungsanlagen	756	22.679,9	2.424,9

Vorläufiges Ergebnis.

– = Nichts vorhanden.

2.3.1.2 Best Available Technique

Einen sehr guten Überblick über die aktuelle Situation und die beste verfügbare Technik (best available technique, BAT) zur Behandlung von EAG ist in [Chancerel et al. 2011, VDM 2012, Tesar Oehlinger 2008, Spitzbart et al. 2008] gegeben und soll nachfolgend dargestellt werden.

Allgemeine Beschreibung der Verfahrensschritte

Ein allgemeines Schema des EAG-Recycling (Abb. 2-16) sieht nach der Sammlung zunächst eine Demontage vor, bei der erste brauchbare oder zu entsorgende Materialien ausgesondert werden.

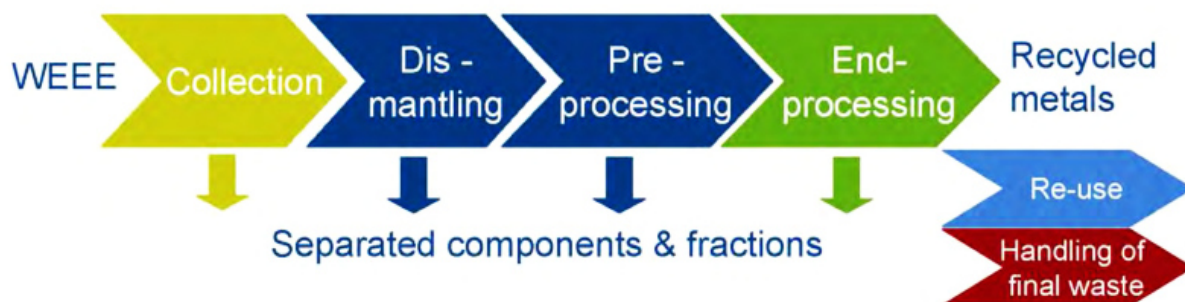


Abbildung 2-16: Allgemeines Schema des EAG Recyclings (englisch: WEEE, waste of electrical and electronic equipment) [UNEP 2009]

Die derzeitige BAT der Aufbereitungsprozesse von EAG umfasst detaillierter stets die Schritte Vorsortierung, Vorzerlegung, Separation, Folgezerlegung/Feinzerkleinerung, Feinseparation, Weiterverarbeitung [VDM 2012]. Diese sollen folgend in Kürze dargestellt werden.

Vorsortierung

Unter EAG fallen Geräte unterschiedlicher Größen, Komplexitäten und Stoffzusammensetzungen, was nach der Sammlung eine erste Vorsortierung dringend notwendig macht [VDM 2012]. Auch in dem Fall, dass die Geräte in den verschiedenen gebildeten Kategorien mittels desselben Aufbereitungsverfahrens weiterverarbeitet werden, macht diese Vorsortierung Sinn, da somit optimale Parameter für jede Kategorie an den genutzten Anlagen eingestellt werden können. Die Güte der Vorsortierung bestimmt dabei bereits die zu erreichende Qualität des gesamten Recyclings, da hier Fraktionen geeigneter Qualität für die folgenden Behandlungsschritte hergestellt werden [VDM 2012]. Der maschinelle Aufwand einer solchen Vorsortierung beschränkt sich auf den im Fall schwerer Geräte eventuell erforderlichen Gebrauch mechanischer Greifer. Ansonsten erfolgt die Vorsortierung jedoch manuell [VDM 2012]. Auch hinsichtlich der Separation zwecks Weiterverwendung ist eine erste Vorsortierung sinnvoll [Chancerel et al. 2011].

Im gleichen Arbeitsschritt werden Fehlmaterialien, wie etwa Sperrmüll, oder auch stark schadstoffhaltige Fraktionen, wie beispielsweise Batterien, aussortiert. Neben den genannten Fehl- und Schadstofffraktionen können je nach Betrieb verschiedene erzielte Sortierkategorien etabliert sein:

- ▶ funktionstüchtige Geräte zur Wiederverwendung
- ▶ Röhrenmonitore/-fernseher
- ▶ LCD/Plasmamonitore und -fernseher
- ▶ Kühlgeräte
- ▶ schadstoffhaltige Geräte (z.B. Öle, Quecksilber, Batterien)
- ▶ edelmetallhaltige Geräte
- ▶ Geräte mit überwiegend metallischem Anteil
- ▶ Geräte mit sortenreinen Kunststoffen
- ▶ ...

Vorzerlegung

Nach der Vorsortierung erfolgt bei der Vorzerlegung ein erster Materialaufschluss mit dem Ziel, eine weitere Auftrennung für folgende Verfahrensschritte zu erreichen. Die Vorzerlegung kann maschinell oder manuell erfolgen oder, wie es häufig der Fall ist, durch eine Kombination beider Vorgehensweisen. Manuelle Vorzerlegung ist bei allen Gerätekategorien denkbar, da somit besonderer Fokus auf die Schadstoffentfrachtung gelegt werden kann. Die schadstoffhaltigen Bauteile können dabei zerstörungs- und emissionsfrei entnommen werden, woraufhin die übrige Vorzerlegung maschinell erfolgen kann [VDM 2012]. Das Abtrennen ausgewählter schadstoffhaltiger Bauteile kann teils auch durch mechanische Beanspruchung realisiert werden (z.B. Kondensatoren oder Batterien), woraufhin eine gezielte Sortierung erfolgen muss.

Allgemein dient die Vorzerlegung der Trennung von Materialien und Materialverbänden, wie etwa:

- ▶ Gehäusekunststoffe
- ▶ Stahl
- ▶ Aluminium
- ▶ Schadstoffe
- ▶ Platinen
- ▶ Bauelemente.

Die Materialien können auf unterschiedlichste Weise verbunden sein – etwa durch Kleben, Verschraubung, Steckverbindungen oder weitere Fügeverfahren – was die automatische Vorzerlegung mit der erwünschten Trennschärfe deutlich erschwert.

Eine vollständige Automatisierung der Vorzerlegung ist bis dato nicht etabliert, es bestehen jedoch verschiedene Versuchsansätze [Gil Vazques et al. 2007, Schumacher, Jouaneh 2014, Torres et al. 2009, Vongbunyong et al. 2013]. In der Regel erfolgt die Vorzerlegung durch eine Kombination manueller und mechanisierter Arbeitsschritte [VDM 2012]. Rein manuelle Vorzerlegung hat den Vorteil, dass die Fraktionen im Anschluss bereits vorsortiert vorliegen, während dies bei mechanisierten Verfahren (mit Ausnahme des Einsatzes von Robotertechnik) nicht der Fall ist und daher ein zusätzlicher Separationsschritt nötig ist.

Separation

Je nach Grad der Vorsortierung während der Vorzerlegung erfolgt im Anschluss eine Separation mit dem Ziel der Materialabtrennung aus dem aufgeschlossenen Materialgemisch. Im Optimalfall wird ein Trennverfahren gewählt, welches eine physikalische Eigenschaft nutzt, in der sich die zu trennenden Stoffe bestmöglich unterscheiden. Verwendete Verfahren sind Dichtesortieren, Magnetscheiden, Wirbelstromscheidung, optische Trennung oder spezielle Sensortechniken, die auch kombinierbar sind.

Bereits an dieser Stelle liegen teilweise verkaufsfähige Fraktionen vor, so dass im Falle der Realisierung einer Demontagefabrik eine Gegenüberstellung der Wirtschaftlichkeit von direktem Verkauf oder weiterführender Zerkleinerung im Haus und anschließendem Verkauf der höher konzentrierten Wertstofffraktionen durchgeführt werden sollte. Bei einigen Fraktionen sind eventuell keine weiteren Aufschlussschritte nötig. So sind z.B. schon auf dieser Stufe weitgehend reine Fraktionen von Stahlschrott, Aluminium oder Kunststoffen zu realisieren [VDM 2012].

Folgezerlegung/Feinzerkleinerung

Feinere bzw. festere Verbunde aus der vorangegangenen Separation werden einer Feinzerkleinerung unterzogen. Verbundene Materialien sind etwa Leiterplatten. Diese bestehen aus einem Trägermaterial sowie einer Kaschierung aus Kupfer. Als Trägermaterial kommen Hartpapier, Glasgewebe oder Baumwollpapier, die durch Harze wie Phenol, Epoxid, Teflon oder weitere Polymere verstärkt werden, zum Einsatz. Weitere Beispiele sind Kabel (Kupferdraht und Isolierung) oder Bauteile mit keramischem Anteil. Die Feinzerkleinerung erfolgt ausschließlich durch mechanische Verfahrenstechnik wie Mühlen (Prallmühlen, Rotormühlen) oder Granulatoren.

Feinseparation

Bei der Feinseparation werden aus der fein aufgeschlossenen Materialmischung Konzentrate für die abschließende Aufarbeitung zur Gewinnung von Rohstoffen für Produktionsprozesse gewonnen. Typisch ist z.B. die Gewinnung von Kupferkonzentraten, Aluminiumkonzentraten oder energiereichen Fraktionen. Die Separation erfolgt ausschließlich maschinell auf Basis physikalischer Trennverfahren. Dies können Trocken- oder Nassverfahren sein. Tabelle 2-26 gibt eine Übersicht über die Wirkprinzipien.

Tabelle 2-26: Wirkprinzipien für Separationsprozesse [Tomas 2011]

Gruppe	Wirkprinzip	Maschinen- und Apparatebeispiele
a) Querstrom	Ablenksortierung	Trommelmagnetscheider mit oberer Aufgabe, Elektrowalzenscheider, Elektrokammerscheider
	Aushebesortierung	Bandmagnetscheider, Nasstrommelmagnetscheider
	Rückhaltsortierung	Plattenmagnetscheider, Füllkörpermagnetscheider
	Schwimm-Sink-Sortierung	Schwertrübescheider, Schwimm-Sink-Trockenscheider
b) Schichtung	im pulsierenden Fluidaufstrom	Hydrosetzmaschinen
	im stationär strömenden Fluid	Hydrorinnen, Aerorinne
c) Filmströmung	Feste Herde	Kippherde
	gleichsinnig bewegte Herde	Bandherde
	Schwingende Herde	Schüttelherde, Stoßherde
d) Auf- oder Querstrom	im stationär strömenden Fluid	Zick-Zack-Aerosortierer, Aufstromsortierer
e) Heterokoagulation	Schaumflotation	Mechanische Flotationsmaschinen, pneumatische Flotationsapparate
	Schaumseparation	Schaumseparatoren
f) Klauben	Handklauben	Klaubetische, Klaubebänder
	automatische Klauben	Optisch-mechanische, radiometrisch-mechanische Klaubegeräte

Weiterverarbeitung

In diesem letzten Schritt der Aufbereitung von EAG sollen sortenreine Fraktionen erzeugt werden, die eine für die Nutzung in der Produktion geeignete Qualität aufweisen. Die verwendeten Verfahren sind bestehende Verfahren, die nicht speziell für die Fraktionen aus EAG entwickelt wurden [VDM 2012]. Dazu zählen Verfahren der Metallurgie, zur energetischen Verwendung oder zur Aufbereitung gemischter Kunststoffe. Die metallurgischen Verfahren teilen sich in Routen für Stahl, Aluminium und Kupfer/Buntmetallkonzentrate. Diese werden an dieser Stelle nicht näher betrachtet, da sie

außerhalb der hier fokussierten Demontage angesiedelt sind.

Die geplante Demontagefabrik ist auf die Demontage im weiteren Sinn beschränkt und in die bestehende Aufbereitungswirtschaft an geeigneter Stelle einzubinden. Eventuelle Defizite in den weiterverarbeitenden Verfahren sind nicht Gegenstand des Projektes, bedürfen unabhängig davon jedoch ebenfalls einer kritischen Betrachtung und Optimierung im Hinblick auf die Rückgewinnung wirtschaftskritischer Rohstoffe.

Wiederverwendung

Um einen maximalen ökologischen und ökonomischen Effekt zu erzielen, ist im Vorfeld der Demontage die Möglichkeit der Wiederverwendung gesammelter elektr(on)ischer Geräte zu prüfen. Diese Prüfung der Wiederverwendbarkeit ist nach §11 Abs. 1 des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes sowohl für ganze Geräte als auch einzelne Bauteile vor der Behandlung durchzuführen (sofern technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar). Das Niedersächsische Ministerium für Umwelt und Klimaschutz unterscheidet dabei zwei Arten der Wiederverwendung – ReUse I und ReUse II. Unter ReUse I ist zu verstehen, dass die Geräte für den Erstbesitzer nicht als Abfall gelten, sondern mit dem Ziel eines Verkaufes den Besitzer wechseln. ReUse II ist dagegen die Wiederverwendung von EAG (oder Teilen von diesen) nach ElektroG, die Abfall im Sinne des §3 Abs.1 Satz 1 des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes sind. ReUse II wäre demnach die Wiederverwendung, die im Anschluss an die Erfassung der Geräte in der Demontagefabrik im urbanen Raum erzielt wird. Das Niedersächsische Ministerium für Umwelt und Klimaschutz schreibt dazu:

„Sowohl ReUse I als auch ReUse II von elektrischen und elektronischen Geräten sind unter ökologischen Aspekten grundsätzlich zu unterstützen, denn die zur Herstellung von Rohstoffen, Halbzeugen, Komponenten bzw. Produkten benötigte Energie sowie entstehende Emissionen von Schadstoffen können eingespart werden. Aufgrund des technologischen Fortschritts, insbesondere bei der Informations- und Kommunikationstechnologie, erfolgte in den letzten Jahrzehnten eine Effizienzsteigerung für nahezu alle elektrischen und elektronischen Geräte. Besonders hervorzuheben sind dabei Wasserverbrauch sowie Energie- und Materialeffizienz. Deshalb ist es bei bestimmten Geräten sinnvoll, diese am Ende ihrer Nutzungsdauer dem Produktkreislauf dauerhaft zu entziehen. In diesem Zusammenhang ist allerdings zu berücksichtigen, dass vermehrt auch energieoptimierte Geräte das Ende ihrer ersten Nutzungsdauer erreichen. Hier könnte es sinnvoll sein, das Gerät der Wiederverwendung zuzuführen. Unterstützt werden kann dies durch Aufklärung der Endnutzer oder durch gezielte Sammelaktionen spezialisierter Unternehmen. Zu beachten ist, dass die Prüfung und Instandsetzung von Geräten ebenfalls mit einem Aufwand verbunden ist. Bei der Erfassung von Geräten im Abfallregime ist in der Regel von Verschmutzungen bzw. Beschädigungen auszugehen. Damit entsteht zusätzlicher ökologischer bzw. ökonomischer Aufwand, der die Wirtschaftlichkeit von ReUse II in Frage stellen kann.“ [NMUK 2011].

Eine Kalkulation des ökologischen und ökonomischen Nutzens muss somit im Zuge der Vorsortierung der erfassten Geräte in der Demontagefabrik durchgeführt werden. Die Entscheidungsfindung ist dabei von einer Vielzahl von Faktoren abhängig und muss unter Berücksichtigung der bei der Demontage und Aufbereitung der Materialien anfallenden Materialverluste und des Energieaufwandes geschehen. Für eine derartige Abschätzung ist zunächst das Abwägen der verschiedenen möglichen Behandlungsverfahren – analog zur Behandlung defekter Geräte – nötig.

Die Wiederverwendung erreichte im Jahr 2007 eine Quote von gerade einmal 1% [Bolland et al. 2010]. Das Potenzial wird höher eingeschätzt und kann voraussichtlich durch Einrichten der Demontagefabrik und die damit erhöhte Präsenz gezielt gesteigert werden. Auch ist der Zustand eines Gerätes nach dessen Erfassung möglichst unbeeinträchtigt zu erhalten. Durch die getrennte Erfassung direkt am Ort der Demontage können beispielweise Schäden durch Transport oder unsachgemäße Lagerung ausgeschlossen werden.

Konkretisierte Verfahren

Die für die Demontagefabrik erwarteten Input-Materialien sind, wie aus den bisher ermittelten Daten bereits hervorgeht, sehr heterogen. Die zuvor dargelegten Verfahrensschritte lassen sich daher nicht in eine gemeingültige Prozessabfolge zur Aufbereitung von EAG kombinieren [VDM 2012]. Es sind vielmehr gerätetypspezifisch optimierte Prozessabfolgen in der Demontagefabrik vorzuhalten, die den jeweils optimalen Aufschluss (ökologisch und ökonomisch) bei minimierten Verlusten ermöglichen. Die von der Qualitätsgemeinschaft Elektroaltgeräte [VDM 2012] dargestellten Musteranlagen (MA 1 – MA 4) stellen demzufolge den derzeit optimalen Standard dar und gewährleisten sichere Prozessabläufe, Kontrollen und Dokumentationen. Diese unterliegen stetigen Optimierungsprozessen zur Anpassung an die veränderlichen Rahmenbedingungen (veränderliche Produkte, Zusammensetzung der einzelnen Chargen oder rechtliche Bestimmungen). Sie wurden hinsichtlich unterschiedlicher Zielsetzungen optimiert. Allen Anlagen gemein ist die Vorsortierung von Schadstoffen, Fehlwürfen, wiederverwendbaren Geräten, Lampen, Kühlschränken, Großgeräten, Bildschirmgeräten, Holzgeräten, ölhaltigen Geräten sowie Lithium- und Bleibatterien. Die einzelnen Musteranlagen sollen folgend vorgestellt werden.

MA 1, Ziel: Erzeugung von Inputmaterial für pyrometallurgische Kupfer- und Edelmetallgewinnung

Das erste Beispiel ist eine Musteranlage zur Aufbereitung von EAG, die hinsichtlich der Übergabe der erzeugten Fraktionen an pyrometallurgische Aufbereitungsbetriebe zwecks Kupfer- und Edelmetallgewinnung optimiert wurde (Abb. 2-17). Ein zentraler Punkt ist dabei, die im Zuge der Behandlung auftretenden Metallverluste möglichst gering zu halten. Eine Demontage des Input-Materials ist nicht vorgesehen. Die einzigen ausgeschleusten Fraktionen sind Alu-Gemisch und Kunststoffe. Alles weitere (inkl. Fe- und NE-Metalle) wird einem KRS (Kayser-Recycling-System, siehe [EuKomm 2014]) zugeführt. Um einen Verlust an Zielmetallanteilen zu vermeiden, wird die im Wirbelstromabscheider vorseparierte Aluminiumfraktion (Abb. 2-17, Sortiermaschine 3) erneut einer optischen Separation unterzogen. In dieser werden Buntmetalle und Leiterplatten zwecks erneuten Einsatzes in die Aufbereitungsanlage aussortiert. Erneutes Durchlaufen der Hammermühle kann in der aussortierten Fraktion zum Trennen verbliebener Materialverbindungen führen. Laut [VDM 2012] sind Metallverluste bei diesem Verfahren nicht zu verzeichnen.

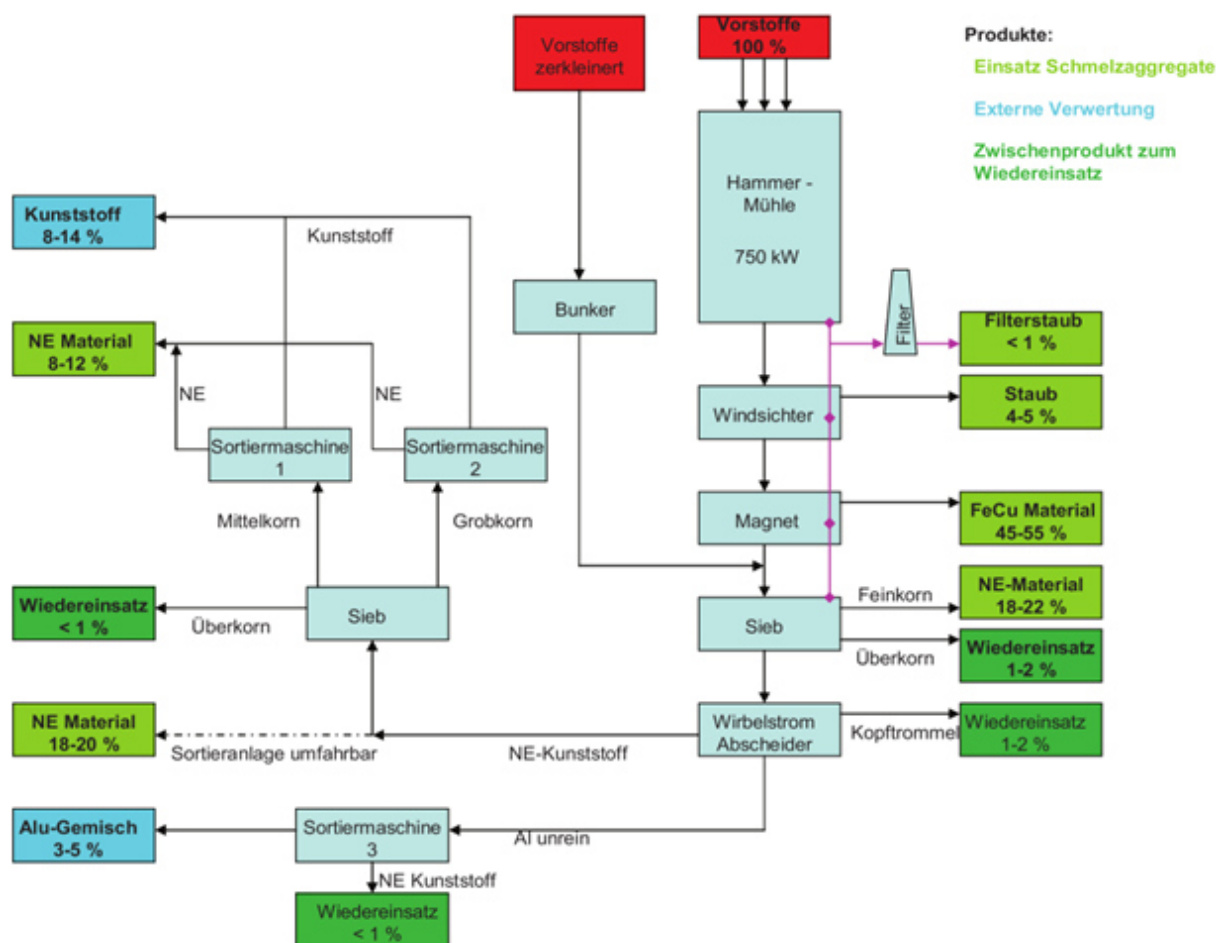


Abbildung 2-17: Fließschema einer Aufbereitungsanlage für EAG mit Auslegung auf pyrometallurgische Erfordernisse und minimierte Metallverluste [VDM 2012]

MA 2, Ziel: Industrielle Zerlegung und Aufbereitung von Elektroaltgeräten

Bei der zweiten Musteranlage liegt der Fokus auf der Industriellen Zerlegung und Aufbereitung von EAG. Sie besteht aus verschiedenen Demontage- und Zerlegestrecken sowie Vorkonditionierungsprozessen. Das Input-Material wird zunächst einer Vorsortierung unterzogen (siehe Abb. 2-18). Es werden dabei manuell oder mit Hilfe von Sortiereinrichtungen drei Fraktionen gebildet – Bildschirmgeräte, schad- oder störstoffhaltige Geräte und schadstofffreie Geräte und Elektronikkomponenten. Dementsprechend gibt es drei folgende Verfahren zur weiteren Zerlegung. Eine manuelle Vorzerlegung wird bei den schadstoffhaltigen Geräten angewendet (Abb. 2-19). Dabei werden im Optimalfall auch Funktions- und Ersatzteile geborgen. Bildschirmgeräte bedürfen einer eigenen Zerlegestrecke. In dieser werden Bildröhren, Elektronik und Gehäuse voneinander getrennt und in separate Verwertungswege gegeben. Bei Einrichtung einer Demontagefabrik ist an den manuellen Zerlegestationen stets auf ergonomische Aspekte zu achten. Rollentische, Rollenbahnen und Hebevorrichtungen ermöglichen belastungsarmes Arbeiten auch an schweren Geräten.

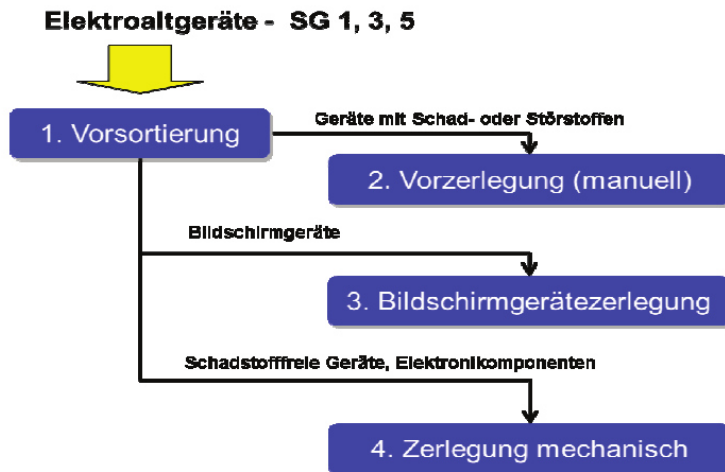


Abbildung 2-18: Fließschema der Vorsortierung [VDM 2012]

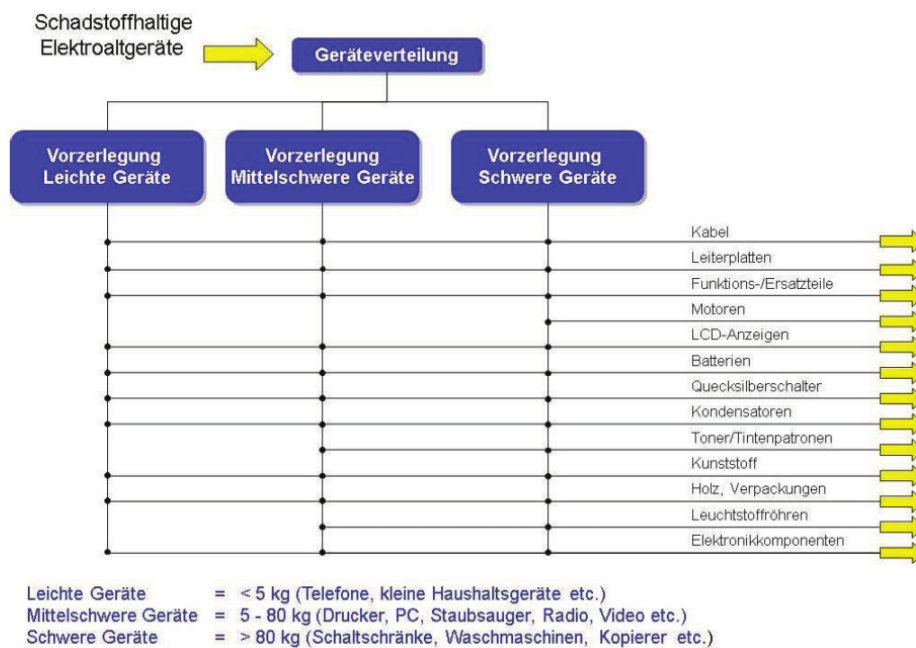


Abbildung 2-19: Bei der Vorzerlegung schadstoffhaltiger Elektroaltgeräte auszubauende Bauteile [VDM 2012]

Schadstofffreie Fraktionen aus der Vorzerlegung von Bildschirm- und schadstoffhaltigen Geräten werden anschließend analog zu den schadstofffreien Geräten einer maschinellen Zerlegung zugeführt. Das Schema ist in Abbildung 2-20 ersichtlich.

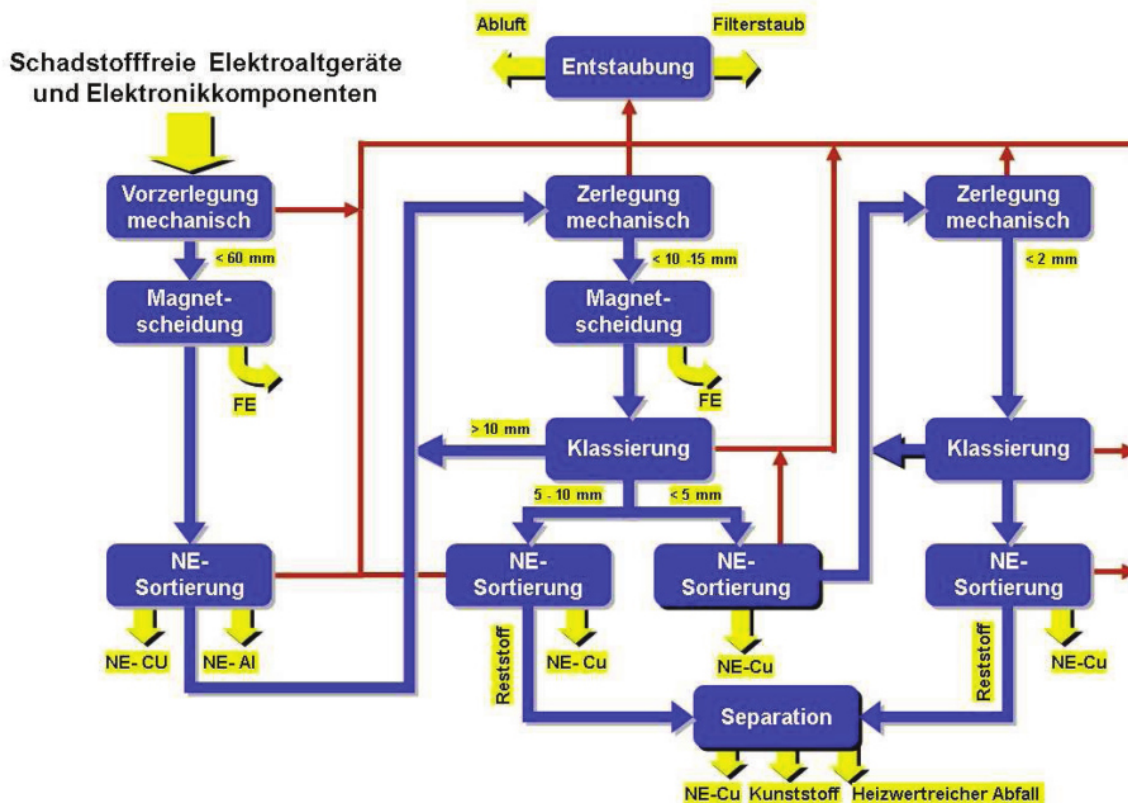


Abbildung 2-20: Fließschema der maschinellen Zerlegung der schadstofffreien Geräte und Fraktionen [VDM 2012]

Die Abfolge Aufschluss → Klassierung → Sortierung wird dabei mehrfach wiederholt, um auch feine Materialzusammenschlüsse zu trennen und somit möglichst sortenreine Konzentrate zu erhalten.

Durch Magnetscheidung werden Fe-Metalle separiert, die Anreicherung von Edelmetallen ist im Buntmetallkonzentrat vorgesehen. Ausreichende Aufschlüsse werden nach jeder Stufe abgetrennt, was den Zeit- und Energieaufwand möglichst gering hält und die erforderlichen Anlagengrößen der Folgeaggregate reduziert [VDM 2012]. Abschließend wird zusätzlich eine Separation der Reststoffe vorgenommen, um auch aus diesen drei Fraktionen zu erhalten: NE- und Kupferfraktion, Kunststoffe sowie heizwertreicher Abfall.

MA 3, Ziel: Annahme, Lagerung und Behandlung von Elektroaltgeräten

Auch in dieser Anlage sind nach derzeitigem Stand als BAT manuelle Verarbeitungsschritte vorgesehen (rote Markierungen in Abbildung 2-21). Als erster Schritt nach Annahme der EAG ist eine manuelle Vorsortierung (Eingangskontrolle) zwecks Aussortierung von Monitoren/ Fernsehgeräten sowie Kühlgeräten vorgesehen. Während die Fernsehgeräte und Monitore in einem separaten Anlagenteil intern weiterverarbeitet werden, werden die Kühlgeräte zur weiteren Aufbereitung einer externen Anlage zugeführt. Der Aufbau einer solchen Behandlungsanlage nach BAT ist in Musteranlage 4 ersichtlich.

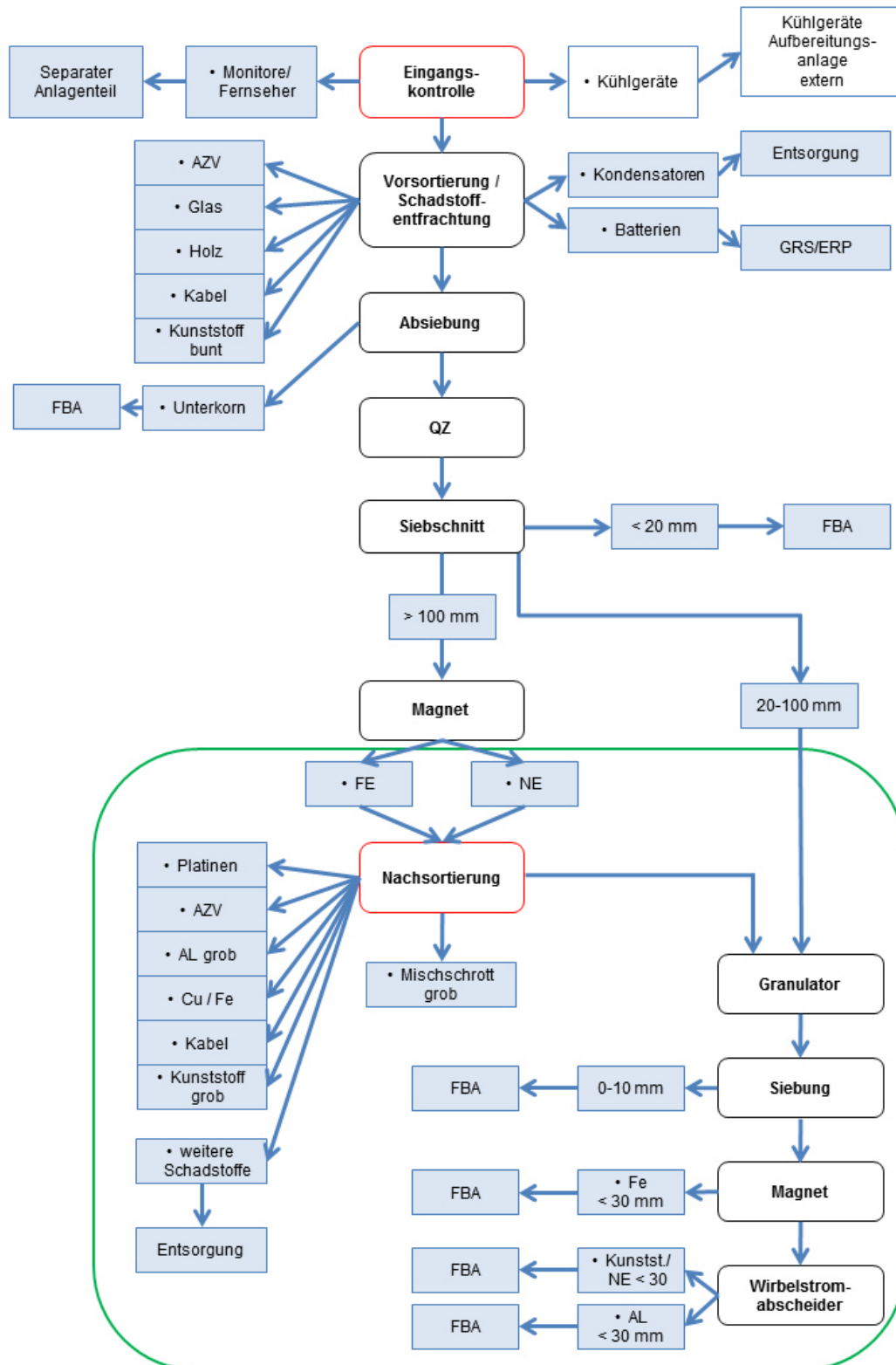


Abbildung 2-21: Fließschema der Musteranlage zur Demontage, Schadstoffentfrachtung, Trennung, Zerkleinerung und Materialsortierung. Der grün umrandete Bereich erfolgt separat für die Fe- bzw. NE-Fraktion (AZV = Abfälle zur Verwertung, ERP = European Recycling Platform, FBA = Folgebehandlungsanlage, GRS = Gemeinsames Rücknahmesystem, QZ=Querstromzerspaner) (verändert nach [VDM 2012])

Die Weiterverarbeitung sämtlicher weiterer Geräte erfolgt nach der im Fließschema ersichtlichen Vorgehensweise. Der zweite manuelle Arbeitsschritt ist die Nachsortierung großer Fe- und NE-Fractionen nach erfolgter Trennung mittels Magnetabscheidung.

MA 4, Ziel: Aufbereitung Materialien aus Kühlgeräten

Kühlgeräte bedürfen einer gesonderten Behandlung, da diese verschiedene Schadstoffe enthalten. Eine Entfrachtung von Öl, Ammoniak und FCKWs wird dabei vorgenommen (Abb. 2-22). Die FCKWs sind an zwei möglichen Positionen verortet, einerseits als Kühlmittel im Kühlkreislauf, andererseits in den teilweise mit FCKW aufgeschäumten Isolierungen [FHH 2011]. Nach der Absaugung der Schadstoffe erfolgt eine manuelle Entnahme der Kompressoren. Im Falle der FCKW enthaltenden Isolierungen werden die FCKWs im Zuge der Zerkleinerung der Isoliermaterialien zurückgewonnen.

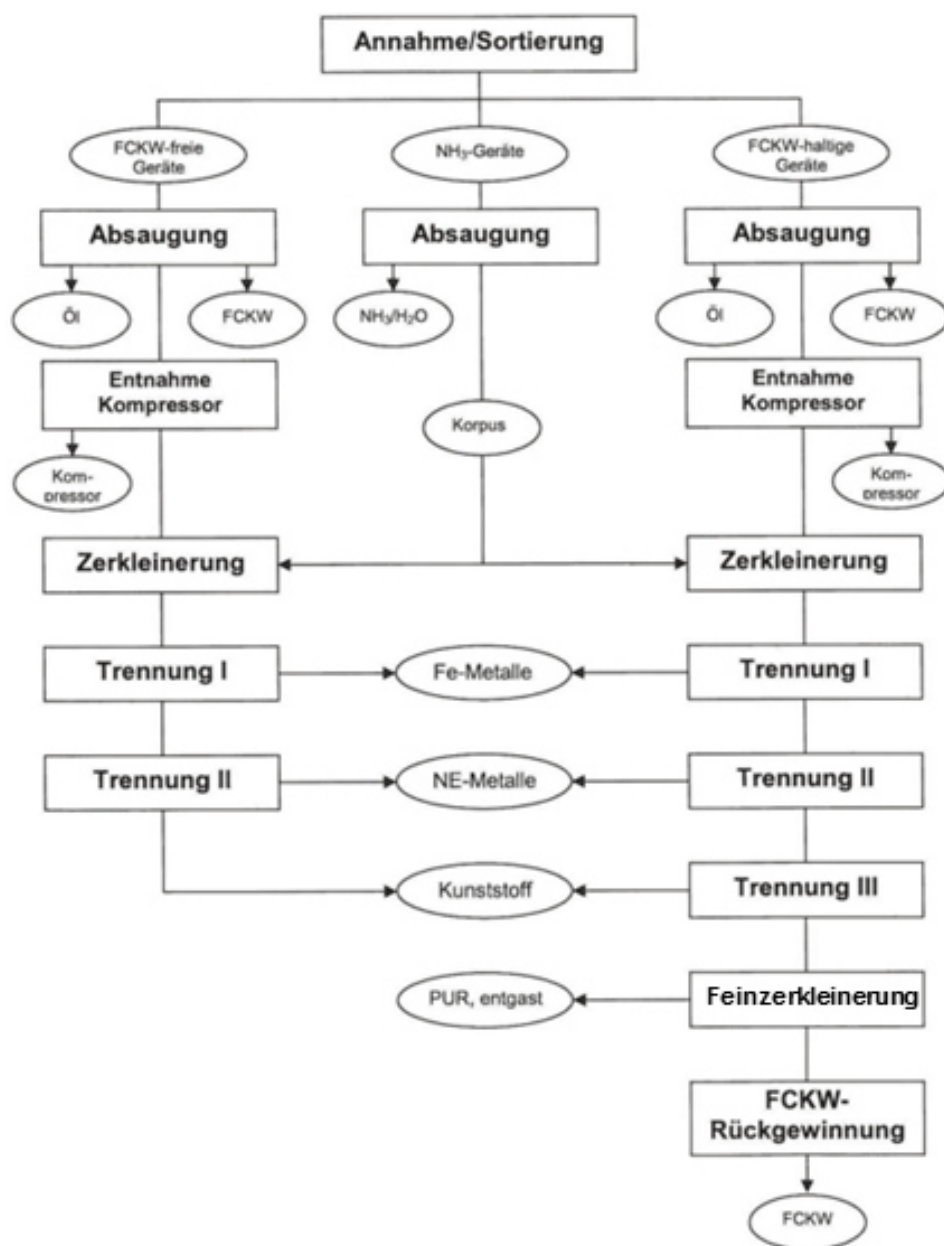


Abbildung 2-22: Fließschema der Musteranlage zur Aufbereitung von Kühlgeräten [VDM 2012]

2.3.1.3 Rückgewinnungsraten

Die Auswahl der ersten Schritte sowie die Tiefe der Aufbereitung bestimmen maßgeblich die zu erzielenden Rückgewinnungsraten [Chancerel et al. 2009]. Eine wichtige Aufgabe der Vorbehandlung ist das Einbringen der Materialien in die richtigen Rückgewinnungsrouten. Es haben sich fünf Haupt-Recyclingrouten etabliert: jeweils eine Route für Plastik, Eisenmetalle, Aluminium, Kupfer und für Edelmetalle. Die Edelmetallroute kann dabei die Rückgewinnung einiger Massenmetalle und Spezialmetalle beinhalten [Chancerel et al. 2011]. Die Datenlage für Technologiemetalle zeigt sich nach eingehender Recherche der vorhandenen Literatur als sehr mangelhaft. Da diese jedoch weitgehend in denselben Gerätekategorien verbaut sind wie Edelmetalle, werden die für Edelmetalle ermittelten Rückgewinnungsraten in der Vorbehandlung als im Idealfall auf die Technologiemetalle übertragbar eingestuft. In der Realität werden seltene Metalle wie Indium, Gallium, Tantal oder SEM durch Fehlen einer gezielten Aufbereitung meist nicht in den Kreislauf zurückgeführt [Böni et al. 2015].

Edelmetalle finden sich in elektr(on)ischen Geräten zum größten Teil auf den beinhalteten Platinen. Diese gelangen je nach Vorbehandlung entweder als komplette Einheiten (manuelle Vorbehandlung) oder als geschredderte Ware in die weiterführende Aufbereitung [Chancerel et al. 2011]. Eine Übersicht über die Rückgewinnungsraten der Edelmetalle Silber, Gold und Palladium ist in [Chancerel et al. 2011] verfügbar. Dabei werden verschiedene Verfahrenswege verglichen (Tab. 2-27). Durch manuelle Demontage kann demnach eine hohe Rückgewinnungsrate der Edelmetalle von über 90 % erreicht werden, bei höherem maschinellen Anteil an der Vorbehandlung wurden deutlich niedrigere Werte ermittelt. Insgesamt werden mit den beschriebenen Verfahren relativ geringe Rückgewinnungsraten erreicht, es besteht demnach weiterhin großes Verbesserungspotenzial. Neben den verwendeten Verfahren hängt die Rückgewinnungsrate auch mit der Homogenität der zugeführten Input-Stoffströme ab.

Tabelle 2-27: Rückgewinnungsraten von Edelmetallen für relevante Stoffströme in Abhängigkeit von unterschiedlichen Vorbehandlungen [Chancerel et al. 2011]

Reference	Process description	Input	Silver	Gold	Palladium
Meskers et al. 2009	Manual dismantling (step one)	1.4 tonne of PC	49%	80%	66%
Meskers et al. 2009	Manual dismantling (steps one and two)	1.4 tonne of PC	92%	97%	99%
Meskers et al. 2009	Manual depollution and smashing and hand picking, hammer mill and automating sorting automatic sorting	1.4 tonne of PC	75%	70%	41%
Chancerel et al. 2009	Manual depollution and shredding and automatic sorting	27 tonnes of IT and consumer equipment	11%	26%	26%
Chancerel and Rotter 2008	Manual dismantling	176 kg of IT and consumer equipment	-	≈ 90%	-
Van Schaik and Reuter 2009	Shredding and sorting	Not indicated	-	≈ 15%	-

Eine genauere Unterteilung der Vorbehandlungsverfahren gibt [Bolland 2009] in Anlehnung an die VDI Richtlinie 2343 [VDI 2012]. Dabei werden vier Kategorien unterschieden: keine Vorbehandlung, rein manuelle Vorbehandlung sowie zwei mechanische Vorbehandlungs-

kategorien. Die Kategorie „keine Vorbehandlung“ ist kleinen Elektro(nik)geräten vorbehalten und bedeutet, dass die Geräte nach Entnahme der Batterien ohne weitere Zerkleinerung in Aufbereitungsverfahren zur Edelmetallgewinnung gegeben werden. „Mechanisch I“ umfasst die Vorbehandlung nach Anhang II der WEEE-Richtlinie (damals in der Fassung von 2003, [Europäisches Parlament 2003]) (Schadstoffentfrachtung) sowie eine anschließende mechanische Behandlung. „Mechanisch II“ umfasst ebenfalls die Vorbehandlung nach Anhang II der WEEE-Richtlinie (Schadstoffentfrachtung) jedoch in Verbindung mit manuell-mechanischer Behandlung, wobei ausgewählte Gerätetypen rein manuell behandelt werden. Die folgende Tabelle (Tab. 2-28) zeigt die Anteile der vier Vorbehandlungsverfahren bei der Behandlung verschiedener EAG-Gerätetypen.

Tabelle 2-28: Anteile der Vorbehandlungsverfahren an der Behandlung verschiedener EAG-Gerätetypen sowie Rückgewinnungsraten der enthaltenen Goldanteile in Deutschland [Chancerel et al. 2011]

Pre-processing type	Distribution of the sWEEE over the technologies				Recovery rate achieved by the technologies			Total recovery rate of pre-processing ^b
	No PP	Manual	Mech. 1	Mech. 2	Manual	Mech. 1	Mech. 2	
Mobile telephone	40%	10%		50%	90%	24%		61% ± 6%
Desktop personal computer		24%		76%	90%		50%	60% ± 6%
CRT monitor		24%		76%	60% ^a		60% ^a	60% ± 6%
Larger high-grade equipment		24%		76%	90%		24%	40% ± 4%
Smaller high-grade equipment		24%		76%	90%		24%	40% ± 4%
Low-grade equipment		26%	25%	49%	50%	15%	24%	29% ± 3%

^aIncluding mechanical pre-processing of the separated printed circuit boards.

^bThe uncertainty is quantified as standard deviation of the result.

PP, pre-processing; Mech., mechanical.

Die vorherrschenden Vorbehandlungsverfahren sind „Manuell“ und „Mechanisch II“, welches ebenfalls einen Anteil manueller Demontage beinhaltet. Rein mechanische Vorbehandlung („Mechanisch I“) wird lediglich bei „low-grade“-Geräten angewandt und weist einen sehr hohen Verlustgrad an Gold auf. Allgemein kann Schreddern als Verlustursache für Spurenmetalle betrachtet werden, da diese dabei in Fraktionen wie Kunststoff oder Eisenschrott verteilt und einer Gewinnung entzogen werden. Verschiedene Edelmetalle erfahren durch die mechanische Behandlung unterschiedliche Verluste. Gold kommt beispielsweise gegenüber Silber vermehrt als Überzug (Plattierung), in Form kleiner Kontakte, in keramischen ICs (Integrierte Schaltkreise) oder zwischen den Schichten der Platinen zum Einsatz. Dadurch kann es bei mechanischer Zerkleinerung vermehrt als Staub anfallen, was zu erhöhten Verlusten führt. Palladium ist von diesen Mechanismen noch stärker betroffen, da es verstärkt als Bestandteil keramischer Materialien (z.B. in Kondensatoren) vorkommt, die bei der Behandlung schnell zerbrechen oder an anderen Fraktionen anhaften [Meskers, Hagelücken 2009].

„Keine Vorbehandlung“ wird nach der Auflistung in [Huisman 2004] lediglich im Fall der Mobiltelefone angewendet, für die sich die direkte Eingabe (nach Batterieentnahme) in pyrometallurgische Prozesse zwecks Rückgewinnung der NE-Metalle als ökologisch und ökonomisch vorteilhaft erwiesen hat [Huisman 2004]. Verluste, die bei komplexen

Materialmischungen (d.h. bei steigender Anzahl verschiedener Materialien und steigendem Grad der kleinräumigen Materialverbindung) verstärkt auftreten, werden somit vermieden [Hagelüken 2006]. Die Methode ist auf weitere kleine High-Tech-Geräte (wie Digitalkameras, MP3-Player usw.) übertragbar [Chancerel et al. 2011]. Leiterplatten sollten ebenfalls keiner weiteren mechanischen Behandlung (Zerkleinern und Sortieren) unterzogen, sondern direkt in die pyrometallurgische Aufbereitung gegeben werden [Hagelüken 2006]. Die Rückgewinnungsraten verschiedener Metalle erreichen im Kupferprozess (siehe Tab. 2-29) sehr gute Werte. Durch die enthaltenen Kunststoffanteile, die zudem teilweise Flammschutzmittel enthalten, kommt es bei dieser Behandlung verstärkt zur Bildung von Schadstoffemissionen.

Tabelle 2-29: Rückgewinnungsraten verschiedener Metalle im Kupferprozess [Huisman 2004]

		1985	2002	2005
	Input	Recovery Rate	Recovery Rate	Recovery Rate
recovery as saleable product, but excluding slag content				
Pb*	100%	80%	10%	>50%
Sn*	100%	>50%	5%	>50%
Ni*	100%	80%	80%	>80%
Ag*	100%	>99%	>99%	>99%
Au*	100%	>99%	>99%	>99%
Zn*	100%	>80%	>80%	>80%
Cu*	100%	>99%	>99%	>99%
Sb*	100%	70%	50%	80%
Bi*	100%	20%	25%	80%
Pd*	100%	>99%	>99%	>99%
recovery as saleable product , including slag				
Fe	100%	>98%	>98%	>98%
Al	100%	>98%	>98%	>98%
SiO ₂	100%	>98%	>98%	>98%
MgO	100%	>98%	>98%	>98%

Rückgewinnung von SEM

Das Seltenerdmetall Neodym kommt hauptsächlich in Magneten zur Anwendung. Die metallurgische Rückgewinnung von Neodym aus der magnetischen Metallfraktion ist bei derzeitigem Stand der Technik nicht wirtschaftlich [Lysgaard Bristøl 2012]. Dennoch kann durch das Abscheiden des Neodyms langfristig gesehen ein gesamtwirtschaftlicher Nachteil verhindert werden, der durch die zunehmende Anreicherung des Neodyms im Stahlkreislauf und damit die Qualitätsminderung des Stahls entstehen kann.

In Röhrenmonitoren und -fernsehgeräten wurden verschiedene SEM als Beschichtung verwendet. Eine anteilig hohe Verwendung fanden dabei die Elemente Yttrium und Europium (neben z.B. auch Indium, Cer und Neodym). Die Wirtschaftlichkeit der Rückgewinnung von Yttrium und Europium aus Röhrenbildschirmen mittels Laugung wurde bereits im Labormaßstab nachgewiesen [Resende, Morais 2010].

Beispiel Indium aus Flachbildschirmen

In [Böni et al. 2015] ist ein Vergleich der Rückgewinnung kritischer Metalle mittels manueller Demontage sowie mittels mechanischer Vorbehandlung am Beispiel Indium gegeben. Dieses findet hauptsächlich Verwendung in Displays (Fernseher, Computer-/Laptopmonitore) sowie Leiterplatten. Die Gewinnung von Indium erfolgt in dem in [Böni et al. 2015] beschriebenen Versuch durch identische Zwischen- und Endbehandlung von Fraktionen aus einerseits manueller und andererseits mechanischer Vorbehandlung von Flachbildschirmen. Bei mechanischer Vorbehandlung erfolgt eine maschinelle Zerkleinerung mit anschließender Siebseparation in fünf Größenklassen sowie einer Magnetabscheidung. Neben den Siebfraktionen fallen als weitere Fraktionen Rückstände aus der Prozessabluft aus zwei Zyklonstufen sowie einem Aktivkohlefilter an. Die Indiumgehalte der Fraktionen unterscheiden sich zwar, es sind jedoch in nahezu allen Fraktionen Anteile des Metalls enthalten (Abb. 2-23). Laut Aussage des Anlagenbetreibers der in dem dargestellten Versuch verwendeten Vorbehandlungsanlage würden theoretisch im Anschluss die Fraktionen aus den Ausgängen 4–6 zur Gewinnung des Indiums genutzt. Unter dieser Voraussetzung würden demnach lediglich 27 % des Indiums zur weiteren Behandlung gelangen.

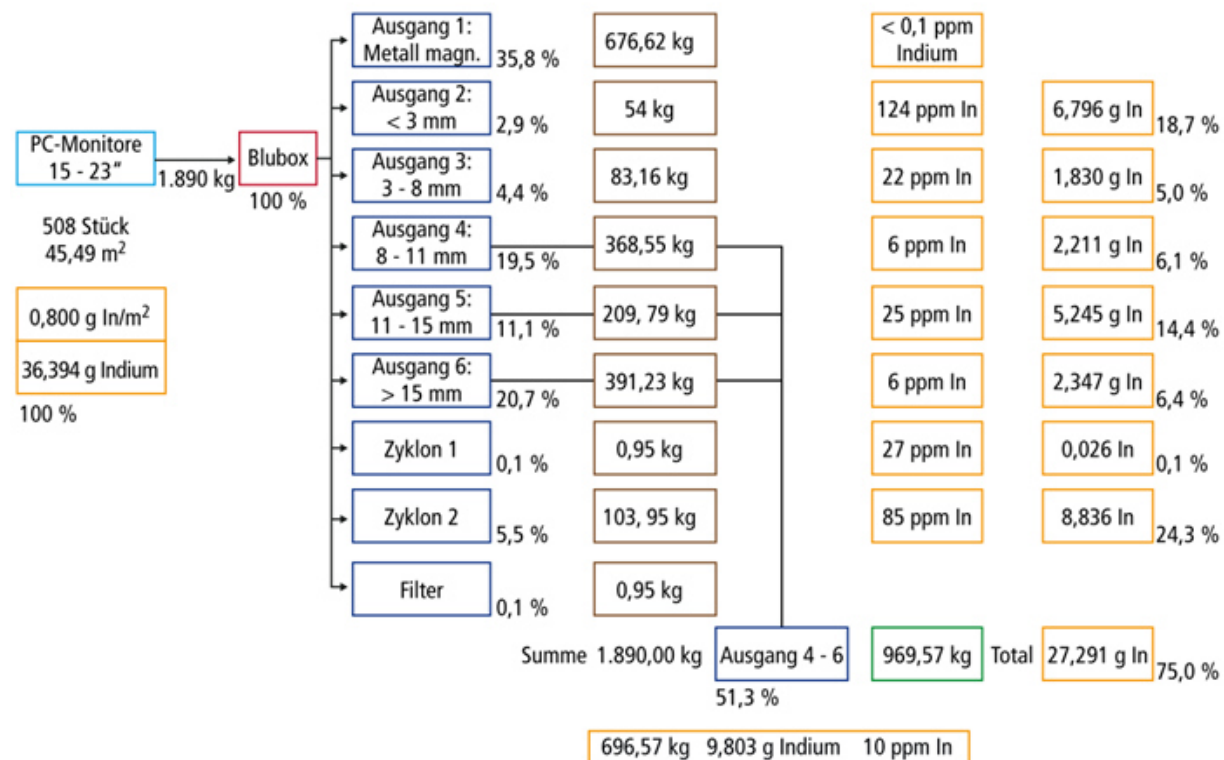


Abbildung 2-23: Fraktionen und deren Indiumgehalte bei der mechanischen Vorbehandlung von Flachbildschirmen [Böni et al. 2015]

Die mechanische Vorbehandlung führt lediglich zu einer Zerkleinerung, bietet jedoch bis auf die Fraktion aus dem Magnetabscheider keine Trennung spezifischer Materialien. Die manuelle Zerlegung hingegen klassiert die Materialien deutlich (siehe Abb. 2-24) und führt

somit zu einer ersten Konzentration der Zielmaterialien. Dadurch gelangt eine insgesamt größere Menge des ursprünglich enthaltenen Indiums in die weitere Behandlung, die noch dazu in einer geringeren Masse an Begleitmaterial vorliegt. Da die Rückgewinnung unter Einsatz von Säure erfolgt, wird somit auch die spezifisch benötigte Säuremenge reduziert. Die Gesamteffizienz der Behandlung bis zum zurückgewonnenen, vermarktungsfähigen Indium weist insgesamt durch manuelle Vorbehandlung circa achtmal höhere Werte im Vergleich zur mechanischen Vorbehandlung auf (siehe Tab. 2-30).

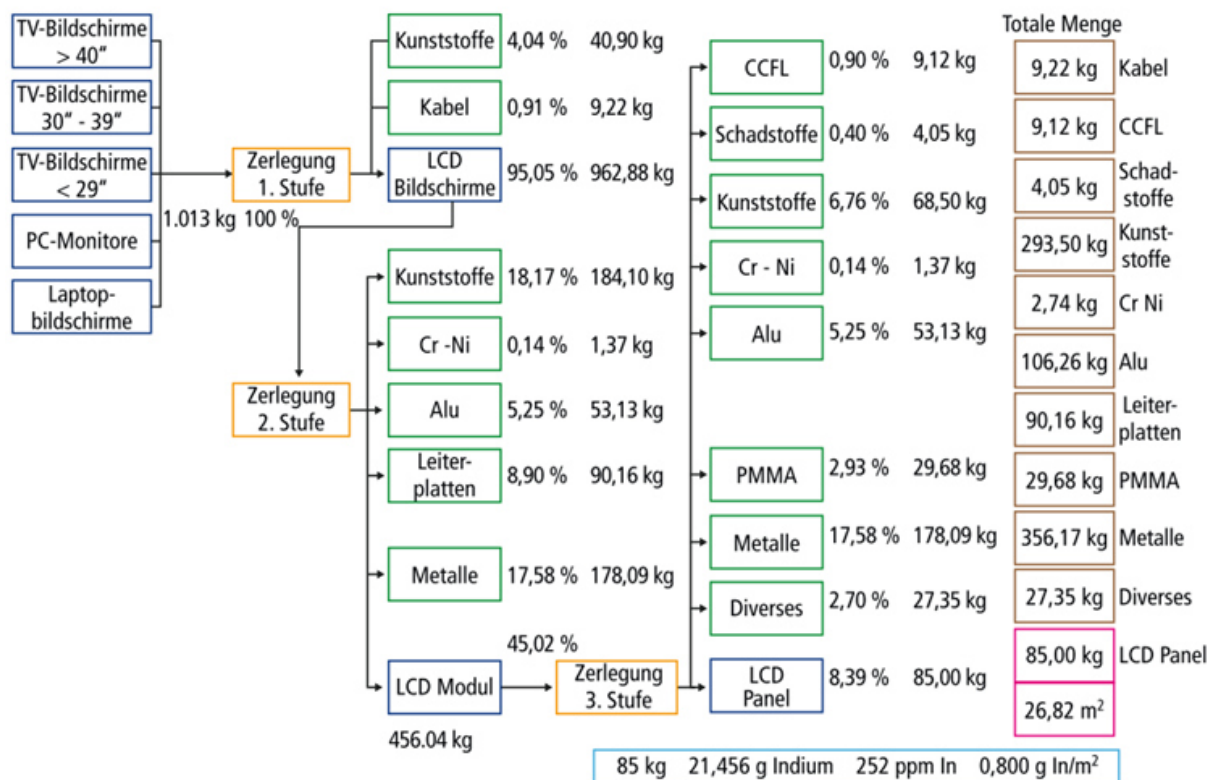


Abbildung 2-24: Fraktionen und jeweilige Anteile am Gesamtgeräteinput bei der manuellen Vorzerlegung [Böni et al. 2015]

Tabelle 2-30: Gesamteffizienz der Prozessketten zur Rückgewinnung von Indium aus Flachbildschirmen bei manueller und mechanischer Vorbehandlung [Böni et al. 2015]

	manuell	mechanisch	Bemerkung
Vorbehandlung			
Ausgangsmenge	1.013 kg	1.114 kg	
Indium in Ausgangsmenge	21,45 g	21,45 g	
Masse indiumhaltige Fraktion	85 kg (8,39 %)	571,5 kg (51,3 %)	Gewicht LCD Panels (manuelle Demontage) resp. Mischung Fraktionen 4 bis 6 (mechanische Vorbehandlung)
Indium Menge	21,46 g	5,78 g	nach der manuellen Demontage, resp. Der mechanischen Vorbehandlung
Indium Massenanteil	252 ppm	10 ppm	
Zwischen- und Endbehandlung			
Angereicherte Fraktion	63,7 kg	261,9 kg	Trenntechnik/Hammermühle/Siebung
Indiummenge	19,72 g	2,47 g	nach mechanischer Zwischenbehandlung
Indium Massenanteil	309 ppm	9 ppm	nach mechanischer Zwischenbehandlung
Bedarf H ₂ SO ₄ in schwefelsaurer Laugung	318,75 l	1.309 l	flüssig/fest = 5/1
Zurückgewonnene Indiummenge	15,97 g	2,00 g	
Gesamteffizienz	74 %	9 %	Anteil zurückgewonnenen Indiums

2.3.1.4 Optimierung der manuellen Demontageprozesse

Neben den Unterschieden zwischen manueller und mechanischer Vorbehandlung können auch zwischen unterschiedlich designten manuellen Vorbehandlungsprozessen erhebliche Unterschiede bestehen. Eine Optimierung der manuellen Demontage wurde von [Spitzbart et al. 2008] durch Simulation verschiedener Szenarien unternommen. Die Beurteilung der Szenarien basierte dabei auf drei Betrachtungsebenen mit verschiedenen Kriterien. Neben Effizienz- und Qualitätskriterien wurden auch die Betreuungsqualität der Mitarbeiter und Transplacement betrachtet. Diese Kriterien spielten eine besondere Rolle, da das beste Szenario anschließend im Demontage- und Recyclingzentrum Wien in die Praxis umgesetzt werden sollte, in dem neben der Demontage die Rückführung von Langzeitarbeitslosen und Notstandsbeziehern in das Berufsleben erzielt wird. Kriterien und Gewichtung wurden folgendermaßen gesetzt (Tab. 2-31):

Tabelle 2-31: Bewertungskriterien der simulierten Demontageszenarien und deren Gewichtung [Spitzbart et al. 2008]

Betrachtungsebene	Herangezogene Beurteilungskriterien	Gewichtung
Effizienz	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Durchsatzmenge (Masse an demontierten Fraktionen) ▶ Materialerlös pro Mitarbeiter ▶ Demontagekosten 	50 %
Qualität	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Qualität der Schadstoffentfrachtung ▶ Qualität in der Wertstofffraktionierung 	20 %
Betreuungsqualität und Transplacement	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Differenzierungsgrad an unterschiedlichen Demontagetätigkeiten/Aufstiegsmöglichkeiten ▶ Flexibilität hinsichtlich der Möglichkeit, einzelne Arbeiter für die Betreuung abzuziehen ▶ Arbeitsplatzsicherheit 	30 %

Die Szenarien unterschieden sich bei nahezu identischer Arbeitsplatzzahl (15 oder 16 Arbeitsplätze) durch folgende Parameter:

- ▶ Vorhandensein/Nichtvorhandensein einer Vorselektion
- ▶ zentrale/dezentrale Geräteanlieferung
- ▶ separate Plätze zur Schadstoffentfrachtung vorhanden/nicht vorhanden
- ▶ zentrale/dezentrale Sortierung der Fraktionen.

Die zu trennenden acht Fraktionen waren jeweils identisch:

- | | |
|----------------------|------------------------------|
| ▶ gefährliche Stoffe | ▶ nicht gefährliche Fraktion |
| ▶ Eisenschrott | ▶ Kunststoffe |
| ▶ Cu-PVC-Kabel | ▶ kleine Elektromotoren |
| ▶ Aluminium | ▶ Platinen. |

Die Punktevergabe für die Beurteilungskriterien der Effizienz erfolgte nach Rangfolge - das schlechteste der insgesamt 13 Szenarien erhielt dabei einen Punkt, das beste 13 Punkte. Nach Auswertung der Effizienzkriterien lag dasjenige Szenario vorn, welches folgende Eigenschaften aufwies:

- ▶ Vorselektion
- ▶ Aussortieren von Geräten zur Wiederverwendung
- ▶ Sortieren in vier Gerätekategorien vor der Demontage:
 - PCs/Geräte der Informations- und Kommunikationstechnologie (IKT)
 - Staubsauger
 - Drucker, Faxgeräte, Schreibmaschinen, Kopierer
 - sonstige Geräte
- ▶ dezentrale Anlieferung (kein Fließband)
- ▶ Spezialisierung der Mitarbeiter auf eine der Gerätekategorien (schnelle Einlernzeit)
- ▶ Demontageplätze für die jeweilige Kategorie optimiert (Werkzeuge, Ausstattung), 5 x „PC“, 1 x „Staubsauger“, 3 x „Drucker“, 5 x „Sonstige“
- ▶ dezentrale Sortierung, jeder Arbeitsplatz verfügt über einen Satz Gitterboxen für die Sammlung der erwähnten acht Fraktionen.

Dieses Szenario erreichte die geringsten Gesamtkosten und erzielte den höchsten Erlös pro Mitarbeiter. Hinsichtlich der Masse der demontierten Fraktionen war das Szenario auf Platz drei.

Die Beurteilung der Qualität basierte auf den Kriterien „Qualität der Schadstoffentfrachtung“ und „Qualität der Wertstoff-Fraktionierung“, also der Wertstoff-reinheit. Dabei wurden die folgenden Punkte beurteilt:

- ▶ Vorselektion (vorhanden/nicht vorhanden)
- ▶ Schadstoffentfrachtung (auf separaten Arbeitsplätzen/am Demontageplatz)
- ▶ Kontrolle der Outputfraktionen auf Schadstofffehlwürfe (nicht vorhanden/stichprobenartig/kontinuierlich)
- ▶ Sortierung der Outputfraktionen (bei Demontage/an separaten Arbeitsplätzen)
- ▶ Diversität der Geräte, die ein Mitarbeiter bearbeitet (alle Geräte/eine vorselektierte Gerätegruppe)

Bei der Auswertung erreichte das Szenario, welches zuvor die höchste Effizienz aufwies, lediglich den siebten von zehn Rängen. Den ersten Platz hinsichtlich der Qualität teilten sich vier Szenarien. Diese hatten allesamt das Vorhandensein separater Sortierstationen gemein. Die für die Demontage zuständigen Arbeiter sollten demnach die demontierten Einzelteile auf ein zentrales Förderband ablegen, die Sortierung sollte anschließend durch dafür vorgesehene Arbeiter erfolgen.

Die übrigen Bewertungskriterien bezüglich Betreuungsqualität und Transplacement werden hier nicht weiter ausgeführt, da sie für das vorliegende Projekt keine erhöhte Relevanz aufweisen. Sie können jedoch eine gute Grundlage für auf diesem Vorhaben aufbauende Untersuchungen für Demontagefabriken sein. In der Gesamtauswertung erwies sich ebenfalls das schon auf der Betrachtungsebene „Effizienz“ als Sieger ermittelte Szenario als erstplatziert.

Die Sammlung von Elektro(nik)geräten erfolgt in Deutschland momentan sortiert nach fünf Sammelgruppen (siehe Kapitel 2.1.2.1). Dabei wird eher nach Funktion der Geräte sortiert als nach chemischen oder physikalischen Eigenschaften [Chancerel et al. 2011], wie es für eine optimierte Metallrückgewinnung sinnvoll wäre. Eine Sammlung in Gruppen, die sich an den Bedürfnissen der anschließenden Behandlung orientiert, erscheint hinsichtlich der als qualitätssteigernd erachteten Vorselektion sinnvoll und spart Arbeit und damit auch Kosten bei der Demontage ein.

2.3.1.5 Ökonomische Aspekte der Demontage

Ökonomischer Vergleich manueller und maschineller Vorbehandlung

Allgemein ist die Ökonomie der Demontage im Wesentlichen von der Demontagetiefe abhängig. Tiefere Demontage führt immer zu hochwertigeren Stoffströmen, da diese hochselektiv ist und sehr geringe Verluste verursacht. Inwieweit die Demontage lohnenswert ist, wird aufgrund enormer Lohnunterschiede stark vom Ort der Durchführung abhängen [Meskers, Hagelücken 2009].

Ein ökonomischer Vergleich manueller Demontage und mechanischer Vorbehandlung (Vorzerkleinerung, Magnetabscheidung und anschließende Siebklassierung) ist in [Böni et al. 2015] am Beispiel von Flachbildschirmen gegeben. Dieser basiert auf einigen

zuvor getroffenen Annahmen. Für konventionelle Recyclingbetriebe, in denen die mechanische Vorbehandlung stattfindet, wurden Kosten in Höhe von 40 €/h und eine Zerlegeleistung von 61 kg/h angenommen. Somit ergeben sich für die Zerlegung von Flachbildschirmen, unter Berücksichtigung der Einnahmen durch Verkauf der erzeugten Fraktionen, Nettokosten in Höhe von 207 €/Mg (siehe Tab. 2-32). Der spezifische Preis für die maschinelle Vorbehandlung wurde hingegen mit 200 €/Mg veranschlagt (Tab. 2-34), wobei die Erlöse aus den nicht zur Indiumrückgewinnung verwendeten Fraktionen bereits berücksichtigt wurden. Diese Schätzung ist im realistischen Bereich angesiedelt, da die Aufbereitung mit einer Zerkleinerungsstufe und anschließender Magnetabscheidung sowie einer Siebung einerseits eine eher geringe Tiefe aufweist („Blubox“, Abb. 2-22), andererseits eine hochentwickelte Technik zur Absaugung der Quecksilberanteile nötig ist. Laut [Böni et al. 2015] ist diese Schätzung aufgrund der Marktsituation zum Zeitpunkt der Veröffentlichung als eher niedrig anzusehen, die Preise für die mechanische Behandlung wären demnach bei Marktveränderungen tendenziell noch höher.

Aus der manuellen Vorbehandlung resultiert eine stark aufkonzentrierte indiumhaltige Fraktion, die einen Gewichtsanteil von 8,39 % der Ausgangsmasse der Flachbildschirme umfasst und 100 % des in den Prozess gelangten Indiums enthält. Da aus der mechanischen Vorbehandlung die Fraktionen der Ausgänge vier bis sechs (siehe Abb. 2-22) weitergehend aufbereitet werden, gelangt mehr als die Hälfte der ursprünglichen Input-Masse der Bildschirme in die Zwischen- und Endbehandlung (siehe Tab. 2-33), was anschließend einen erheblich höheren Zeit- und Kostenaufwand nach sich zieht. Die Verfahren der Zwischen- und Endbehandlung sind für die Stoffströme aus manueller und mechanischer Vorbehandlung identisch. Die Zwischenbehandlung umfasst eine weitere Zerkleinerung und Klassierung bzw. Sortierung. Bei der Endbehandlung wird schließlich das Indium durch Säureangriff mittels Schwefelsäure in Lösung gebracht. Die insgesamt zurückgewonnen Anteile des in den Bildschirmen ursprünglich enthaltenen Indiums betragen 74 % im Falle der manuellen und 9 % im Falle der mechanischen Vorbehandlung (siehe Tab. 2-32).

Tabelle 2-32: Zerlegekosten und Materialerlöse bei der Demontage von Flachbildschirmen
 [Böni et al. 2015]

	Gewicht [kg]	Ertrag [€/kg]	Recycler [€/Mg Flachbildschirm]	Bemerkungen
Zerlegekosten			656,60	
Materialerlöse			-449,49	
▶ Kabel	9,22	-1,04	-9,86	
▶ CCFL	9,12	0,16	1,50	Leuchtmittelrecycling
▶ Schadstoffe	4,05	0,16	0,67	
▶ Kunststoffe	293,50	-0,10	-30,30	
▶ Cr-Ni	2,74	-0,68	-1,91	
▶ Alu	106,25	-0,68	-74,34	
▶ Leiterplatten	90,16	-2,40	-222,61	
▶ PMMA	29,68	-0,55	-16,79	
▶ Metalle	356,17	-0,30	-109,93	
▶ LCD Panel	85,00	0,16	13,99	Verbrennung MVA
Summe	986		207	

Die Kosten der weitergehenden Behandlung (Zwischen- und Endbehandlung) belaufen sich nach Abzug der Erträge auf 7,75 €/Mg Ausgangsmaterial bei manueller Vorbehandlung, bei maschineller Behandlung hingegen auf 198,52 €/Mg (Details siehe Tab. 2-34). Damit ist erwiesen, dass die manuelle Vorbehandlung (Demontage), sowohl hinsichtlich der Effizienz der Rückgewinnung wertvoller Rohstoffe als auch hinsichtlich der aufzuwendenden Kosten, der maschinellen Vorbehandlung (Zerkleinerung) deutlich überlegen sein kann.

Tabelle 2-33: Gesamteffizienz der Indiumgewinnung aus Flachbildschirmen bei manueller und maschineller Vorbehandlung [Böni et al. 2015]

	manuell	mechanisch	Bemerkung
Vorbehandlung			
• Ausgangsmenge	1.013 kg	1.114 kg	
• Indium in Ausgangsmenge	21,45 g	21,45 g	
• Masse indiumhaltige Fraktion	85 kg (8,39 %)	571,5 kg (51,3 %)	Gewicht LCD Panels (manuelle Demontage) resp. Mischung Fraktionen 4 bis 6 (mechanische Verarbeitung)
• Indium Menge	21,46 g	5,78 g	Nach der manuellen Demontage, resp. der mechanischen Vorbehandlung
• Indium Massenanteil	252 ppm	10 ppm	
Zwischen- und Endbehandlung¹			
• Angereicherte Fraktion	63,7 kg	261,9 kg	Trenntechnik/Hammermühle/Siebung
• Indiummenge	19,72 g	2,47 g	nach mechanischer Zwischenbehandlung
• Indium Massenanteil	309 ppm	9 ppm	nach mechanischer Zwischenbehandlung
• Bedarf H ₂ SO ₄ in schwefelsaurer Laugung	318,75 l	1.309 l	flüssig/fest = 5/1
• Zurückgewonnene Indiummenge	15,97 g	2,00 g	
Gesamteffizienz	74 %	9 %	Anteil zurückgewonnenes Indium

Tabelle 2-34: Gesamtkosten der Indiumgewinnung aus Flachbildschirmen bei manueller und maschineller Vorbehandlung [Böni et al. 2015]

	Kosten	Manuelle Demontage	Mechanische Vorbe- handlung	Annahmen
	EUR/t			
(1) Vorbehandlung		207	200	
(2) Zwischenbehandlung		1,68	47,31	
(3) Endbehandlung		11,75	151,96	
(4) Ertrag Indium	600 Euro/kg	-5,68	-0,75	Annahme: 60 % des Indiums wird vergütet
Indiumrückgewin- nung (2)+(3)+(4)		7,75	198,52	
Summe (1-4) gerundet	pro t Bildschirme	215	399	
	pro t Panel/pro t Fraktion 4-6, exkl. (1)	102	347	8,4 %/ 58,6 % vom Eingangsgewicht
	pro kg Indium, exkl. (1)	547	110.760	15,77 g In/2,00 g In zurückgewonnen
	pro LCD TV, exkl. (1)	0,19	38	0,40 m ² 0,320 g In
	pro PC Monitor, exkl. (1)	0,06	12	0,13 m ² 0,104 g In
	pro Laptop, exkl. (1)	0,04	8	0,08 m ² 0,064 g In

Zeitaufwand und Kosten der manuellen Freilegung verschiedener Komponenten

In [Böni et al. 2015] wurde die Rückgewinnung von Neodym untersucht. Dieses zählt zu den SEM und ist eines der kritischsten Metalle Baden-Württembergs [Kroop et al. 2014]. Auch bei der Gewinnung von Neodym ist die manuelle Demontage von zentraler Bedeutung. 82 % des in Elektro(nik)geräten befindlichen Neodyms wird in Magneten verwendet und liegt daher in einer breiten Palette von Produkten (in Laufwerken, Elektromotoren oder Lautsprechern) vor, die restlichen 18 % sind in Leiterplatten verbaut [Böni et al. 2015]. In [Böni et al. 2015] wird die manuelle Demontage mit dem Ziel der Neodym-Rückgewinnung dargestellt, wobei der Schwerpunkt auf die Rückgewinnung der Magnete gelegt wurde. Für die Berechnung der Zerlegekosten wurde wiederum ein Stundensatz in Höhe von 40 € angenommen. Der Erlös für die Neodym-Magnete wurde in Anlehnung an [Sprecher et al. 2014] auf 12 €/kg angesetzt. Tabelle 2-35 zeigt die Übersicht der errechneten Ergebnisse.

Tabelle 2-35: Zeitaufwand, Zerlegekosten, Masse und Erlös der Neodymmagneten aus verschiedenen Geräten. (¹ = Zeit für den Ausbau der Festplattenlaufwerke und optischen Laufwerke aus den ursprünglichen Geräten nicht eingerechnet) [Böni et al. 2015]

	Zeitaufwand Freilegung ¹	Zerlegekosten	M ₀ Magneten pro Gerät	Erlös pro Magnet	Verhältnis Erlös/Zerlegekosten
	min	EUR	g	EUR	
Festplattenlaufwerk, Desktop-PC	10,9	7,3	12,0	0,12	1:59
Festplattenlaufwerk, Laptop	12,3	8,2	5,0	0,06	1:137
optisches Laufwerk, Desktop-PC	10,3	6,9	6,6	0,08	1:87
optisches Laufwerk, Laptop	5,8	3,6	1,5	0,02	1:211
Passivlautsprecherboxen	13,6	9,1	2,7	0,03	1:278
Aktivlautsprecherboxen	15,5	10,3	1,5	0,02	1:578
On-Ear Kopfhörer	11,4	7,6	5,8	0,07	1:109
In-Ear Kopfhörer	8,6	5,8	0,6	0,01	1:867
Lautsprecher, Laptop	4,4	2,9	3,7	0,04	1:65
Lautsprecher, Handy	9,7	6,4	0,5	0,01	1:1141
Lautsprecher Smartphone	16,1	10,7	0,4	0,00	1:2187
Vibrationsalarm, Handy	8,8	5,8	0,2	0,00	1:3200
Vibrationsalarm, Smartphone	14,0	9,4	0,1	0,00	1:6771

Anhand der Verhältnisse von Erlös zu Zerlegekosten ist deutlich ersichtlich, dass das Kosten-Nutzen-Verhältnis in hohem Maße von der Komplexität (und damit dem Zeitaufwand) der Demontage, sowie der in einem Gerät enthaltenen Masse des Zielmaterials abhängt. Im Fall des Neodyms wäre die manuelle Demontage bis zum Erhalt des reinen Neodymmagneten aus kleinen EAG in keinem der untersuchten Fälle lohnenswert. Was dabei nicht außer Acht gelassen werden darf ist, dass die Zerlegung in der Praxis nicht auf ein einzelnes Zielmaterial ausgelegt wird. Unter Berücksichtigung der Erlöse für sämtliche erhaltenen Fraktionen entschärft sich die Problematik. Aufgrund der extremen Verhältnisse von Erlös zu Zerlegekosten von bestenfalls 1:59 ist jedoch auch dann eine Wirtschaftlichkeit der Neodym-

Gewinnung durch Demontage von kleinen EAG anzuzweifeln.

In [Gmünder 2007] sind weitere Informationen zu den Kosten manueller Demontage von EAG verfügbar (Tab. 2-36). Die Werte basieren dabei auf unterschiedlichen Demontageszenarien. Im Wesentlichen sind in der Tabelle zwei Szenarien dargestellt – „basic dismantling“ und „complete dismantling“. Unter „basic dismantling“ ist dabei das Zerlegen der großen und nicht besonders zeitintensiven Fraktionen zu verstehen, während „complete dismantling“ auch die zeitintensiven Demontageschritte umfasst, komplexe Materialien oder Verbünde wie Platinen oder Batterien jedoch unangetastet lässt [Gmünder 2007]. Beachtet werden sollten dabei die ermittelten Arbeitskosten in China in Höhe von 0,45 €/h. Vor diesem Hintergrund ist die nicht nur die ökologisch, sondern auch die ökonomisch optimale manuelle Demontagetiefe oftmals die weitgehend vollständige Demontage (vergleiche [Gmünder 2007]). Bei den um ein Vielfaches höheren Lohnkosten in Deutschland bzw. Europa würde sich unter ökonomischen Gesichtspunkten jedoch ein anderes Bild ergeben.

Tabelle 2-36: Demontagekosten verschiedener elektr(on)ischer Geräte (in China) sowie der dazu benötigte Zeitaufwand. (HDD = Festplatte, FDD = Diskettenlaufwerk, CDD = CD-Laufwerk, PS = PC-Netzteil, PC = Computer) [Gmünder 2007]

Device	Basic dismantling (1)		Additional dismantling (2)		Complete dismantling (3)	
	Dismantling time (min/kg)	Labour cost (€/t)	Further dismantling (%)	Dismantling time (min/kg)	Dismantling time (min/kg)	Labour cost (€/t)
HDD	21.8	163.4	7.1	94.9	28.5	213.9
FDD	17.2	128.9	8.7	171.8	32.1	241.0
CDD	11.9	89.1	6.8	97.8	18.5	138.9
PS	36.8	275.7	8.9	130.7	48.4	363.0
PC	4.3	32.4	32.4	24.3	12.2	91.5

[Meskers, Hagelüken 2009] errechneten beispielsweise, dass schon eine Lohnkostensteigerung auf 2 €/h erwirken würde, dass durch „basic dismantling“ ein höherer Gewinn (Erlöse aus Metallverkauf minus Kosten) erzielt würde als durch „complete dismantling“. Sie weisen jedoch darauf hin, dass selbst unter europäischen Lohnverhältnissen die Entnahme von Platinen aus PCs lohnenswert ist. Für die Demontage eines PCs in die Fraktionen Stahl/Eisen, Aluminium, Plastik, Platinen (Motherboards und Steckkarten) sowie komplexe Bauteile (Laufwerke, Netzteil) geben diese eine benötigte Zeitdauer von vier Minuten an. Für die weitergehende Entnahme von Platinen aus den Laufwerken und Netzteilen wird nach diesen Angaben pro PC eine weitere Minute benötigt [Meskers, Hagelüken 2009]. Die Platinen der Laufwerke und Netzteile enthalten dabei immerhin ca. 50 % des in einem PC insgesamt vorkommenden Silbers [Meskers, Hagelüken 2009].

2.3.1.6 Semiautomatisierte und automatisierte Demontage

Die Demontage ist jedoch nicht nur auf manuelle Weise möglich. Es besteht weiterhin die Möglichkeit der teilweise automatisierten (hybridisierten) und der vollständig automatisierten Demontage. Bei der vollautomatischen Demontage unter Verwendung von Industrierobotern ist laut [Weigl-Seitz et al. 2006] die Nutzung verschiedener Demontagelinien sinnvoll, die jeweils auf eine bestimmte Gerätekategorie ausgerichtet sind. Auch im Hinblick auf eine derartige Vollautomatisierung wären die in Kapitel 2.3.1.4 dargestellten Ergebnisse von

[Spitzbart et al. 2008] übertragbar. Das beste Szenario hinsichtlich der Effizienz der Demontage wies dabei eine Vorselektion und eine Spezialisierung der Arbeitsplätze auf, wie sie auch bei robotergestützter Demontage nötig sein würden.

Die (Teil-)Automatisierung hat verschiedene Zielstellungen, wie das Erhöhen des Durchsatzes oder die Vermeidung für Menschen potenziell schädlicher Arbeiten – z.B. das Heben schwerer Lasten oder den Umgang mit giftigen Substanzen [Dufrou et al. 2008]. Dabei treten verschiedene Problemstellungen auf, die zusammen mit den bisher erarbeiteten Lösungsvorschlägen folgend dargestellt werden.

Semiautomatisierte Demontage

Wird ein Teil der erforderlichen Arbeitsschritte durch technische Geräte (Fließbänder, Greifer, etc.) ersetzt, handelt es sich um einen semiautomatisierten Demontageprozess. So kann beispielsweise bei der Demontage einer Autotür der Monteur die Tür aus den Angeln lösen, während ein Roboterarm das Gewicht der Tür trägt.

Um dem erwähnten breiten Aufgabenspektrum (Entlasten, Entgiften) gerecht zu werden, existiert eine Vielzahl unterstützender Maschinen, die unterschiedliche Steuerungsmöglichkeiten aufweisen. So gibt es beispielsweise assistierende Roboter, die vom Monteur direkt geführt werden und schwere Gegenstände halten können, wie im Fall der Autotürdemontage. Es besteht auch die Möglichkeit der Fernsteuerung eines Roboters mittels Joystick. So können beispielsweise giftige Stoffe mit ausreichend Sicherheitsabstand entfernt oder explosionsgefährliche Gegenstände geöffnet werden, wie es etwa bei der Entsorgung von Batterien oftmals notwendig ist [Erden 2015].

Bei der semiautomatisierten Demontage wird aufgrund des Zusammenspiels maschineller und manueller Arbeit eine große Anzahl von Werkzeugen benötigt. Zum einen benötigen die Arbeiter eine Ausstattung für die manuellen Arbeitsschritte, zum anderen sind Werkzeuge für die eingesetzten Roboter bereitzustellen, die es ermöglichen, sämtlichen Demontageaufgaben und nutzungsbedingten Veränderungen wie Korrosion, Verformungen, etc., gerecht zu werden. Um einen laufenden Betrieb zu gewährleisten, ist dadurch auch eine hohe Anzahl an vorzuhaltenden Ersatzteilen und Werkzeugen notwendig, was einen hohen Platzbedarf bedingt. Eine Lösung dieses Problems bieten Dufrou et al. mit der Einführung von modularen Demontagewerkzeugen, dem so genannten „Disassembly Tool Kit“ (DTK). Dabei handelt es sich um Werkzeugaufsätze (Module), die sowohl vom Arbeiter bedient als auch auf den Roboterarm gesetzt werden können. Dieses Prinzip ist vergleichbar mit den sogenannten Bits, die sowohl mit einem Handschraubendreher als auch mit einem Akkuschauber genutzt werden können. Durch die Werkzeugwechsel und das damit verbundene erneute Programmieren durch den Menschen benötigt diese Methode mehr Zeit für die gleiche Demontageaufgabe, als bei Nutzung eines Roboterarms, der die nötigen Werkzeuge mittels einer revolverartigen Vorrichtung wählt, notwendig wäre. Von Vorteil ist, dass der Austausch eines Moduls kostengünstiger als die Reparatur oder der Ersatz eines Roboterarms ist, der eine Vielzahl von Werkzeugen aufweist [Harms 2006, Rebafka 2003, Seliger et al. 2005].

Automatisierte Demontage

Erfolgt die Demontage ohne jeglichen menschlichen Eingriff, so handelt es sich um eine vollständig automatisierte Demontage. Für eine wirtschaftliche Arbeitsweise muss diese günstig in der Anschaffung und während des Betriebes sein und zugleich eine hohe Flexibilität aufweisen [Hohm et al. 2000, Tani, Güner 1996]. Im Jahr 2014 existierten alle bekannten

vollautomatisierten Demontageanlagen für Elektro(nik)altgeräte größtenteils im Labormaßstab und waren auf ein spezielles Produkt zugeschnitten [Vongbunyong et al. 2015]. Für die Umsetzung einer Demontagefabrik, die zur Verarbeitung eines breiten Produktspektrums fähig ist, sind demnach weiterhin parallele, spezialisierte Demontagestrecken notwendig. Für eine wirtschaftliche Arbeitsweise wäre in diesem Fall eine mengen- und typenbezogene Konstanz der Inputströme die Voraussetzung, um eventuelle Stillstandzeiten weitgehend zu minimieren.

Die ersten Bemühungen, elektronische Geräte nur mit Hilfe von Robotern zu demontieren, um die Arbeitsbedingen zu verbessern, gehen bis in die 1990er Jahre zurück. Damals stellte die firmenabhängige Anordnung von Komponenten im Inneren eines Computers für die Demontageeinheit ein nicht lösbares Problem dar. Aus diesem Grund wurden die Komponenten im Computer weiterhin manuell entfernt und lediglich die Demontage der Gehäuse mittels Roboter realisiert. Derartige Anlagen zur Demontage von Computergehäusen und CRT-Monitoren (Fernsehgeräte und Computerbildschirme) wurden damals durch die Unternehmen PRIELOG (Brandenburg) und Mitsubishi (Japan) gebaut [DBU 1996]. In einem Bericht der Bundesstiftung Umwelt [DBU 1996] werden diese Anlagen als sehr kostenintensiv mit einem hohen gerätetechnischen Aufwand für ein sehr eingeschränktes Gerätespektrum beschrieben, weshalb die Nutzung der manuellen Demontage empfohlen wurde [DBU 1996].

Um die Jahrtausendwende wurde im Rahmen einer Pilotanlage eine „Demontagefabrik“ errichtet, die zunächst nur für Waschmaschinen vorgesehen war. Die eingesetzten Knickarmroboter verfügten über speziell entwickelte Entschraubungswerkzeuge, die sich einer Vielzahl von Schraubverbindungen verschiedener Hersteller anpassen konnten. Ein häufig auftretendes Problem ist, dass die Altgeräte meistens nach einigen Jahren der Nutzung oder aufgrund unsachgemäßen Transports Deformationen der Gehäuse aufweisen. Für diesen Zweck wurde ein sogenannter Spann-Igel-Greifer entwickelt. Dieser passt sich, wie das Schraubwerkzeug, nahezu jeder Form an und kann somit eine Vielzahl verschiedener Altgeräte ergreifen. Eine weitere Innovation dieser Pilotanlage war der Einsatz mehrerer, miteinander kommunizierender Roboter, die sich abstimmen und somit mehrere Aufgaben gleichzeitig verarbeiten konnten. Durch diese Vorgehensweise konnte bei nahezu unverändertem Platzbedarf ein erhöhter Demontagedurchsatz realisiert werden [Basdere 2001].

Im Jahr 2006 wurde im Rahmen einer Pilotanlage erstmals eine Demontageanlage mit einer optischen Einheit und einer Datenbank ausgestattet. Diese Anlage, bestehend aus mehreren Demontagestationen, die mit Hilfe mehrerer Fließbänder verbunden sind, wurde von Wissenschaftlern aus Hessen verwirklicht. An den einzelnen Demontagestationen war je ein Roboter mit einem anderen Demontagewerkzeug stationiert. Zunächst wurden die Schraubverbindungen und enthaltenen Bauteile von der optischen Einheit lokalisiert. Die so gewonnenen Erkenntnisse wurden zusammen mit den dazugehörigen Geräteinformationen in einer Datenbank gespeichert. Anhand dieser Informationen wurde ein sogenannter Demontagegraph erstellt. Dieser enthält Informationen über den Weg zwischen den verschiedenen Demontagestationen [Weigl-Seitz et al. 2006]. Jedoch war diese Demontageeinheit nicht lernfähig und zudem mit ihrer Vielzahl an Robotern und Fließbändern relativ komplex aufgebaut, was einen hohen Platzbedarf bedingte. Zudem haben die Roboter keine Rückmeldung gegeben, ob eine Verbindung mit einem bestimmten Demontageschritt zu lösen war. In den darauffolgenden Jahren wurde aus diesem Grund daran gearbeitet, die Flexibilität und Sensorik der Roboter zu verbessern.

Im Jahr 2013 wurde eine Anlage im Labormaßstab entwickelt, die diese Fortschritte aufweist [Weyrich, Wang 2013]. Der erste Schritt war dabei wiederum das Identifizieren und Lokalisieren der Bauteile und Schraubverbindungen. Dies erfolgt in diesem Fall jedoch – um anschließend ein digitales Modell zu erstellen zu können – durch kombinierten Einsatz einer 2D- und einer 3D-Kamera. Auf Basis dieses digitalen Modells wird ein sogenannter Zerlegebaum erstellt und in einer Datenbank gespeichert. Dieser bildet die verschiedenen möglichen Reihenfolgen, in denen eine Demontage erfolgen kann, ab. Durch die integrierte Rückkopplung können während der Durchführung der Demontage gesammelte Informationen im System hinterlegt werden. Somit können vorherige Demontageprozesse gleicher oder ähnlicher Altgeräte genutzt werden, um Demontager Reihenfolgen, die sich zuvor als ungünstig erwiesen haben, von vornherein zu vermeiden, was eine deutliche Zeitersparnis ermöglicht. Des Weiteren kann die Datenbank mit Rohstoffpreisen oder ähnlichem ergänzt werden, um die jeweilige Demontagesequenz aus wirtschaftlicher Sicht optimieren zu können [Weyrich, Wang 2013].

Vorhergehende Demontageeinheiten konnten lediglich vorprogrammierte Demontageschritte zum Entfernen der Schraubverbindung durchführen. Dies führte beispielsweise im Falle unbekannter oder deformierter Schraubköpfe zu Problemen [Vongbunyong et al. 2015]. Dem heutigen Stand der Wissenschaft entspricht, dass die Demontageeinheit das Vorgehen eines Menschen bei einem speziellen Demontageschritt speichert und diesen das nächste Mal eigenständig durchführen kann. Der Demontageprozess einer solchen modernen Anlage ist in Abbildung 2-25 dargestellt. Zunächst analysiert dabei, analog zu älteren Demontagesystemen, eine optische Einheit das zu demontierende Altgerät. Die gewonnenen Kenntnisse werden mit der Datenbank abgeglichen. Ist in der Vergangenheit ein gleiches oder ähnliches Modell erfolgreich demontiert worden, dann erfolgt die Demontage nach den in der Datenbank gespeicherten Demontageschritten. Ist das Altgerät noch nicht in der Datenbank hinterlegt, analysiert das System die zu entfernenden Komponenten. Verschiedene Demontagemethoden werden anschließend zum Lösen der Einzelkomponenten getestet. Bei Auffinden einer erfolgreichen Methode, wird diese mit den dazugehörigen Geräteinformationen in der Datenbank gespeichert. Ist das Lösen einer Verbindung nicht möglich, sei es bei einem bekannten oder unbekanntem Altgerät, greift der Mensch in den Demontageschritt ein. Das menschliche Vorgehen zur Problembeseitigung wird von der Demontageeinheit registriert und in der Datenbank gespeichert. Somit kann der Roboter diesen Demontageschritt bei erneutem Auftreten des Problems anwenden [Vongbunyong et al. 2015].

Die beschriebene Technik wurde von [Vongbunyong et al. 2015] Im Labormaßstab bei der Entwicklung einer Anlage zum Demontieren von TFT-Monitoren umgesetzt. Durch diesen „Lerneffekt“ konnten die menschlichen Eingriffe, nach fünffacher Wiederholung, von anfangs 38 Eingriffen je Demontageprozess eines TFT-Monitors, auf null Eingriffe reduziert werden. Dabei reduzierte sich die Demontagezeit von ursprünglich 50 Minuten auf etwa 25 Minuten je Gerät (Typ I) (Abb. 2-26). Dies wurde mit Versuchen an einem zweiten TFT-Monitor einer anderen Bauart bestätigt (Typ II) [Vongbunyong et al. 2015].

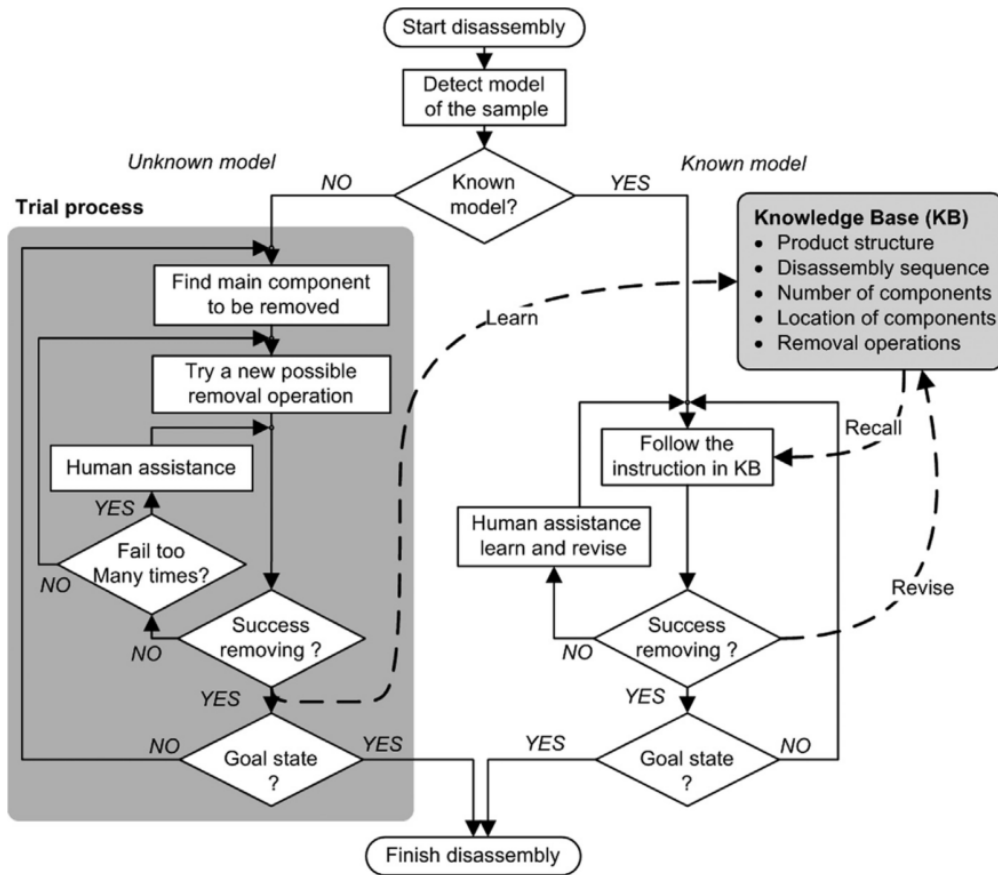


Abbildung 2-25: Vorgehen bei einer automatisierten Demontage nach Stand der Wissenschaft (mit Integration einer Informationsrückkopplung) [Vongbunyong et al. 2015]

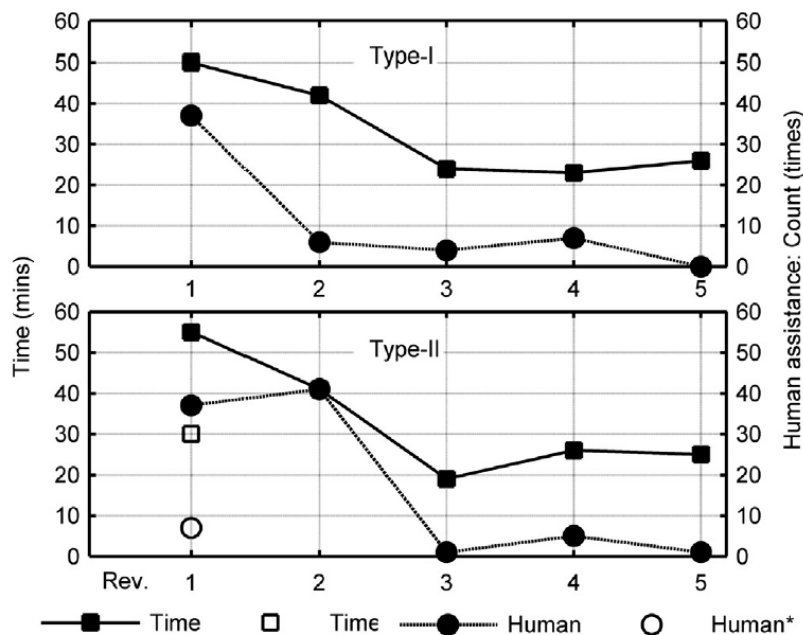


Abbildung 2-26: Reduktion der Demontagezeit, sowie der Anzahl nötiger menschlicher Eingriffe während des Demontageprozesses von TFT-Monitoren unterschiedlicher Bauart (Type I/Type II) durch den Einsatz eines lernfähigen Demontagesystems [Vongbunyong et al. 2015]

Zwischenfazit automatisierte Demontage

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass für einzelne Gerätekategorien die vollautomatisierte Demontage weit entwickelt ist, aber dennoch bisher keine Marktreife erlangt hat. Nur einzelne Anlagen wurden im Technikumsmaßstab für spezifische Gerätekategorien umgesetzt [Duan et al. 2011, Zeng et al. 2012]. Aus diesem Grund ist ein Vergleich der durch vollautomatisierte Prozesse realisierbaren Demontagezeiten mit denen der manuellen Demontage gegenwärtig nicht abschließend möglich [Ardente et al. 2014].

Dem Stand der Technik entsprechen heutzutage semiautomatisierte Demontageanlagen, in denen die Automatisierung zur Verbesserung der Arbeitsbedingungen eingesetzt werden [Duflou et al. 2008]. So müssen beispielsweise Schleudereinheiten von Waschmaschinen, die ein Gewicht zwischen 40 und 60 kg aufweisen, nicht mehr per Hand vom Fließband gehoben werden [Basdere 2001].

Die Umsetzung der automatisierten Demontage in die Praxis wurde bisher Aufgrund folgender Aspekte verhindert [Natkunarahah 2014]:

- ▶ hohe Investitionskosten, die lange Amortisationszeiten bedingen
- ▶ schnelle Produktwechsel und Weiterentwicklungen (fehlender Lerneffekt, hohe Anzahl händischer Eingriffe bleibt unvermeidbar)
- ▶ Gestaltsvariabilitäten des Geräteinputs
- ▶ Hohe Komplexität der Produkte.

Der heutige Trend in der Produktentwicklung zur Verwendung zahlreicher patentierter Verbindungen, sowie einer hohen konstruktiven Komplexität, ist eine der automatisierten Demontage entgegen gerichtete Entwicklung [Sundin et al. 2012]. Mit Verbesserungen in den Bereichen der Bildverarbeitung, der Sensorik, der künstlichen Intelligenz, der Weiterentwicklung von adaptierbaren Werkzeugen [Natkunarahah 2014] und der Gruppierung von Geräten mit ähnlichen Demontageanforderungen könnte sich die automatisierte Demontage langfristig dennoch durchsetzen [Kopacek, Kopacek 2003]. Derartige Fortschritte werden zudem auch die für verschiedene Demontageabläufe aufzuwendende Zeit deutlich verkürzen. Heutzutage benötigen Roboter beispielsweise zum Suchen der Schrauben und zum Ausrichten der Werkzeuge etwa 30 % der gesamten Demontagezeit [Duflou et al. 2008]. Eine Beschleunigung – und somit Erhöhung des Durchsatzes – rückt die automatisierte Demontage zunehmend in den Bereich der wirtschaftlichen Umsetzung.

2.3.2 Altfahrzeuge

Das Recycling von Altfahrzeugen ist in Deutschland heutzutage ausschließlich zertifizierten Verwertungsbetrieben gestattet. Fahrzeughersteller sowie Importeure sind durch §3 der Altfahrzeugverordnung (AltfahrzeugV) verpflichtet, Altfahrzeuge zurückzunehmen [AltfahrzeugV 2013]. Dafür ist die Bereitstellung eines Rücknahmestellennetzes erforderlich, bei dem zwischen Wohnsitz des Halters und der Rücknahmestelle eine maximale Entfernung von 50 km besteht. Gemäß AltfahrzeugV stehen auch die Besitzer in der Pflicht, die Altfahrzeuge bei Entledigung ausnahmslos anerkannten Annahmestellen, Rücknahmestellen oder Demontagebetrieben zu überlassen. Der Materialaufschluss geschieht beim Altfahrzeugrecycling durch Demontage und Schreddern. Im Vorfeld sind die Trockenlegung und der Ausbau von schadstoffhaltigen Teilen obligatorisch. Des Weiteren ist die Verwendung eines möglichst hohen Anteils der Bauteile als Ersatzteil anzustreben, sofern für diese eine

Nachfrage am Markt besteht [Hönscheid 2015b, RP Kassel 2015, UBA 2015]. Gemäß §9 der AltfahrzeugV sind dabei die Fahrzeughersteller verpflichtet, Kennzeichnungsnormen für Bauteile und Werkstoffe einzuhalten. Außerdem müssen diese den anerkannten Demontagebetrieben Informationen für die Demontage der in Verkehr gebrachten Fahrzeuge zur Verfügung stellen. Im Falle wiederverwendbarer Bauteile müssen darüber hinaus Informationen zu deren Prüfung und Lagerung bereitgestellt werden.

Im Anhang der AltfahrzeugV ist die Vorgehensweise bei der Vorbehandlung und der Demontage spezifiziert und soll nachfolgend zusammengefasst dargestellt werden (zur Erläuterung siehe auch Abb. 2-27). Als erster Schritt der Vorbehandlung müssen die Demontagebetriebe demnach unverzüglich die Batterien entnehmen, Flüssiggastanks sachgerecht behandeln sowie pyrotechnische Bauteile (z.B. Airbags) demontieren und entsorgen oder unschädlich machen. Anschließend erfolgt die Trockenlegung der Fahrzeuge, bei der Kraftstoffe, Kühl-, Brems- und Scheibenwaschflüssigkeiten, Kältemittel der Klimaanlage sowie diverse Öle (aus Motor, Getriebe, Differenzial, Hydraulikkreisläufen und Stoßdämpfern (sofern diese nicht demontiert werden sollen)) abgelassen und getrennt gesammelt werden müssen. Außerdem werden in diesem Schritt die Ölfilter ausgebaut.

Im Zuge der anschließenden Demontage müssen Stoffe, Materialien und Bauteile, die Schad- oder Störstoffe enthalten, ausgebaut werden. Dazu zählen Latentwärmespeicher, nicht trockengelegte Stoßdämpfer, asbest- oder quecksilberhaltige Teile, kraftfahrzeugfremde Stoffe sowie Werkstoffe und Bauteile nach Anhang II der Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge (siehe Anhang, Kapitel 6.4, Tabelle 6-1), wenn diese nach dem 1. Juli 2003 in Verkehr gebracht wurden. Die Demontageverfahren müssen aufgrund der großen Produktvielfalt sowie der schnellen Produktwechsel sehr flexibel gestaltet sein. Manuelle Verfahren erfüllen diese Vorgabe in idealer Weise [Reuter et al. 2013] und werden daher bei der Demontage angewandt. Vor Übergabe an eine Schredder- oder sonstige weiterverarbeitende Anlage sind weiterhin laut AltfahrzeugV die folgenden Bauteile zu demontieren:

- ▶ Katalysatoren
- ▶ Reifen
- ▶ Aluminiumfelgen
- ▶ Auswuchtgewichte
- ▶ Scheiben
- ▶ große Kunststoffbauteile, deren Materialien beim oder nach dem Schreddern für eine stoffliche Verwertung nicht ausreichend getrennt werden
- ▶ kupfer-, aluminium- oder magnesiumhaltige Bauteile, deren Metalle beim oder nach dem Schreddern nicht ausreichend getrennt werden.

Zehn Gewichtsprozent (bezogen auf das Leergewicht) an Betriebsflüssigkeiten, Materialien und Bauteilen müssen seit dem 01. Januar 2006 nachweislich einer Wiederverwendung oder stofflichen Verwertung zugeführt werden. Seit dem 01. Januar 2006 ist für die Altfahrzeugentsorgung außerdem eine Wiederverwendungs- und Verwertungsquote von mindestens 85 Gew.-% der erhaltenen Tonnage vorgeschrieben, wobei die Wiederverwendung und stoffliche Verwertung in Summe mindestens 80 Gew.-% betragen müssen. Seit dem 01. Januar 2015 wurden diese Quoten auf 95 Gew.-% bzw. 85 Gew.-% angehoben.

Die vordemontierten und schadstoffentfrachteten Restkarossen werden schließlich in Schredderanlagen weiterverarbeitet. Die dabei erzeugten Fraktionen sind abhängig vom

jeweiligen Schredderbetrieb. Als momentan innovativstes Verfahren ist das VW-SICON-Verfahren anzusehen [Schmid, Zur-Lage 2014]. Mit diesem ist eine hocheffiziente Separation unterschiedlicher Metallfraktionen möglich. Dabei werden eine Fraktion für Eisenschrott, drei Aluminiumfraktionen, drei Kupferfraktionen und eine Edelstahlfraktion separiert. Obwohl somit auch einige Legierungsbestandteile wie etwa Chrom und Nickel wiedergewonnen und einer hochwertigen Nutzung zugeführt werden können, sind an Elementen, die nur in Spuren in Altautos enthalten sind, weiterhin nahezu vollständige Verluste zu verzeichnen. Die Rückgewinnung dieser in geringen Konzentrationen vorhandenen Technologiemetalle wird auch durch die bestehenden Recyclingquoten nicht gefördert, da diese auf die Gesamttonnage abzielen und einzelne Materialien in den Regelwerken nicht spezifisch unterschieden werden. Bei der Verwertung liegt der Fokus daher auf Massenmaterialien wie Stahl, Kupfer, Aluminium, Plastik und Glas. Diese werden wiedergewonnen, während Edel- und Technologiemetalle zu großen Anteilen in die Massenströme gelangen und somit dem Kreislauf funktional entzogen werden [Hagelüken, Meskers 2009]. Zum Verlust der in Altfahrzeugen enthaltenen Metalle tragen in hohem Maße auch illegale Exporte von Altfahrzeugen bei [Reuter et al. 2013].

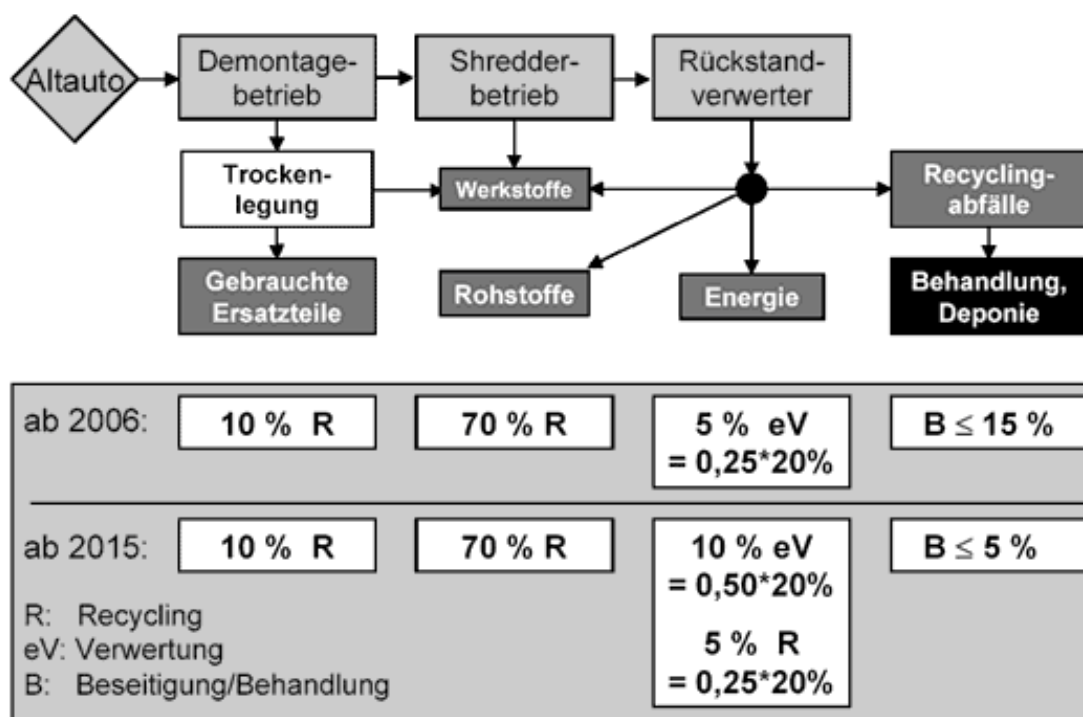


Abbildung 2-27: Behandlung von Altfahrzeugen nach AltfahrzeugV [UMBW 2015d]

Technologiemetalle finden sich in Fahrzeugen beispielsweise in enthaltenen Elektrokleinmotoren sowie elektronischen Komponenten (vgl. Kapitel 2.1.2.2). Bereits heute liegen die Gehalte an Edel- und Technologiemetallen in den produzierten Fahrzeugen weitaus höher als in vergangenen Modellgenerationen [Kohlmeyer et al. 2015a]. In Zukunft sind aufgrund des erwarteten Anstiegs der Elektromobilität weiterhin deutlich steigende Anteile an Technologie- und Edelmetallen in Fahrzeugen zu erwarten. Anwendungsbeispiele sind die Nutzung von Kobalt und Lithium in den Batterien, Platin und Ruthenium in Brennstoffzellen

oder Neodym in elektrischen Antrieben [Hagelücken, Meskers 2009]. Durch eine Demontage der rohstoffrelevanten Komponenten könnten die Verluste dieser Metalle verringert werden. Eine auf die nachfolgende Rohstoffrückgewinnung ausgerichtete Separation der Fahrzeugelektronik ist jedoch, wie bereits beschrieben, in den bisherigen Demontagevorschriften nicht enthalten. Auch aus Sicht des UBA wird dieser Schritt als eine noch bestehende Herausforderung beschrieben [UBA 2015]. Derzeit ist anzunehmen, dass kleinere elektronische Komponenten zu wesentlichen Anteilen in den Karosserien verbleiben und anschließend einem Schredderprozess zugeführt werden. Dabei werden Technologiemetalle unspezifisch in Massenmetallfraktionen überführt und gehen in den folgenden Recyclingverfahren in der Regel verloren. Lediglich im Kupferschmelzprozess ist eine Rückgewinnung enthaltener Edelmetalle möglich, jedoch gilt dies nicht für im Vergleich zu Kupfer unedlere Metalle wie beispielsweise SEM.

Um die Demontage technologiemetallrelevanter Bauteile aus Altfahrzeugen hinsichtlich der Wirtschaftlichkeit einschätzen zu können, werden zunächst die Materialwerte der betrachteten Top-10-Rohstoffe in Fahrzeugbauteilen, ausgehend von Metallankaufspreisen (Stand 1.9.2015), betrachtet (vgl. Tab. 2-37). Die Komponenten Batterien und Katalysatoren werden aktuell bereits demontiert.

Tabelle 2-37: Materialwerte der betrachteten Top-10-Rohstoffe in einzelnen Komponenten in Altfahrzeugen (= Annahmen, keine Daten vorliegend) (eigene Berechnungen nach [Cullbrand, Magnusson 2011, Lohse et al. 2001, Looker 2015, Nederkorn 2005, Onvista 2015, ESG 2015, Hönscheid 2015a, von Uexküll et al. 2005])*

Fahrzeugart/ Komponente	Pkw	Lkw	Busse	Krads
	[Euro/ Fahrzeug]			
Katalysatoren	42,63	42,63*	42,63*	k.A.
Batterien	0,53	1,11	1,11	0,09
Bremsbeläge	0,15	1,02	1,02	0,02
Elektrik/ Elektronik	1,41	1,33	1,33	0,64
Summe	44,72	46,09	46,09	0,75
[Cullbrand, Magnusson 2011]	146,96– 226,53	k.A.	k.A.	k.A.

Die Betrachtung zeigt, dass aufgrund der hohen PGM-Gehalte vor allem die bereits heute selektiv entnommenen Katalysatoren die höchsten Materialwerte enthalten. Wie bereits erwähnt, ist die Datenlage bezüglich der fahrzeugspezifischen Rohstoffgehalte jedoch nicht zufriedenstellend. Werden beispielsweise die bereits erwähnten, in [Cullbrand, Magnusson 2011] ermittelten Gehalte an Top-10-Rohstoffen (vgl. Zwischenfazit Kapitel 2.1.2.2) ebenfalls monetär bewertet, so ergibt sich je Pkw ein erheblich höherer Materialwert der Top-10-Rohstoffe von 146,96–226,53 Euro. Allein aus den Mengen an SEM nach [Cullbrand, Magnusson 2011] ergeben sich beispielsweise bereits Materialwerte von bis zu 15,87 € pro Fahrzeug, die fast ausschließlich auf die beiden Metalle Neodym und Dysprosium

zurückzuführen sind. Diese Metalle sind größtenteils in Magneten enthalten, welche beispielsweise in Kleinmotoren verbaut sind. Die in Tabelle 2-37 aufgeführten Materialwerte zeigen, dass die in einem Kfz enthaltenen Top-10-Rohstoffe im Vergleich zu den Materialwerten an Kupfer (30 Euro/Pkw) und Aluminium (105 Euro/Pkw) [Martens 2011, Hönscheid 2015a] durchaus relevant sind.

Tabelle 2-38 zeigt, auf Basis der in Tabelle 2-37 dargestellten Materialwerte je Fahrzeug, darüber hinaus die Hochrechnung der jährlich verfügbaren Gesamtmaterialwerte je Komponente anhand der den Demontagebetrieben tatsächlich zugeführten ca. 78.500 Altfahrzeuge (Min.) sowie den insgesamt potenziell endgültig stillgelegten ca. 520.000 Altfahrzeuge (Max.) in Baden-Württemberg.

Tabelle 2-38: Verfügbare Materialwerte der betrachteten Top-10-Rohstoffe in einzelnen Kfz-Komponenten in Baden-Württemberg (Bezugsjahr 2012). Minimalwerte beziehen sich auf die den Demontagebetrieben zugeführten Kfz, Maximalwerte auf die in Baden-Württemberg potenziell endgültig stillgelegten Altfahrzeuge (eigene Berechnungen nach [Cullbrand, Magnusson 2011, Lohse et al. 2001, Looker 2015, Nederkorn 2005, Onvista 2015, ESG 2015, Hönscheid 2015a, von Uexküll et al. 2005])

Fahrzeugart/ Komponente	Pkw		Lkw		Busse		Krads	
	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
	[1.000 Euro]							
Katalysatoren	2.972	19.782	193	1.285	3	23		
Batterien	37	244	5	33	<1	<1	<1	3
Bremsbeläge	11	71	5	31	<1	<1	<1	<1
Elektrik/ Elektronik	98	654	6	40	<1	<1	3	18
Summe	3.118	20.751	209	1.389	4	25	3	21
[Cullbrand, Magnusson 2011]	10.245	68.192	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	–	–						
	15.792	105.114						

Nach [Kohlmeyer et al. 2015a] ist die manuelle Demontage von Bauteilen wie Kleinmotoren, Bildschirmen, Steuergeräten und Sensoren für 84 von 141 untersuchten Komponenten nicht wirtschaftlich. In dieser Untersuchung wurden als wertgebende Bestandteile in den Komponenten die enthaltenen Massen- und Edelmetalle oder Leiterplatten zu Grunde gelegt, jedoch erfolgte keine genauere Betrachtung von enthaltenen Technologiemetallen, da für diese aktuell häufig noch keine spezifischen Recyclingverfahren verfügbar sind. Da für ein nachfolgendes Recycling jedoch kein zerstörungsfreier Ausbau der Komponenten erforderlich ist, könnten neben manuellen auch (teil-)automatisierte Demontagetechniken Anwendung finden. Diese könnten sich hier möglicherweise als wirtschaftlich vorteilhafter darstellen.

Durch eine zerstörungsfreie Demontage mit anschließender Vorbereitung zur Weiterverwendung der Komponenten würde allerdings ein wertvoller Beitrag zur Umsetzung der fünfstufigen Abfallhierarchie gemäß EU-Abfallrahmenrichtlinie ermöglicht werden. Die Wirtschaftlichkeit solcher Maßnahmen lässt sich jedoch nicht allgemeingültig bewerten, da die erzielbaren Verkaufspreise der ausgebauten Ersatzteile stark von den Preisen für neuwertige Komponenten abhängig sind.

Ein wichtiger Aspekt bezüglich einer effizienten Gestaltung der Demontage ist des Weiteren die Verfügbarkeit von Informationen zu Rohstoffgehalten und Demontagevorschriften für die spezifischen Produkte. Ein Ansatz für eine geeignete Informationsbereitstellung ist über die Bauteilkennzeichnung möglich, die in der Automobilindustrie bereits zum Zweck der Qualitätssicherung im Herstellungsprozess aber auch zur Optimierung von Recycling- und Demontageprozessen etabliert sind [Wagner 2009]. So werden schon seit geraumer Zeit lieferkettenübergreifende Dokumentationssysteme eingesetzt. Die bauteilspezifischen Informationen werden dazu über RFID-Tags abgelegt und sollen nach Angaben des Verbandes der Deutschen Automobilhersteller VDA auch das Recycling durch die Möglichkeit der Materialidentifikation und Hinterlegung von Informationen zur fachgerechten Entsorgung von Fahrzeugteilen und Baugruppen unterstützen [VDA 2015]. Aufgrund des durch das Kennzeichnungssystem gegebenen großen Effizienz- und Optimierungspotenzials in der Produktion wird es bereits seit vielen Jahren angewendet und von der Automobilindustrie sehr positiv bewertet. Neben diesem RFID-basierten Kennzeichnungssystem wurde von den Automobilherstellern Audi, BMW, Daimler, Ford, Opel, Porsche, VW und Volvo ein Internationales MaterialDatenSystem (IMDS) entwickelt, das ursprünglich zur Erfüllung von Umweltschutzanforderungen sowie der Vorgaben der EU-Altfahrzeugrichtlinie ins Leben gerufen wurde. Die internetbasierte Plattform wird von Hewlett Packard gepflegt und verwaltet und hat sich mittlerweile zum weltweiten Standard entwickelt [HP 2015]. Im IMDS werden alle Werkstoffe, die bei der Herstellung von Autos verwendet werden, gesammelt, gepflegt, analysiert und archiviert. Für jedes neue oder funktionell veränderte Bauteil wird dabei im Rahmen einer sog. Erstbemusterung ein elektronisches Materialdatenblatt erstellt, das neben Angaben zum Hersteller des Bauteils auch bauteilspezifische Informationen (wie z.B. Gewicht, chemische Zusammensetzung der verwendeten Werkstoffe sowie die Mengenanteile der Werkstoffe) beinhaltet. Die Informationen sind weltweit allen Unternehmen zugänglich, die sich dem Standard IMDS angeschlossen haben. Dazu zählen neben den Automobilherstellern auch die mehr als 100.000 Zulieferer sowie die Demontagebetriebe. IMDS bietet damit ein standardisiertes Format für den Informationsaustausch zu den in den Fahrzeugen verbauten Bauteilen und Materialzusammensetzungen. Über das IMDS-System ist damit eine umfassende Datenbasis zum Rohstoffgehalt vorhanden die über RFID-Technologie den Bauteilen zugeordnet werden könnte.

Das Nutzen dieser Informationen in Demontagebetrieben scheint daher grundsätzlich technisch machbar. Inwieweit die dafür erforderlichen Informationen bereits in der Bauteilkennzeichnung verfügbar gemacht werden beziehungsweise welche Hindernisse dem entgegen stehen, sollte im weiteren Projektverlauf durch Befragungen von Automobil- und Zulieferindustrie sowie Demontagebetrieben genauer erörtert werden.

2.3.3 Elektromotoren aus der Industrie

In Recyclingbetrieben werden größere Elektromotoren nach einer Schadstoffentfrachtung (z.B. durch Entnahme von Altölen und elektronischen Bauteile) zerkleinert und in einzelne Metallfraktionen sortiert. Dabei werden in der Regel jeweils eine Stahl-, Kupfer und Aluminiumfraktion erzeugt. In Einzelfällen werden zudem weitere Fraktionen wie Edelstahl und wolframhaltige Fraktionen erzeugt. Enthaltene Magnete werden demnach nicht demontiert. Eine wesentliche Ursache hierfür ist in dem fehlenden Markt für Magnetschrotte zu sehen [Buchert et al. 2014]. Damit werden die enthaltenen Magnete ebenfalls zerkleinert und reichern sich vermutlich in der Fe-Fraktion an, wodurch das Material für eine spezifische Rückgewinnung verloren geht [Buchert et al. 2014].

Wie bereits bei der Beschreibung der derzeitigen Erfassungsstrukturen in Kapitel 2.2.3 erwähnt, wird die Erhebung möglichst quantitativer Informationen im Rahmen von Expertengesprächen angestrebt (vgl. Tab. 2-22 in Kapitel 2.1.3.2).

3 Identifikation von Handlungsempfehlungen

3.1 Leitbild Nachhaltige Industriegesellschaft

Recycling trägt zu einer Verbreiterung der Versorgungsbasis und zur Verlängerung der Reichweite der Primärressourcen bei [Wilts et al. 2014]. Eine verstärkte Etablierung des Recyclings im Sinne der stofflichen Verwertung wurde auf europäischer Ebene innerhalb der Strategie Europa 2020 mit der Leitinitiative „Ressourcenschonendes Europa“ als zentrales Element genannt. Die EU strebt demnach an, auf breiter Basis die Transformation zur Recycling-Gesellschaft zu vollziehen. Neben einer erhöhten Unabhängigkeit der Wirtschaft von den Rohstoffförderländern werden damit auch eine Verstärkung der Wirtschaftsleistung und das Entstehen einer Vielzahl von Arbeitsplätzen angestrebt [EuKomm 2011]. Eine deutliche Abgrenzung vom Begriff des energetischen (thermischen) Recyclings ist an dieser Stelle notwendig, da dieses nicht zur Etablierung einer weitgehend geschlossenen Kreislaufführung und damit zum Erreichen der angestrebten Ziele beiträgt. Die Anteile der stofflichen Verwertung (Recycling) sowie der energetischen Verwertung am gesamten Abfallaufkommen in Deutschland sind in Abbildung 3-1 verdeutlicht. Demnach werden über 70 % des Nettoabfallaufkommens einer stofflichen Verwertung zugeführt.

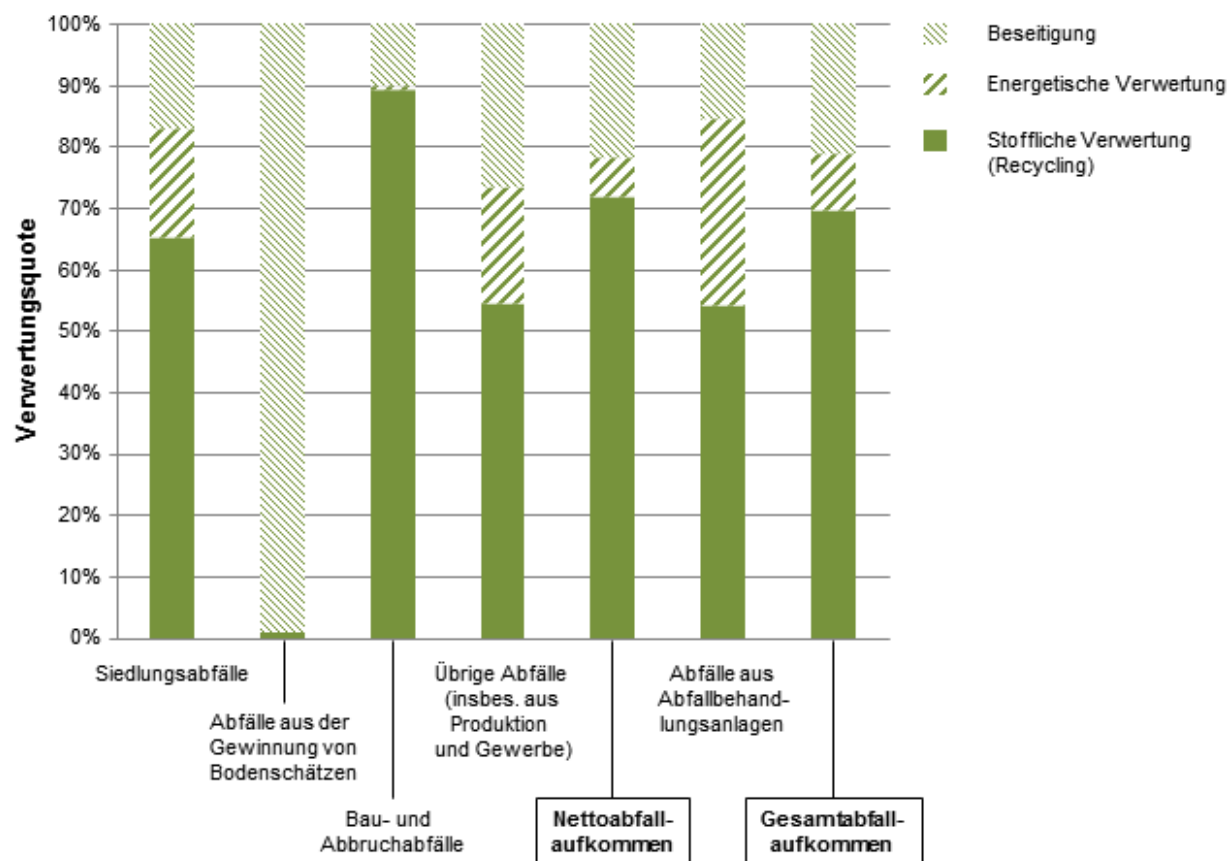


Abbildung 3-1: Beseitigung und Verwertung von Abfällen in Deutschland 2012 (verändert nach [Wilts et al. 2014], aktualisiert nach [DESTATIS 2014c])

Bei der Betrachtung dieser etablierten Kreislaufwirtschaft dürfen zwei Aspekte nicht außer Acht gelassen werden. Der erste Aspekt ist die Bezugsgröße der Verwertungsquote – das

Nettoabfallaufkommen. Zum Erreichen einer echten Kreislaufwirtschaft genügt es nicht, die Verwertungsquote auf (nur theoretisch erreichbare) 100 % des Nettoabfallaufkommens zu steigern. Vielmehr gilt es, durch Betrachtung der End-of-Life-Recyclingraten auch die erreichten Erfassungsquoten sämtlicher Stoffe zu berücksichtigen sowie auch die durch Dissipation über den Nutzungszyklus verlorenen Anteile. Diese bleiben bei Betrachtung des Nettoabfallaufkommens unberücksichtigt.

Zum zweiten bedeutet der Ausdruck „stoffliche Verwertung“ lediglich, dass die entsprechenden Elemente nicht durch Verbrennung oder Deponierung aus dem Nutzungskreislauf ausscheiden. Dies lässt jedoch keine Rückschlüsse auf die Wertigkeit der erneuten Nutzung zu. Befinden sich beispielweise Kupferanteile im Stahlkreislauf, so sind diese rein mengenbezogen betrachtet stofflich recycelt worden. Die so recycelten Anteile stehen jedoch nicht länger mit dem gleichen funktionellen Umfang zur Verfügung, den sie ursprünglich erfüllen konnten. Auch die mit Kupfer versetzten Eisenanteile haben in diesem Fall einen funktionellen Verlust erlitten [von Gleich et al. 2001].

Für die so entstandene Lücke an Material mit der ursprünglich vorhandenen Funktionalität müssen demnach weiterhin Primärrohstoffe aus der Natur gewonnen werden, was dem langfristigen Ziel einer nachhaltigen Wirtschaftsweise im Wege steht. Das Schließen von Rohstoffkreisläufen wird vom Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) als zentraler Schritt zum Erreichen des im Umweltgutachten 2012 [SRU 2012] dargestellten Konzeptes der zweifachen Entkopplung (Abb. 3-2) formuliert.

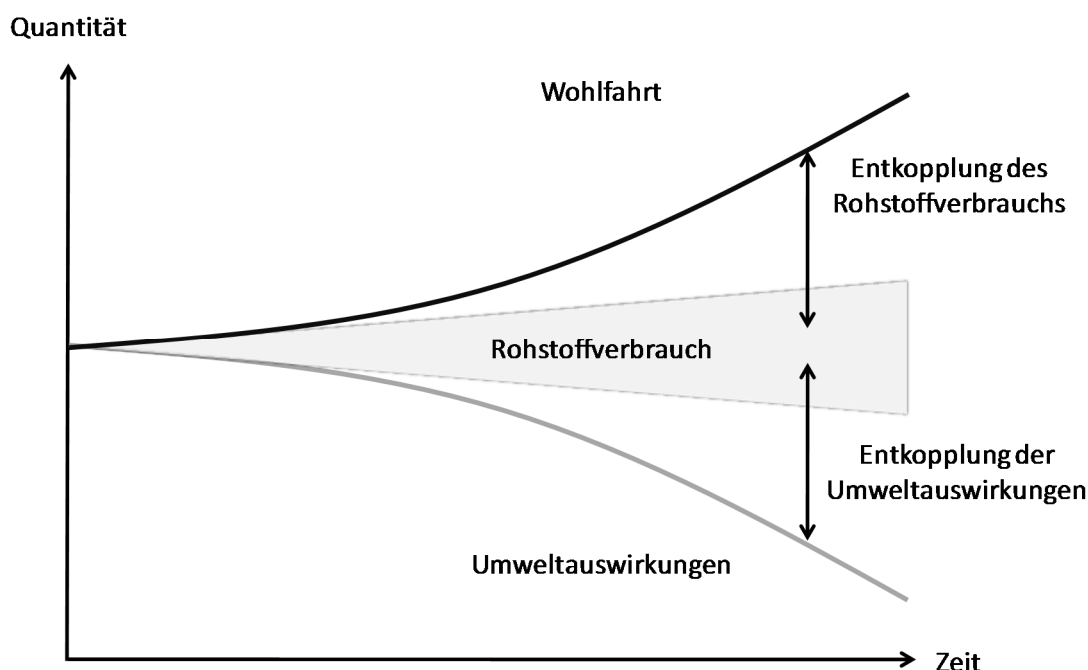


Abbildung 3-2: Die zwei Entkopplungsziele einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft [SRU 2012]

Dieses stellt eine Konkretisierung des Entkopplungskonzeptes der UNEP im Hinblick auf abiotische, nicht-energetische Rohstoffe dar. Ziel ist demnach das Etablieren einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft, die eine zukünftig weiterhin steigende Wohlfahrt in

Unabhängigkeit vom Rohstoffverbrauch ermöglicht und gleichzeitig den Rohstoffverbrauch von den Umweltbelastungen entkoppelt [SRU 2012].

Bei der Primärgewinnung von Metallen wird neben den direkten Umweltbeeinträchtigungen am Abbauort in großem Maße Energie verbraucht und CO₂ freigesetzt. Die Verwendung von Sekundärmetallen hat demgegenüber ein enormes Einsparpotenzial. Bei der Bereitstellung einer Tonne Sekundäraluminium werden lediglich ca. 5 % der Energie verbraucht und 7 % der CO₂-Emissionen im Vergleich zur Primärproduktion freigesetzt. Damit ist Sekundäraluminium der Spitzenreiter unter den drei meistverwendeten Massenmetallen. Die Verwendung von Kupfer aus der Sekundärproduktion spart ebenfalls hohe 66 % der CO₂-Emissionen ein, die von Stahl 56 % [Fraunhofer 2008]. Gegenüber anderen Rohstoffen haben Metalle dabei außerdem den Vorteil, bei entsprechender Behandlung theoretisch endlos recyclebar zu sein, ohne qualitative Verluste zu erleiden [Graedel et al. 2011].

Weiterhin besteht jedoch das Problem des dissipativen Entzugs der Metalle aus dem Verwendungskreislauf. Die Verluste durch Dissipation lassen sich unter besonderer Betrachtung der Metalle in sechs Kategorien aufteilen [Seelig et al. 2015] (siehe Abb. 3-3).

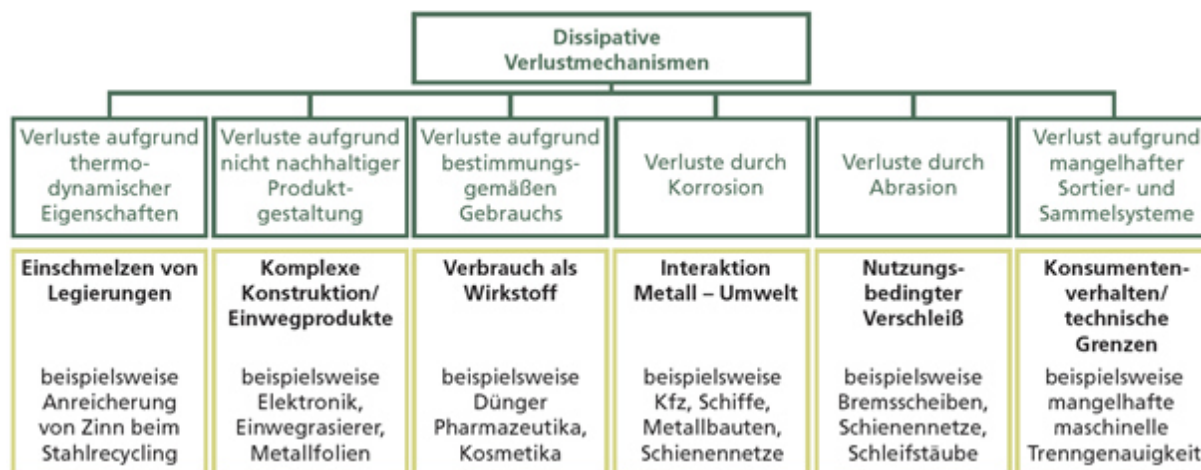


Abbildung 3-3: Systematik der dissipativen Verlustmechanismen mit Beispielen [Seelig et al. 2015]

Drei der sechs dissipativen Verlustmechanismen können dabei durch die Kreislaufführung in der End-of-Life-Phase der Produktlebenszyklen beeinflusst werden. Verluste aufgrund bestimmungsgemäßen Gebrauchs sowie in Folge von Abrasion treten hauptsächlich in der Nutzungsphase von Produkten auf. Verluste aufgrund nicht nachhaltiger Produktgestaltung werden bereits während der Konzeption verursacht, entfalten ihre Wirkung jedoch in verschiedenen Phasen des Lebenszyklus.

Korrosive Verluste entstehen hauptsächlich während der Nutzungsphase und verursachen einen erheblichen volkswirtschaftlichen Schaden. Daher wird der Korrosionsvermeidung seit jeher eine starke Beachtung zu Teil [Koch et al. 2002]. In der End-of-Life-Phase spielt Korrosion bei Metallanteilen, die mit der Schlacke aus der thermischen Behandlung ausgetragen werden, eine Rolle. Bei der in Deutschland üblichen Nassentschlackung korrodieren hauptsächlich Eisen und Aluminium in der zeitlichen Phase zwischen Austrag aus dem Verbrennungsraum und der Schlackenaufbereitung. Die Verluste sind jedoch als gering

einzustufen und haben daher keinen signifikanten Einfluss auf die zu erzielenden Rückgewinnungsquoten [Bunge 2014].

Verluste aufgrund thermodynamischer Eigenschaften und mangelhafter Sortier- und Sammelsysteme treten ausschließlich in der EoL-Phase auf und sind dementsprechend durch die in der Demontagefabrik umzusetzenden Recyclingansätze zu adressieren.

Mängel bei der Erfassung sollen durch die Demontagefabrik auf unterschiedlicher Ebene behoben werden. Das Vermeiden von Fehlwürfen sowie die Erhöhung der Sammelquoten können durch die Publikumswirksamkeit sowie aktive Aufklärungsarbeit verbessert werden. Durch das Einrichten zentraler Anlaufstellen in Bereichen mit hohem Publikumsverkehr ist außerdem ein positiver Effekt auf die Sammelquoten zu erwarten, da die Wege zur Abgabestelle für die „Kunden“ entsprechend verkürzt werden. Die leichte Zugänglichkeit der jeweiligen Abgabestellen sowie die Informationslage der Nutzer erwiesen sich in der Vergangenheit als die entscheidenden Faktoren für die Effektivität von Rücknahmesystemen [Beigl et al. 2010].

Verluste durch thermodynamische Eigenschaften sowie mangelnde Sortiersysteme stehen in enger Beziehung zueinander. Die Durchmischung von Metallen, die bei der Aufbereitung schwer bzw. nicht trennbar sind, kann durch den Einsatz geeigneter Sortiersysteme im Vorfeld des Einschmelzens vermieden werden. Solche problematischen Kombinationen sind allgemein bekannt und bereits eingehend erforscht [Reuter et al. 2013] (siehe Abb. 3-4).

In den derzeitigen metallurgischen Aufbereitungsprozessen übertrifft die Anzahl der nicht ausgebrachten Elemente die der zurückgewonnenen Elemente deutlich (siehe Abb. 3-4). Im Aluminium-, Magnesium- und Eisenprozess ist zu beachten, dass die Trägermetalle ebenfalls nicht in reiner Form zurückgewonnen werden können. Eine Vielzahl von Legierungselementen kann aus diesen bei den etablierten Aufbereitungsverfahren nicht abgetrennt werden, was die Verwendbarkeit der erhaltenen Metalle stark eingrenzt. Die Gründe der Metallverluste sind dabei vielfältig. Ein Beispiel ist der Zinnanteil in der metallischen Phase bei der Aufbereitung von Eisen im Elektrolichtbogenofen. Die Siedepunkte der Metalle liegen theoretisch weit genug auseinander, um das Eisen destillativ abzutrennen. Der Siedepunkt des Zinns liegt jedoch über dem des Eisens, so dass eine Verdampfung des gesamten Eisenanteils zur Trennung nötig wäre. Der geringe Zinnanteil sowie der dazu nötige hohe Energieaufwand verhindern die Abtrennung. Eine vor der metallurgischen Aufbereitung angesiedelte Aussortierung der Zinnanteile wäre daher vorteilhaft.

Der Silberanteil in der Eisenroute befindet sich hingegen gänzlich in der Gasphase und liegt demnach anschließend in den Filterstäuben vor. Eine Wiedergewinnung findet in diesem Fall nicht statt, da diese aufgrund der sehr geringen Silbergehalte der Filterstäube unwirtschaftlich ist.

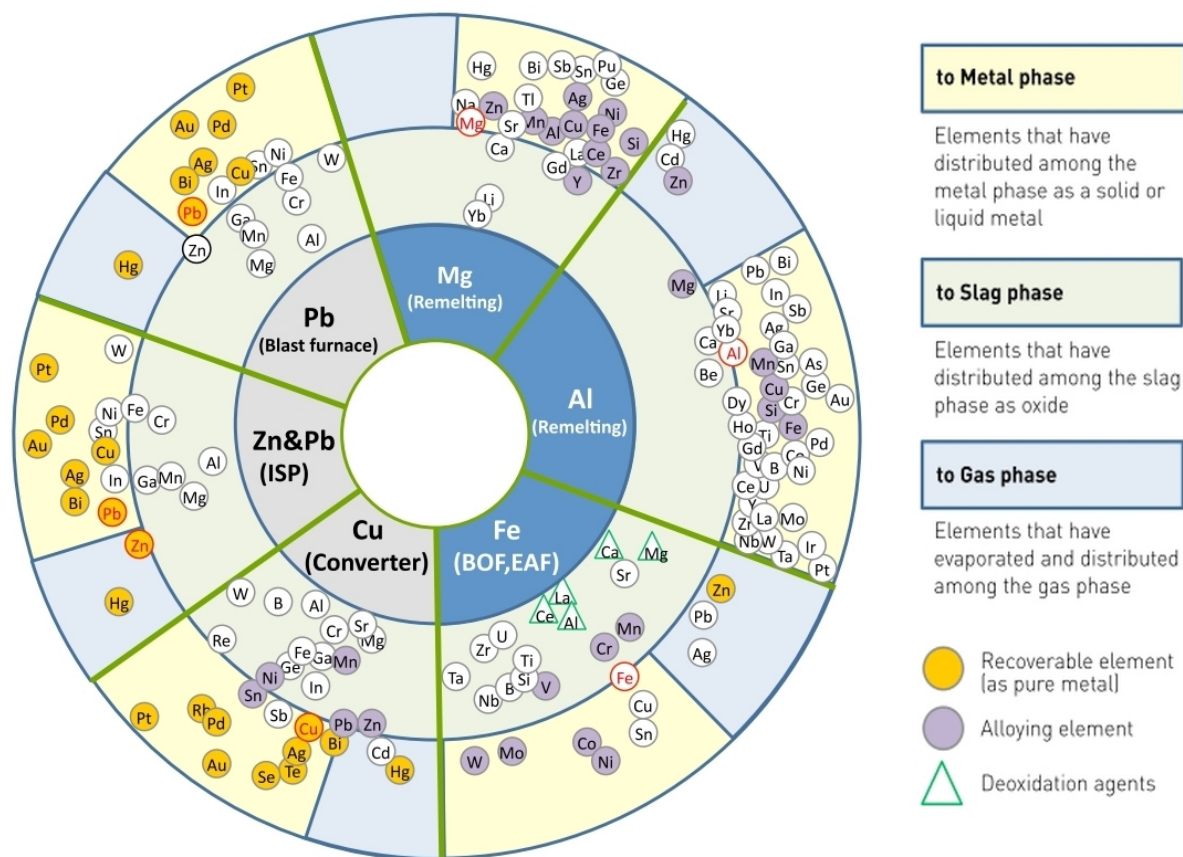


Abbildung 3-4: *Übersichtsdiagramm der metallurgischen Aufbereitung ausgewählter Metalle. Dargestellt sind die Verteilung der Metalle in der Metall-, Schlacke- und Gasphase sowie deren Rückgewinnbarkeit. Die Kupfer- und Bleiprozesse repräsentieren die sehr weit entwickelte Technologie der Boliden Group [Boliden 2015]. Weiß dargestellte Elementsymbole weisen auf Verluste hin [Reuter et al. 2013]*

Auch bei den im Diagramm (Abb. 3-4) als wiedergewinnbar gekennzeichneten Metallen besteht weiterhin Verbesserungspotenzial. Ein Beispiel ist die Wiedergewinnung der Zinkanteile in der etablierten Eisenroute. Das Zink sammelt sich, wie zuvor im Falle des Silbers beschrieben, in den Filterstäuben an. Die Zinkgehalte sind dabei mit 17–32 % hoch genug, um die Wiedergewinnung wirtschaftlich zu machen, außerdem muss eine Deponierung der Stäube aufgrund des hohen Schwermetallgehaltes vermieden werden [von Billerbeck et al. 2014]. Die Rückgewinnung des Zinks durch Verdampfen erfordert jedoch einen hohen Energieeinsatz. Daher wären das Aussortieren der zinkhaltigen Anteile aus dem Stahlschrott sowie eine separate Entzinkung – beispielhaft für neue Strategien der Abfallbehandlung, wie sie in Kapitel 4.2 vorgestellt werden – anzuraten.

3.2 Mögliche Handlungsfelder

Neben der nötigen Verbesserung der Sammelquoten, die eine wesentliche Grundbedingung für die Kreislaufführung von Metallen darstellt, sind zielgerichtete Verbesserungen auf dem Gebiet des Erzeugens bzw. Aufrechterhaltens weitestgehend getrennter Stoffströme zu erreichen. Verluste entstehen zumeist dort, wo die Trennung einmal zusammengeführter Materialien aus physikalischen, technischen oder wirtschaftlichen Gründen nicht praktikabel ist bzw. nicht erfolgt. Aber auch bei etablierten Rückgewinnungsverfahren treten anteilige Verluste auf. Als Beispiel sei an dieser Stelle die Rückgewinnung von Zink aus Stahlwerksstäuben genannt, bei der Anteile des enthaltenen Zinks in der Wälzschlacke verbleiben, die anschließend im Straßenbau eingesetzt wird [von Billerbeck et al. 2014].

Die Verbrennung von Abfällen in Müllverbrennungsanlagen wird häufig als sinnvoller Schritt zur Konzentration der enthaltenen Metallanteile angesehen. Die Wiedergewinnung aus den Rostaschen ist jedoch ebenfalls stark verlustbehaftet. Die Rostaschen bestehen zum großen Teil aus Mineralik, unverbrannten Anteilen und den besagten Metallen, die zum Teil miteinander verbacken oder gesintert vorliegen [Gisbertz et al. 2014]. Eine Wiedergewinnung von Eisenmetallen geschieht durch Magnetscheidung, die der NE-Metalle durch Wirbelstromscheidung. Vor allem im Korngrößenbereich <10 mm bleibt jedoch häufig ein hoher ungenutzter Anteil zurück, der demnach bei der Verwendung als Baustoff verloren geht [Fehrenbach et al. 2007, Heinrichs et al. 2012]. Das Potenzial an NE-Metallkonzentrat liegt nach [Gillner et al. 2011] bei etwa 85.000 Mg/Jahr (bezogen auf das Jahr 2009), von denen bei heutigem Stand der Technik etwa 60 Gew.-% (51.500 Mg/a) gewinnbar wären. Die momentane Rückgewinnungsquote liegt jedoch bei nur 32.200 Mg/a (entsprechend 21.800 Mg NE-Metallen). Grund dafür ist der Trade-Off, der bei der maschinellen Sortierung zwischen hoher Rückgewinnungsquote und einer angestrebten hohen Reinheit des gewonnenen Konzentrates auftritt [Gisbertz et al. 2014].

Bei Betrachtung der bestehenden Abfallbehandlungsverfahren wird deutlich, dass die meisten Abfälle wenigstens einmal im Zuge der Behandlung maschinell sortiert werden. Die Leistungsfähigkeit der eingesetzten Technik und das Spektrum der sortierfähigen Materialien haben sich seit den 1990er Jahren enorm weiterentwickelt [Pretz, Julius 2008]. So können Nahinfrarot-Sortierer (NIR), die z.B. bei der mechanisch-biologischen Aufbereitung zum Einsatz kommen, gezielt hochkalorische Fraktionen wie Holz, Textilien und Kunststoffe erkennen und im gleichen Schritt störende Inhaltsstoffe wie Chlor oder Antimon selektieren. Die Einsatzmöglichkeiten gehen damit weit über die der vormals genutzten Windsichtung hinaus [Pretz, Julius 2008].

Metalldetektoren arbeiten mit langwelliger Strahlung im Radiofrequenzbereich. Die von dem Erreger erzeugten Wechselfelder werden durch die hindurchgeführten Objekte beeinflusst. Dabei werden elektrisch leitfähige Materialien detektiert, auch wenn nur geringe Anteile leitfähigen Materials enthalten sind. Die Messgenauigkeit hängt in großem Maße von der Bandgeschwindigkeit ab, die andererseits auch den Grad der für die genaue Detektion nötigen Vereinzelung der Objekte beeinflusst [Pretz, Julius 2008]. Mit dieser Technik kann der Großteil der Metalle aus einem Stoffstrom separiert werden. Ist eine Unterscheidung nach Art des Metalls notwendig, so können Anlagen, die auf den Prinzipien der Induktion oder der Röntgentransmission beruhen, zum Einsatz kommen. Sortiermaschinen mit induktiver Sensorik sind zur Erkennung sämtlicher Metalle, wie auch von Edelmetallen, fähig und

ermöglichen damit eine relativ weit gehende Trenngenaugigkeit. Bei den Geräten mit Röntgentransmissionsmessung ist das Trennmerkmal die Dichte des Materials, wodurch beispielsweise Aluminium oder Magnesium von schwereren Metallen (vornehmlich Stählen) separiert werden können [Pretz, Julius 2008].

Auch innerhalb der Stähle existiert eine enorme Bandbreite unterschiedlicher Qualitäten bzw. Zusammensetzungen. Per Definition gilt eine Metalllegierung, die hauptsächlich aus Eisen und zu maximal 2,06 % aus Kohlenstoff besteht, als Stahl. Die stahlverarbeitenden Industrien setzen zunehmend unterschiedliche Stahlsorten mit jeweils hochspezifischen Eigenschaften ein, so dass mittlerweile eine Bandbreite von etwa 2300 Stahlsorten auf dem Markt ist (nach Register europäischer Stähle) [Kehl 2013]. Ein gutes Beispiel ist der Karosseriebau, bei dem je nach Einbauort leicht umformbare, hochfeste oder steife Stähle benötigt werden [Voestalpine 2012]. Ein weiterer momentan in der Stahlindustrie verfolgter Ansatz ist der Einsatz von sogenannten Sandwich-Stählen, bei denen unterschiedliche Stahlsorten zu Plattenwerkstoffen vereint werden. Ein separates Recycling dieser hochspezialisierten Stahlsorten ist nicht etabliert, stattdessen werden diese in heterogenen Schrottgemischen eingeschmolzen. Der Recyclingstahl weist anschließend häufig eine solch mindere Qualität auf, dass dieser nur noch als Baustahl eine Anwendung findet [Flamm, Zeller 2015].

Ein Nachteil dieser „Homogenisierung“ von Stahl, im Zuge des Recyclings, besteht außerdem in dem Verlust weicher Stähle. Diese niedriglegierten Stähle stellen einen hochwertigen Werkstoff dar, der beispielsweise in der Gießereiindustrie eingesetzt wird und am Markt zu relativ hohen Preisen gehandelt wird. Eine weitgehende Reinhaltung der Stähle von ungewünschten Legierungselementen ist für diese Anwendung zwingend notwendig. Die Wertschöpfung ist beim sortenreinen Recycling der niedriglegierten Stähle gegeben, im Fall der hochlegierten Stähle jedoch noch höher (z.B. in Deutschland durch AMG und Cronimet). Durch die Herstellung von Edelstahl aus Edelstahl werden meist die Legierungselemente Chrom und Nickel adressiert, wobei jedoch in der Praxis weitere Elemente (z.B. Molybdän und Niob) oder auch Störelemente (z.B. Kupfer) eingetragen werden [Erdmann et al. 2011].

Eine besonders hohe Reinheit kann beim Recycling von Produktionsabfällen eingehalten werden. Dieses birgt vor allem bei Anwendung solcher Prozesse hohe Potenziale, bei denen geringe Prozessausbeuten erzielt werden. In solchen Fällen sind oftmals logistische Hürden zu überwinden, was durch entsprechende Rückführungsmodelle (z.B. durch Bündelung der Abfälle mehrerer Verarbeiter) geschehen kann [Erdmann et al. 2011].

Zusammenfassend bedeutet dies, dass eine weitaus höhere Wertschöpfung zu erzielen ist und eine Verminderung der Funktionalität nur dann vermieden werden kann, wenn ein sortenreines Recycling etabliert wird. Dies sollte, sofern logistisch sinnvoll, bereits durch getrennte Sammlung geschehen. Eine Alternative stellt die moderne maschinelle Trenntechnik dar, die demnach im Vorfeld der metallurgischen Aufbereitung angesiedelt sein muss. Für die Sortierung von Stahlschrotten kann diesbezüglich der Einsatz von Multisensorsystemen, in Verbindung mit neuronalen Netzen zur Auswertung der Daten, in Erwägung gezogen werden, wie etwa im Projekt „Intelligente Sortierung von Stahlschrotten (SOSTA)“ beschrieben [Flamm, Zeller 2015]. Da auch modernste Trenntechnik durch Anhaftungen oder eng verbundene Materialverbände keine einhundertprozentige Erfolgsquote aufweist, bleibt in manchen Fällen auch weiterhin die Demontage von EoL-Produkten eine sinnvolle Verfahrensweise. Diese kann die erhöhte Durchmischung verschiedener Materialien, die bei einer der Sortierung vorgeschalteten Zerkleinerung unweigerlich auftritt, weitgehend vermeiden.

4 Innovative Recyclingansätze

4.1 Zielstellung

Die geplante „Recyclingfabrik“ zielt darauf ab, die vielfach bestehende Lücke zwischen der öffentlich geförderten Forschung und Entwicklung und der Einführung der dabei entwickelten innovativen Technologien zu schließen. Den gleichen Ansatz verfolgt das European Institute of Innovation & Technology im Zuge der Initiative Knowledge and Innovation Community Raw Materials (KIC Raw Materials, siehe Abb. 4-1).

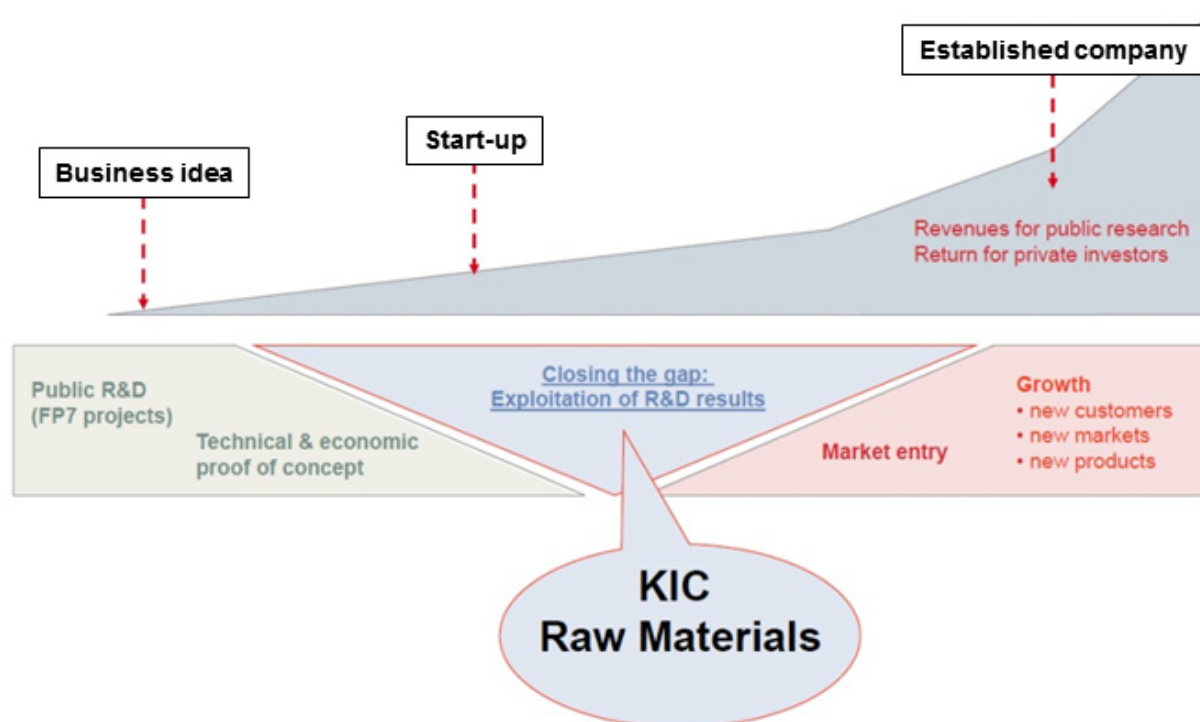


Abbildung 4-1: „Closing the gap“ – der Ansatz des European Institute of Innovation & Technology im Zuge der Initiative Knowledge and Innovation Community Raw Materials (KIC Raw Materials) [Goldmann 2015]

Aus diesem Grund wurden im weiteren Projektverlauf öffentlich geförderte Projekte der letzten fünfzehn Jahre auf ihre Eignung zur Beseitigung derzeitiger Defizite im Bereich des Recyclings gescreent. Ein weiteres dabei angelegtes Kriterium war die Eignung zur Umsetzung im Rahmen der geplanten Demontagefabrik. Die Ergebnisse werden folgend dargestellt.

4.2 Zielführende Projekte

4.2.1 MORE - Recycling von Komponenten und strategischen Metallen aus elektrischen Fahrtrieben

(Projektzeitraum: 05/2011 – 08/2014)

SEM werden heutzutage in Form von Magneten in zahlreichen Hochtechnologiebereichen eingesetzt, wie beispielsweise in Windturbinen oder in Elektrofahrzeugen, und sind somit unabdingbar für die Energiewende. Aus diesem Grund wird die Nachfrage nach SEM in den nächsten Jahren steigen, während China schon jetzt die Ausfuhr von strategischen Metallen mit Zöllen belegt hat. Dies macht ein Recycling dieser Metalle für die Zukunft unentbehrlich. Gegenwärtig existieren jedoch keine Verfahren, die eine Demontage aus Motoren und das damit verbundene Recycling ermöglichen [Bast et al. 2012]. Die derzeit existierenden Recyclingverfahren befassen sich mit der Aufbereitung von Produktionsabfällen. So werden beispielsweise in China Schneidabfälle werkstofflich recycelt, während Schleifschlämme zunächst oxidiert und im Anschluss die enthaltenen SEM mittels Schmelzflusselektrolyse oder metallothermischer Reduktion abgetrennt werden [Bast et al. 2012, Andreev et al. 2010]. Mit Hilfe der Verfahren, die zur Aufbereitung von Magnetmaterialien eingesetzt werden, konnten nur Magnete mit drastisch verringerten magnetischen Eigenschaften hergestellt werden [Reppel 2004, Zakotnik et al. 2006]. Derzeit werden Untersuchungen in Japan durchgeführt, die eine Alternative zu den in China umgesetzten Verfahren darstellen können. Die Untersuchungen beschäftigen sich mit der Rückgewinnung von SEM, die im Vorfeld aus Elektroantrieben entnommen wurden. Dies geschieht mit pyrometallurgischen und hydrometallurgischen Prozessen, für die jedoch ein aufkonzentriertes Ausgangsmaterial Voraussetzung ist [Takeda et al. 2009, Koyama et al. 2009].

Prinzipiell lassen sich drei Wiederverwertungsstrategien verfolgen. Zum einen die funktionelle Wiederverwendung. Dabei werden Magnete oder ganze Bauteile Teile von Motoren aus dem „alten“ Motor entnommen und entweder in einem weiteren Gebrauchtmotor oder sogar einem neuen Motor wiederverwendet. Die zweite Möglichkeit ist die werkstoffliche Wiederverwertung, bei der aus dem Magnetmaterial neue Magnete hergestellt werden. Dabei kann der neue Magnet eine andere Form aufweisen. Zuletzt gibt es die Möglichkeit der rohstofflichen Wiedergewinnung. Bei dieser werden spezielle Rohstoffe/Elemente, in diesem Fall SEM, zurückgewonnen [Bast et al. 2012].

In dem Projekt MORE arbeiten Forschungsinstitute und Unternehmen zusammen an einer Wiederverwendungs- und Wiederverwertungsstrategie für Fahrtriebsmotoren und die darin enthaltenen Magnetmaterialien. Es werden neben neuentwickelten Prozessen und Technologien auch die Nachhaltigkeits- und Wirtschaftlichkeitsbewertungen betrachtet. Mit dem Projekt MORE soll folgendes erreicht werden [Bast et al. 2012]:

- ▶ Erhöhung der Versorgungssicherheit von Hightech-Rohstoffen
- ▶ Sicherung kontinuierlicher industrieller Produktion
- ▶ Sicherung der internationalen Wettbewerbsfähigkeit und
- ▶ Schonung natürlicher Ressourcen.

Dieses Projekt ist noch nicht abgeschlossen. Die Zielstellung weist auf ein vielversprechendes Behandlungskonzept hin, das sich in Zukunft jedoch erst behaupten werden muss.

4.2.2 Optimierung der Separation von Bauteilen und Materialien aus Altfahrzeugen zur Rückgewinnung kritischer Metalle (ORKAM)

(Projektzeitraum: 09/2013 – 01/2015)

In Deutschland fallen jährlich rund eine halbe Million Pkw und leichte Nutzfahrzeuge als Altfahrzeuge an. In Fahrzeugen wird eine zunehmende Menge an kritischen, umweltrelevanten Metallen (z.B. Silber, Gold, Palladium, Indium, SEM) in Elektronikanwendungen eingesetzt. Durch eine gezielte Separation von Komponenten mit relevanten Gehalten dieser Metalle kann ein hoher Recyclinggrad und Beitrag zur Ressourcenschonung erreicht werden. Deshalb war das Ziel des hier beschriebenen Projektes, den Separationsaufwand für die wichtigsten Bauteile und Materialien mit hohem Gehalten an kritischen bzw. umweltrelevanten Metallen (insbesondere Fahrzeugelektronik) aus Altfahrzeugen zu ermitteln. Projektpartner waren die Callparts Recycling GmbH in Kooperation mit der Ökopol GmbH und der ELPRO Elektronik-Produkt Recycling GmbH im Auftrag des Umweltbundesamts.

Im ersten Schritt identifizierten die Kooperationspartner anhand umfangreicher Recherchen zur Zusammensetzung von Fahrzeugelektronikkomponenten und durch Expertengespräche aus 117 Komponenten mit möglicher Relevanz 30 Zielkomponenten für praktische Demontageversuche. Im zweiten Schritt wurden praktische Separationsversuche an einer Stichprobe von 11 Altfahrzeugen durchgeführt und systematische Separationsinformationen, beispielsweise zum Demontageaufwand, erhoben und in einer Datenbank dokumentiert. Dabei stand nicht eine zerstörungsfreie Bauteil-Demontage zur Ersatzteilgewinnung, sondern um eine bei Bedarf auch zerstörende Separation mit dem Ziel der stofflichen Verwertung im Fokus

Aus den Untersuchungsergebnissen wurden Empfehlungen für eine optimale Separationstiefe für die Elemente der Fahrzeugelektronik und ggf. weitere Bauteile aus Altfahrzeugen vor dem Schreddern abgeleitet. Um die gewonnenen Erkenntnisse für die Branche der Altfahrzeug-Demontagebetriebe nutzbar zu machen, wurden Arbeitsanleitungen mit Checklisten und Vorschläge für informatorische Maßnahmen (z.B. Kennzeichnung, IDIS) formuliert.

Die Untersuchungen und Diskussionen mit Branchenexperten haben ergeben, dass die Informationslage zur Demontage von Fahrzeugelektronik verbessert und die Behandlungskette für separierte Fahrzeugelektronik effizienter gestaltet werden müssen, um die Demontage und Verwertung der betrachteten Baugruppen effektiv und möglichst wirtschaftlich gestalten zu können [DTAD 2015, Groke et al. 2015, Kohlmeyer et al. 2015a, Kohlmeyer et al. 2015b].

4.2.3 Entwicklung eines Verfahrens zur Rückgewinnung von Kunststoffen und Platinen aus dem Elektronikschrott

(Projektzeitraum: 11/2004 – 04/2008)

Wie bereits in Kapitel 2.3.1.3 beschrieben, stellt die Verarbeitung von Elektro(nik)altgeräten eine signifikante Verlustursache für Edel- und Technologiemetalle dar. Aus diesem Grund hat die Brandenburgische Technische Universität Cottbus (BTU) in Kooperation mit 15 Partnern ein Verfahren, bis zur Stufe einer Demonstrationsanlage, entwickelt, welches die Rückgewinnung der in EAG enthaltenen Kunststoffe und Edelmetalle deutlich verbessert.

Aufgrund der laufenden Patentanträge ist keine ausführliche Beschreibung des neu entwickelten Verfahrens verfügbar. Das Projekt hat zusammenfassend folgende Punkte beinhaltet [Stollberg et al. 2008]:

- ▶ Um den Stoffstrom in die gewünschten Zielfractionen zu trennen musste eine geeignete Aufbereitungskette zusammengestellt werden
- ▶ Auf Basis eines mikrobiologischen Verfahrens wurde eine Technologie entwickelt, die die metallischen Bestandteile von den Leiterplatten separiert
- ▶ Das Kunststoffgemisch musste mittels NIR-Sortierung in die gewünschten Fractionen aufgeschlüsselt werden
- ▶ Die anschließende Aufbereitung der sortierten Kunststoffe, um diese dem Stoffkreislauf zuzuführen
- ▶ Die Aufbereitung der Zwischenprodukte, die bei der biologischen Laugung der Leiterplatten entstehen (Kupferlösung und Metallschlammgemisch) um diese im Anschluss dem Stoffkreislauf zuführen zu können.

Zusammengefasst lässt sich sagen, dass die Aufbereitung des Elektronikschrotts mit Hilfe dieses neuentwickelten Verfahrens möglich ist. Es wurden neue Projektanträge an das BMBF gestellt, um die finanziellen Risiken, die bisher eine Umsetzung als kommerzielle Anlage verhindert haben, zu minimieren. Dennoch besteht seitens der Industrie schon Interesse an einzelnen Verfahrensschritten, wie beispielsweise an der Laugung von händisch aussortierten Leiterplatten [Stollberg et al. 2008]. Das Verfahren ist auch hinsichtlich des Recyclings der in Altfahrzeugen enthaltenen elektr(on)ischen Komponenten von Interesse.

4.2.4 Einsatz einer Kompaktsortieranlage zur Metallausschleusung bei Schredderleichtfraktionen

(Projektzeitraum: 09/2009 – 10/2010)

Bei der mechanischen Aufbereitung von Fahrzeugkarosserien und Haushaltsgroßgeräten, dem sogenannten Schreddern, entsteht eine Schredderleicht- und eine Schredderschwerfraktion. Die Schredderleichtfraktion macht 20 % des gesamten anfallenden Stoffstroms aus. Während die enthaltenen Fe-Metalle mithilfe eines Überbandmagneten ohne größere Schwierigkeiten abgetrennt werden können, sind bis zu 8 Gew.-% NE-Metalle in der Schredderleichtfraktion enthalten. Mittels eines Wirbelstromverfahrens, was derzeit Stand der Technik ist, können 1,5–2 Gew.-% NE-Metalle, bezogen auf die gesamte Schredderleichtfraktion, abgeschieden werden. Die restlichen NE-Metalle sind für den Stoffkreislauf verloren [Tabel et al. 2010].

Im Rahmen des Projektes „Einsatz einer Kompaktsortieranlage zur Metallausschleusung bei Schredderleichtfraktionen“ soll die Abscheidung von NE-Metallen auf mindestens 5 Gew.-% gesteigert werden, was einer Verbesserung von über drei Prozentpunkten entspricht. Anhand der bereits bestehenden Anlage der Firma LSH Lübecker Schrotthandel GmbH bedeutet dies ca. 700 Mg mehr NE-Metalle (40 % Aluminium, 40 % Edelstahl und 20 % Buntmetalle) im Jahr, die dem Stoffkreislauf zugeführt werden können [Tabel et al. 2010].

Die Verbesserung der NE-Metall-Ausbeute soll mit Hilfe einer Kompaktsortieranlage, wie sie für die Abtrennung von Metallen aus MVA-Schlacken und bei der Schredderschwerfraktion zum Einsatz kommt, erreicht werden. Durch bestimmte Modifikationen kann diese Anlage

speziell für den Einsatz zur Abtrennung von NE-Metallen aus der Schredderleichtfraktion eingesetzt werden. Diese umfassen beispielsweise nachträglich angebrachte Stahlplatten an der Dosiertrommel oder den Einbau eines weiteren Langteilabscheiders. Für weitere Informationen über die Modifikationen siehe [Tabel et al. 2010].

Nach dem mehrfachen Testbetrieb der Anlage lässt sich abschließend sagen, dass mit der modifizierten Kompaktsortieranlage im Praxisbetrieb mindestens 6 Gew.-% NE-Metalle aus der Schredderleichtfraktion abgetrennt werden können. Des Weiteren weist die Anlage eine sehr kurze Amortisationszeit auf [Tabel et al. 2010].

4.2.5 SILAS - Schnelle Identifikation von Leichtmetall-Legierungen für die automatische Sortierung

(Projektzeitraum: 07/2002 – 12/2004)

Nach Eisen hat sich Aluminium als das meist produzierte Metall etabliert. Dies liegt unter anderem an den positiven Eigenschaften wie der geringen Dichte, der hohen Korrosionsbeständigkeit und der guten elektrischen Leitfähigkeit. Aluminium wird unter hohem Energieaufwand aus Bauxit gewonnen. So wird zum Beispiel für die Produktion einer Tonne Aluminium im Vergleich zur Herstellung einer Tonne Weißblech etwa die zehnfache Energiemenge benötigt. Im Vergleich zur Herstellung einer Tonne Glas wird bei der Aluminiumherstellung ca. die 27-fache Menge an Energie benötigt. Wird dagegen Aluminium aus Aluminiumschrott gewonnen, wird nur etwa 5 % der in der Primärgewinnung eingesetzten Energie benötigt. Um Aluminium ohne Qualitätsverlust einschmelzen zu können, muss die genaue Zusammensetzung bekannt sein. Mit Sortierverfahren nach derzeitigem Stand der Technik können Aluminiumschrotte nicht in ihre Hauptlegierungsgruppen, Knet- und Gusslegierungen, aufgetrennt werden. Aus diesem Grund wird Aluminium unbekannter Zusammensetzungen nur als eine Mischung aluminiumhaltigen Materials angereichert [Mutz et al. 2005].

Eine Sortierung des Aluminiumschrottes in seine beiden Hauptlegierungen oder sogar in weitere Gruppen bietet folgende Vorteile [Mutz et al. 2005]:

- ▶ Kenntnis über die elementare Zusammensetzung des Aluminium-(Misch)-Schrottes
- ▶ Wegfall des Downcyclings des Sekundäraluminiums aus den verschiedenen Sammelstellen
- ▶ Verminderung der existierenden Fehlmenge an Sekundäraluminium im deutschen Markt
- ▶ Vermeidung kostenintensiver metallurgischer Prozessschritte
- ▶ Steigerung der ökologischen und ökonomischen Effizienz des Aluminiumrecyclings

Um Aluminiumschrotte in die Legierungen zu trennen, hat die Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule in Aachen (RWTH) in Kooperation mit dem Fraunhofer-Institut für Lasertechnik (ILT) im Projekt „SILAS – Schnelle Identifikation von Leichtmetall-Legierungen für die automatische Sortierung“ eine Sortieranlage entwickelt, die mittels Bildverarbeitung und Laserspektroskopie die Legierungen identifiziert. Das Projekt lief unter dem Namen. Die Aluminiumschrotte werden im ersten Schritt vereinzelt. Anschließend werden die Form, die Größe, die Lage auf dem Fließband und der Abstand zu den darauf folgenden Stücken bestimmt. Eine 3D-Geometriemessung bestimmt zudem die Oberflächenform. Ein gepulster Lasterstrahl wird anschließend an die genaue Position des Aluminiumteils geschickt, die im

Vorfeld von der Bildverarbeitung berechnet wurde. Daraufhin wird das Spektrum des Aluminiumschrottes analysiert, so dass das Teil einer Legierungsgruppe zugeordnet und mittels Luftstoß am Ende des Fließbandes sortiert werden kann. Die Anlage erreichte eine Leistungsfähigkeit von bis zu 50 Sortieraufgaben pro Sekunde [Mutz et al. 2005].

Das Projekt wurde 2005 abgeschlossen. Im Anschluss wurde die Demonstrationsanlage in Eigenregie zu einem Prototypen weiterentwickelt.

4.2.6 Entwicklung von Recyclingkonzepten für Aluminium-Sonderwerkstoffe

(Projektzeitraum: 10/2001 – 09/2004)

Parallel zu den oben beschriebenen Verbesserungen einer Sortieranlage zum Trennen von Aluminiumschrott in seine Legierungen wurden an der RWTH Aachen ein Projekt mit dem Thema „Entwicklung von Recyclingkonzepten für Aluminium-Sonderwerkstoffe“ durchgeführt. Im Rahmen dieses Projektes wurden MMC/AMC (Metal matrix composite/Aerospace metal composite), Aluminiumschäume, eisenhaltiger Rücklauf, Werkstoffverbunde und Sonderlegierungen auf ihre Rückführbarkeit in den Stoffkreislauf untersucht. Dazu wurden zahlreiche Schmelzversuche durchgeführt. Als wichtigstes Ergebnis dieses Projektes lässt sich ableiten, dass MMC so gut wie keine Probleme beim Einsatz im konventionellen Aluminiumrecycling verursacht. Beim Recycling von Schäumen und Sonderlegierungen dürfen nicht zu große Mengen dem Aluminiumrecycling zugegeben werden. Das Recycling von eisenhaltigen Aluminiumschrotten wurde im Rahmen des Projektes aufgrund des Ausscheidens eines Kooperationspartners nicht bis zum Ende verfolgt [Jessen, Friedrich 2004].

Allgemein ist die Beimengung von Aluminiumprodukten mit einer vom Hauptmaterial abweichenden Zusammensetzung kritisch zu betrachten, da sich die Qualität des Sekundäraluminiums allgemein verschlechtert [Mutz et al. 2005].

4.2.7 LASMET - Laser-spektroskopische Erkennung und Trennung bewegter metallischer Objekte bei Recyclingstoffströmen im Hochdurchsatz

(Projektzeitraum: 08/2008 – 12/2010)

Das im Projekt SILAS beschriebene Konzept wurde im Projekt „LASMET - Laser-spektroskopische Erkennung und Trennung bewegter metallischer Objekte bei Recyclingstoffströmen im Hochdurchsatz“ weiterentwickelt. Bisher war ein Problem, dass bei Verunreinigungen das Spektrum des Aluminiumschrottes verfälscht wurde und es nicht der richtigen Legierungsgruppe zugeordnet werden konnte. Mit der neuentwickelten Lasereinheit kann tiefer in das vorliegende Material eingedrungen werden und zeitgleich auf den Reinigungsimpuls des Lasers, der zuvor von Nöten war, verzichtet werden. Dies hat ebenfalls zu einer Erhöhung der Analysegeschwindigkeit geführt, wodurch die Anlage eine Sortierleistung von 100 Teilen pro Sekunde mit einer höheren Reinheit erreichen konnte [Kelnberger 2010]. Das Projekt wurde 2011 abgeschlossen.

4.2.8 Kupfererkennung in Stahlschrott mittels Röntgenfluoreszenzanalyse plus Laser-Lichtschnittverfahren mit nachfolgender vollautomatischer Trennung (RoeFluSort)

(Projektzeitraum: 11/2012 – 10/2014)

Stahlschrott ist der weltweit meistrecycelte Werkstoff [BMBF 2013]. Weißblechschrotte sind dabei relativ leicht zu sortieren und erreichen sehr hohe Recyclingquoten. Dies liegt daran, dass dieser durch relativ einfache Verfahren abtrennbar ist. Bei dem sogenannten „Schredderschrott“, der eine Kombination verschiedenster Metallverbünde ist, ist das automatische Sortieren dagegen nicht so einfach möglich. Derzeit werden Kupferanteile manuell aus dem Schredderschrott entfernt. Auf diese Weise wird keine vollständige Abtrennung des Kupfers erreicht, was eine Verschlechterung des recycelten Stahls bedingt. Dieser kann in Folge dessen „nur“ als einfacher Baustahl verwendet werden [BMBF 2013].

Ziel des Projekts „Kupfererkennung in Stahlschrott mittels Röntgenfluoreszenzanalyse plus Laser-Lichtschnittverfahren mit nachfolgender vollautomatischer Trennung (RoeFluSort)“ war die Entwicklung einer Anlage, die den Kupfergehalt in Stahlschrott auf unter 0,2 % reduziert. Die Anlage basiert auf einem Sensor mit Röntgenfluoreszenztechnologie in Verbindung mit einem 3D-Verarbeitungssystem, welches die entstehenden Spektren auswertet. Die so analysierten Schrottpartikel, die bis zu einem Kilogramm schwer sein können, werden im Anschluss mittels eines Hochdruck-Selektionsverfahren aussortiert.

Das Projekt wurde ursprünglich im Oktober 2014 beendet. Derzeit liegen noch keine veröffentlichten Ergebnisse vor. Die entwickelte Pilotanlage sollte im Anschluss an das Projekt durch die Projektpartner bis zur Marktreife gebracht werden.

4.2.9 Innovatives Schrottcleaning für Kupferlegierungen zur Erweiterung des Einsatzspektrums von Schrotten

(Projektzeitraum: 07/2001 – 03/2004)

Neben Aluminium finden auch Kupferlegierungen ein breites Anwendungsgebiet in der Industrie. So werden beispielsweise Schiffspropeller aus Kupferlegierungen gegossen. Diese werden nach dem Gießen zur endgültigen Formgebung geschliffen. Allein bei der Firma „Mecklenburger Metallguss GmbH“ fielen im Jahr 2003 etwa 140 Mg Schleifstaub und Späne aus Kupferlegierungen, bei der Herstellung von Schiffspropellern, an. Ziel des Projektes „Innovatives Schrottcleaning für Kupferlegierungen zur Erweiterung des Einsatzspektrums von Schrotten“ war es, auf dem Markt erhältliche Kupferlegierungen direkt oder mit geringer Aufarbeitung in der Gießerei einzusetzen, was eine erhebliche Reduktion der Materialkosten ermöglichen sollte, die bei der Mecklenburger Metallguss GmbH 35 % der Gesamtkosten ausmachen [Händler 2004]. Dadurch wird die Aufarbeitung in der Verhüttung umgangen, was eine Absenkung des Energiebedarfs auf 46 % mit sich zieht [DKI 1995]. Ein weiterer Vorteil ist, dass durch einen direkten Einsatz der Kupferlegierungen in der Gießerei Umweltbelastungen durch Schwermetalle vermieden werden [Händler 2004].

In dem Projekt wurden unter anderem folgende Punkte bearbeitet [Händler 2004]:

- ▶ Prüfung, ob bestehende Schrottklassifizierungen bei Kupferschrotten den Direkteinsatz in der Gießerei erlauben
- ▶ Bestimmung der Grenzen von Verunreinigungen bis zu denen ein Direkteinsatz erfolgen kann
- ▶ Direkteinsatz von Schleifstaub aus aluminiumhaltigen Kupfergusslegierungen
- ▶ Untersuchungen zur Beseitigung schädlicher Bestandteile vor und während des Schmelzprozesses.

Die wichtigsten Ergebnisse dieses Projektes sind, dass die Firma Mecklenburger Metallguss GmbH seit Oktober 2002 den im Werk anfallenden Schleifstaub direkt in die Gießerei gibt. Neben dem Schleifstaub wird zusätzlich mehr Kupferschrott zur Herstellung eines Schiffspropellers eingesetzt, der günstiger im Einkauf ist. So hat sich 2003 der Einsatz von Kupferschrott im Vergleich zum Jahr 2001 in etwa verfünffacht. Des Weiteren wurden eine verbesserte Zustellmasse sowie ein Schmelzsatz entwickelt. Beide Neuentwicklungen wurden in die Herstellung von Schiffspropellern integriert [Händler 2004].

4.2.10 Entzinkung von Stahlschrotten – Nachhaltigkeitsanalyse

(Projektzeitraum: 05/2009 – 12/2012)

Neben Kupfer stellt auch die Anwesenheit von Zink beim Stahlrecycling ein Problem dar. Des Weiteren ist Zink ein relativ hochpreisiger Rohstoff, dessen Recycling demnach schnell wirtschaftlich wird. Bisher wird das Zink im Stahlwerk bei einer Temperatur von etwa 1200°C verdampft, wo es sich in Form von Stäuben im Filter anreichert. Im Anschluss wird das Zink im sogenannten Wälzprozess zurückgewonnen [Zeller et al. 2012].

Ziel des Projektes „Entzinkung von Stahlschrotten – Nachhaltigkeitsanalyse“, welches vom CUTEC-Institut koordiniert wurde, war die Entwicklung eines Verfahrens zur Verbesserung der derzeitigen Zink-Recyclingquote von ca. 60 %. Neben dem Erzeugen eines hochwertigen Rohstoffes sollten so außerdem negative Umweltauswirkungen verringert werden. Im Rahmen des Projektes wurde ein kaltes Entzinkungsverfahren entwickelt. Dies basiert auf der Entzinkung mittels Säurebädern, wobei die verwendete Prozesssäure aus der Primärzinkindustrie bezogen wird. Der Stahlschrott wird in der Anlage durch drei Beizmodule und im Anschluss durch zwei Waschmodule gefördert. Die während des Prozesses mit Zink angereicherte Säure wird im Anschluss in die Zinkhütte gefördert, die das Zink aus dieser zurückgewinnt. Die Säure kann somit ebenfalls recycelt werden. Der entzinkte Stahlschrott kann nach der Behandlung direkt in der Stahlindustrie eingesetzt werden [Zeller et al. 2012].

Im Rahmen des Projektes wurde eine Pilotanlage entwickelt. Die Zinkrecyclingquote kann durch dieses Verfahren auf über 98 % erhöht werden. Zeitgleich nimmt der CO₂-Ausstoß um den Faktor 40 und der Energiebedarf um den Faktor 50 ab [Zeller et al. 2012].

4.2.11 Li-WERT - Entwicklung eines innovativen Verfahrens zur gefahrlosen Demontage und stofflichen Verwertung von Lithium-Ionen-Batterien aus Fahrzeugen

(Projektzeitraum: 01/2011 – 12/2012)

Lithium-Ionen-Akkumulatoren finden aufgrund ihrer positiven Eigenschaften (wie beispielsweise der Abwesenheit eines sogenannten „Memory-Effekts“, der geringen Neigung zur Selbstentladung sowie der hohen Energiedichte) immer mehr Anwendung in technischen Geräten. So sind diese neben Mobiltelefonen auch in Elektrofahrzeugen zu finden. Da die Anzahl der zu recycelnden Lithium-Akkumulatoren in den nächsten Jahren deutlich steigen wird und diese verschiedene strategisch wichtige Rohstoffe enthalten, ist ein großflächig verbessertes Recycling der Batterien erforderlich [Markowski 2012]. Tabelle 4-1 gibt einen weltweiten Überblick über die Firmen, die sich im Jahr 2013 mit dem Recycling von Lithium-Ionen-Batterien beschäftigten. Dargestellt sind außerdem die jeweils verwendeten Aufbereitungsverfahren sowie die dabei verwertbaren Batterietypen.

Tabelle 4-1: Übersicht über weltweit verfügbare Behandlungsanlagen für Li-Ionen-Batterien [Weyhe 2012]

Unternehmen	Ort	Prozess	Batterietyp	Kapazität
XSTRATA Nickel Ltd.	Kanada (Sudberry)	Kalzinerung > EAF > Hydrometallurgie	Co-basierte Li-Ion Batterie	> 4.000 Mg/a
UMICORE S.A.	Belgien (Hoboken)	Direktes Schmelzen im Schachtofen Schachtofen > Hydrometallurgie	Konsumer + Industrie Li-Ion Batterie	> 4.000 Mg/a
RECUPYL S.A.	Frankreich (Grenoble)	Granulieren > Sieben > Lösen > Ausfällen	Konsumer Li-Ion	< 300 Mg/a
AKKUSER Ltd.	Finnland (Nivala)	Granulieren > Waschen > Sieben > Hydrometallurgie (OMG)	Konsumer Li-Ion	< 300 Mg/a
TOXCO Inc.	Kanada (BC, Trail)	Tiefemperaturkühlung > Granulierung > Sieben > weitere Details unbekannt	Konsumer Li-Ion	< 300 Mg/a
ACCUREC GmbH	Deutschland (Mülheim)	Pyrolyse > mechanische Aufbereitung > Hydro- oder Pyrometallurgie (je nach Typ)	Konsumer + Industrie Li-Ion Batterie	2013: 1.000 Mg 2014: 5.000 Mg

Drei der Firmen (XSATRA, UMICORE und ACCUREC) nutzen Verfahren, die einen hohen Durchsatz aufweisen und für eine weitere Bandbreite von Batterietypen geeignet sind. In diesen Verfahren werden die Lithiumakkumulatoren jedoch größeren Abfallströmen wie Erzen oder anderen Abfallströmen beigemischt, was die Rückgewinnung auf einen Teil der

enthaltenen Metalle einschränkt. Aluminium und Mangan werden dabei beispielsweise mit der Schlacke ausgetragen und sind damit für die weitere Nutzung verloren [Weyhe 2012].

Die Verfahren der Firmen RECUPYL, AKKUSER und TOXCO sind speziell auf Lithium-Ionen-Akkumulatoren ausgelegt. Diese werden zunächst granuliert, mit nicht näher beschriebenen Verfahren aufbereitet und anschließend einem hydrometallurgischen Verfahren zugeführt. Der Vorteil dieser Prozesse ist das breitere Spektrum an Metallen, welches damit zurückgewonnen werden kann [Weyhe 2012].

Die BTU hat in Zusammenarbeit mit sächsischen Unternehmen im Rahmen des Projektes Li-Wert ein automatisiertes Demontage- und Aufbereitungsverfahren entwickelt. Es wurde eine Transportbox für Lithium-Akkumulatoren entwickelt, die mechanisch stabil und unempfindlich gegenüber auslaufenden Elektrolyten ist. Des Weiteren konnte das Gefährdungspotenzial des Personals durch den Einsatz von Robotertechnik in der anschließenden automatisierten Demontage und Aufbereitung reduziert werden.

Im Anschluss an die Öffnung des Gehäuses und die Tiefentladung wird dabei der Akkumulator durch Roboter in seine Einzelteile zerlegt. Diese Demontage ist modular aufgebaut, um beispielsweise teildemontierte Akkumulatoren ebenfalls der Demontage zuführen zu können. Die separierten Leiterplatten und Steckkontakte dienen als Sekundärrohstofflieferanten. Die separierten Metalle werden verhüttet und die entstandene Kunststoffmischfraktion findet Einsatz als Ersatzbrennstoff. Somit bleiben bei der Demontage keine Reststoffe [Markowski 2012].

Dieses Projekt lief bis Ende des Jahres 2012 und die gewonnenen Erkenntnisse sollten im Rahmen einer Pilotanlage im Anschluss umgesetzt werden.

4.2.12 LithoRec – Recycling von Lithium-Ionen-Batterien

(Projektzeitraum: 09/2009 – 09/2011)

Die TU Braunschweig hat mit 11 Kooperationspartnern im Projekt „LithoRec – Recycling von Lithium-Ionen-Batterien“ ein weiteres Verfahren zum Recycling von Lithium-Ionen-Batterien entwickelt. Bei der mechanischen und hydrometallurgischen Aufbereitung von Lithium-Ionen-Batterien können 85 bis 95 % des Lithiums wiedergewonnen werden können. Des Weiteren weisen die Materialien, die mittels mechanischer Behandlung zurückgewonnen werden konnten, Batteriequalität auf. Dies bedeutet, dass diese Rohstoffe direkt der Produktion neuer Lithiumbatterien zugeführt werden können. Im Rahmen dieses Projektes wurde festgestellt, dass eine durchgängig automatisierte Demontage aufgrund der fehlenden Standardisierung in naher Zukunft nur eingeschränkt umzusetzen ist. Ein weiteres Ergebnis dieses Projektes ist die Erkenntnis, dass die Elektrolytrückgewinnung mittels Unterdruckkondensation und der Extraktion mit überkritischem Kohlendioxid möglich ist [Kwade, Bärwaldt 2012].

Dieses Projekt wurde im September 2011 mit einer Pilotanlage abgeschlossen. Die in Tabelle 4-1 aufgezeigten Verfahren der Firmen RECUPYL, AKKUSER und TOXCO ähneln den Verfahren, die von der BTU und der TU Braunschweig entwickelt wurden. Der wesentliche Unterschied ist, dass die Lithium-Batterien in den etablierten Verfahren direkt granuliert werden, ohne dass eine erste Demontage erfolgt. Die neu entwickelten Verfahren erreichen demgegenüber einen höheren Rückgewinnungsgrad der SEM.

5 Ausblick

Die zielgerichtete Demontage von Abfallströmen, wie beispielsweise von Altfahrzeugen oder Elektro(nik)altgeräten, dient der Schadstoffentfrachtung sowie der Bereitstellung von Fraktionen für nachgeschaltete Recyclingverfahren. Die derzeit genutzten Recyclingverfahren nach Stand der Technik sind jedoch stark auf Massenmetalle ausgerichtet. In der Folge gehen die für Baden-Württemberg identifizierten Top-10-Rohstoffe in den bisherigen Recyclingverfahren praktisch verloren. Darüber hinaus verschlechtern sie, bedingt durch zunehmende Anreicherung, die Qualität der recycelten Massenmetalle. Da die betreffenden werthaltigen Fraktionen derzeit nicht gezielt separiert und zur Verfügung gestellt werden, wird zudem eine großtechnische Realisierung entsprechender Recyclingtechnologien verhindert. Am Beispiel der Indiumrückgewinnung aus Flachbildschirmen konnten die Vorteile einer manuellen Demontage hinsichtlich Gesamteffizienz und Ökonomie gegenüber der rein maschinellen Vorbehandlung verdeutlicht werden. Vor diesem Hintergrund ist es das Ziel des Gesamtvorhabens, die bestehenden Demontageprozesse so zu erweitern, dass die für Baden-Württemberg strategisch wichtigen und versorgungskritischen Technologiemetalle zurückgewonnen werden können.

Im Rahmen einer intensiven Potenzialanalyse wurden Altfahrzeuge und Elektromotoren als besonders vielversprechende Stoffströme identifiziert, die über ein erhebliches ungenutztes Potenzial an Top-10-Rohstoffen verfügen, welches über innovative Demontageprozesse gehoben werden könnte.

In den in Baden-Württemberg in 2013 endgültig stillgelegten Altfahrzeugen sind, ausgehend von bauteilspezifischen Analysen, 13 bis 85 Mg/a Antimon, 0,2 bis 1,2 Mg/a PGM sowie 3 bis 21 Mg/a SEM enthalten. Bei den SEM sind hauptsächlich Lanthan (1–7 Mg/a), Cer (2–13 Mg/a) und Neodym (0,2–1,3 Mg/a) von Bedeutung.

Andere Quellen weisen jedoch teilweise erheblich höhere Potenziale aus. So ergibt sich beispielsweise auf Basis der Daten nach [Cullbrand, Magnusson 2011] für Pkw je nach Typ ein Potenzial von bis zu 117 Mg/a SEM. Für Baden-Württemberg ergibt sich anhand dieser Daten ein jährliches Potenzial von bis zu 95,4 Mg für das hauptsächlich in Klein- und Hilfsmotoren vorkommende Metall Neodym. In beiden Berechnungen ist vor allem der Gehalt an SEM in Altfahrzeugen um ein Vielfaches höher als beispielsweise in den in Baden-Württemberg erfassten EAG. Aus diesem Grund wird für die weitere Vorgehensweise vorgeschlagen, bei der Konzeption der geplanten Demontagefabrik eine Ausrichtung unter anderem auf den Stoffstrom Altfahrzeuge vorzunehmen, wobei auch eine Datenerhebung zu genauen Rohstoffgehalten, falls zugänglich unter Einbeziehung der bestehenden, umfangreichen IMDS-Datenbank (vgl. Kapitel 2.3.2) anzustreben ist. Bezüglich des Rohstoffgehaltes besonders relevante Baugruppen sind die zunehmend in Pkw verwendeten elektrischen Klein- und Hilfsmotoren. Aber auch Bremsbeläge beinhalten mit Antimon, Molybdän und Titan große Mengen an Technologiemetallen, die bei entsprechender Demontage und Zuführung zu geeigneten Recyclingverfahren zurückgewonnen werden können. Ziel ist es dabei, im Rahmen des Konzeptes der Demontagefabrik geeignete Vorkonditionierungsstrategien zu entwickeln und zu testen. Je nach Art des Bauteiles werden manuelle und automatisierte Prozesse auf ihre technische Anwendbarkeit und ökonomische Sinnhaftigkeit geprüft. Das Demontagekonzept soll anschließend in den bestehenden Erstbehandlungsanlagen für Altfahrzeuge umgesetzt werden. Dies lässt eine effiziente

Gestaltung der auf eine erweiterte Rohstoffrückgewinnung ausgerichteten Demontageschritte zu, da die Altfahrzeuge diesen Anlagen bereits im Status quo zugeführt werden und dort ohnehin bereits die Demontage schadstoffhaltiger Bauteile und die Entnahme von Flüssigkeiten stattfindet, so dass entsprechend geschultes Personal vorhanden ist. Perspektivisch soll so flächendeckend der Aufbau einer standardisierten Anreicherung von Technologiemetallen in den Erstbehandlungsbetrieben ermöglicht werden. Dadurch wird die Bereitstellung der für Recyclingprozesse erforderlichen Mindestinputmenge ermöglicht, die häufig ein wesentliches Hemmnis bei der Überführung von Recyclingverfahren aus dem Labormaßstab in die großtechnische Anwendung darstellt.

Zielstellung der im Folgevorhaben zu konzipierenden Demontagefabrik sollte aufgrund der großen und dezentral anfallenden Mengenströme an Altfahrzeugen die Erprobung und Optimierung geeigneter Demontageprozesse sein, die nach erfolgreicher Umsetzung in die bereits vorhandenen dezentralen Aufbereitungsbetriebe implementiert werden können.

Um die bei der Demontage vergleichbarer Baugruppen bestehenden Synergieeffekte zu nutzen, wurde im industriellen Bereich mit Elektromotoren ein Abfallstrom ausgewählt, der im grundsätzlichen Aufbau und Rohstoffgehalt den Klein- und Hilfsmotoren aus Altfahrzeugen entspricht. Diese Motoren wurden im Rahmen einer vom Öko-Institut erstellten Potenzialstudie bereits als wesentliche, bislang ungenutzte Quelle für SEM im Industriebereich identifiziert. Die Motoren sollten dabei nach dem Ausbau aus industriellen Anlagen der Demontagefabrik zugeführt werden. Nach der Demontage von Bauteilen, die für die Rückgewinnung von Technologiemetallen relevant sind (z.B. SEM-haltige Magnete, Elektronik), können die verbleibenden Massenmetalle an die Metallhändler weitergeleitet werden, welche bisher bereits die Motoren – in der Regel durch Zerkleinerung und Sortierung – für das nachfolgende Recycling aufbereiten. Auch sollten bestehende Reparaturbetriebe in das Konzept integriert werden, um dort anfallende, rohstoffrelevante Komponenten in der Demontagefabrik für das Recycling von kritischen Rohstoffen zu konditionieren.

Bei der Planung der Demontageschritte werden die Ergebnisse innovativer Forschungsprojekte berücksichtigt und einbezogen. Beispielsweise bietet das Umweltforschungsplan-Vorhaben ORKAM, in dem die Lage ressourcenrelevanter Elektronikbauteile in verschiedenen Fahrzeugtypen festgestellt und demontagebezogene Kennzahlen aufgenommen wurden, einen wichtigen Input für die Ausgestaltung der Demontage für Altfahrzeuge. Die Ergebnisse des BMBF-geförderten Projekts MORE zur Rückgewinnung von SEM-haltigen Magneten aus Elektromotoren fließen ebenfalls in das Vorhaben ein. Bezüglich der Integration der Demontagefabrik in den urbanen Raum wird zudem auf die Erkenntnisse aus dem vom UMBW geförderten Vorhaben Ultraeffizienzfabrik aufgebaut. Im Demontagefabrikprojekt soll in diesem Zusammenhang auch der Aspekt der Kennzeichnung von Komponenten entsprechend ihres Rohstoffgehaltes berücksichtigt werden. Die Kennzeichnung kann außerdem der Bereitstellung von Informationen über geeignete Arten und Abfolgen von Demontageschritten sowie zielführende Verwertungswege dienen. Darüber hinaus sollen innovative Konzepte zur Verbesserung bestehender Erfassungsstrukturen einbezogen werden.

Neben der Verbesserung des Recyclings durch Demontage werden ebenfalls weitere Vorkonditionierungstechniken im Fokus stehen. Im Projektverlauf wurde auf diesem Gebiet eine signifikante Lücke zwischen dem Stand der Forschung und dem Stand der Technik identifiziert. Wie der vorliegende Bericht verdeutlicht, bestehen daher weiterhin große

Potenziale zur Verbesserung der derzeitigen Recyclingverfahren – sowohl

- ▶ in Bezug auf die Wiedergewinnung der für Baden-Württemberg als kritisch identifizierten Rohstoffe
- ▶ als auch auf die Hochwertigkeit des Recyclings von Massenmetallen.

Die im vorliegenden Bericht beschriebenen Verfahrensansätze ermöglichen Handlungsstrategien, deren Umsetzung im Rahmen der Demontagefabrik die Lücke zwischen bereits entwickelten, innovativen Ansätzen zur Kreislaufschließung und der Etablierung dieser Verfahren zum Stand der Technik schließen kann. Im Zuge des Folgevorhabens „Demontagefabrik im urbanen Raum – Konzeption und Planung“ soll dazu eine zielgerichtete Auswahl aus diesen sowie weiteren, noch zu erhebenden Handlungsoptionen erfolgen, die in der Planungsphase konkrete Demonstrationsvorhaben für eine unmittelbare Umsetzung entwickeln.

Durch die Realisierung einer beispielgebenden Demontagefabrik, die neben der Erschließung von Wirtschafts- und Rohstoffpotenzialen einige der vorgestellten Ansätze erlebbar und publikumswirksam darstellt, wird ein Beitrag zur Versorgung Baden-Württembergs mit strategischen Metallen geleistet. Ein Leuchtturmcharakter der Demontagefabrik ist damit realistisch zu erwarten.

Weiterführend ist es vor allem die Umsetzung der gezeigten Konzepte in der Industrie, die letzten Endes zum Recycling 4.0 führen wird. Das Land Baden-Württemberg könnte somit seine Vorreiterrolle bei der Etablierung einer innovativen und zugleich nachhaltigen Rohstoffwirtschaft, im Sinne der Ressourcenwende, weiter ausbauen.

6 Anhang

6.1 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Durchschnittliche Zusammensetzung des Abfallinputs (Feuchtmasse) deutscher Müllverbrennungsanlagen nach Abfallfraktionen.....	11
Abbildung 2-2:	Beispielhafte Darstellung der Verwertung von MVA-Rostschlacken	12
Abbildung 2-3:	Periodensystem der in Altpapier potenziell vorkommenden Metalle/Halbmalle.....	15
Abbildung 2-4:	Post-Consumer End-of-Life Recyclingraten von Metallen.....	16
Abbildung 2-5:	Zusammensetzung kommunal gesammelter Elektro- und Elektronik-Altgeräte in Baden-Württemberg 2013	17
Abbildung 2-6:	Theoretisches Gesamtpotenzial Fe-, NE- und Edelmetalle in erfassten EAG in Baden-Württemberg	25
Abbildung 2-7:	Theoretisches Gesamtpotenzial Technologiemetalle in erfassten EAG in Baden-Württemberg	26
Abbildung 2-8:	Außerbetriebsetzungen, endgültige Stilllegungen und in Demontagebetrieben behandelte Kfz in Baden-Württemberg	27
Abbildung 2-9:	Aufteilung der Außerbetriebsetzungen von Kfz im Jahr 2013 nach Fahrzeugklassen und Hochrechnung der Aufteilung endgültig außer Betrieb gesetzter Kfz.....	28
Abbildung 2-10:	Rohstoffpotenzial in Alt-Kfz in Baden-Württemberg für das Jahr 2013	37
Abbildung 2-11:	Gesamtpotenzial der Technologiemetalle in den im Restabfall entsorgten EAG in Baden-Württemberg	42
Abbildung 2-12:	Gesamtpotenzial Fe-, NE- und Edelmetalle in den im Restabfall befindlichen EAG in Baden-Württemberg	43
Abbildung 2-13:	Methodik der auf statistischen Daten beruhenden Potenzialanalyse	44
Abbildung 2-14:	Identifizierte Potenziale der Top-10-Rohstoffe in entsorgten Katalysatoren, die gefährliche Stoffe enthalten (Abfallschlüsselnummer 16 08 02* und 16 08 07*)	45
Abbildung 2-15:	a) „RAEE-Point“-, b) „RAEE-Shop“- c) „RAEE-Parking“-Container d) „RAEE-Mobile“-Station.....	56
Abbildung 2-16:	Allgemeines Schema des EAG Recyclings	60
Abbildung 2-17:	Fließschema einer Aufbereitungsanlage für EAG mit Auslegung auf pyrometallurgische Erfordernisse und minimierte Metallverluste	66
Abbildung 2-18:	Fließschema der Vorsortierung	67
Abbildung 2-19:	Bei der Vorzerlegung schadstoffhaltiger Elektroaltgeräte auszubauende Bauteile.....	67
Abbildung 2-20:	Fließschema der maschinellen Zerlegung der schadstofffreien Geräte und Fraktionen	68

Abbildung 2-21: Fließschema der Musteranlage zur Demontage, Schadstoffentfrachtung, Trennung, Zerkleinerung und Materialsortierung	69
Abbildung 2-22: Fließschema der Musteranlage zur Aufbereitung von Kühlgeräten	70
Abbildung 2-23: Fraktionen und deren Indiumgehalte bei der mechanischen Vorbehandlung von Flachbildschirmen.....	74
Abbildung 2-24: Fraktionen und jeweilige Anteile am Gesamtgeräteinput bei der manuellen Vorzerlegung	75
Abbildung 2-25: Vorgehen bei einer automatisierten Demontage nach Stand der Wissenschaft (mit Integration einer Informationsrückkopplung).....	87
Abbildung 2-26: Reduktion der Demontagezeit, sowie der Anzahl nötiger menschlicher Eingriffe während des Demontageprozesses von TFT-Monitoren unterschiedlicher Bauart durch den Einsatz eines lernfähigen Demontagesystems.	87
Abbildung 2-27: Behandlung von Altfahrzeugen nach AltfahrzeugV.....	90
Abbildung 3-1: Beseitigung und Verwertung von Abfällen in Deutschland 2012.....	95
Abbildung 3-2: Die zwei Entkopplungsziele einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft	96
Abbildung 3-3: Systematik der dissipativen Verlustmechanismen mit Beispielen	97
Abbildung 3-4: Übersichtsdiagramm der metallurgischen Aufbereitung ausgewählter Metalle. Dargestellt sind die Verteilung der Metalle in der Metall-, Schlacke- und Gasphase sowie deren Rückgewinnbarkeit	99
Abbildung 4-1: „Closing the gap“ – der Ansatz des European Institute of Innovation & Technology im Zuge der Initiative Knowledge and Innovation Community Raw Materials (KIC Raw Materials).....	102
Abbildung 6-1: In der Studie „Analyse kritischer Rohstoffe für die Landesstrategie Baden-Württemberg“ als kritisch eingestufte Rohstoffe nach absteigender Kritikalität.....	145

6.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Eisengehalte ausgewählter Reststoffe aus Eisenhütten.....	13
Tabelle 2-2:	Gehalt an bromierten Kunststoffen sowie Antimon in den im Jahr 2013 erfassten EAG in Baden-Württemberg.....	18
Tabelle 2-3:	Gewichtsspezifischer Gehalt an Leiterplatten und Technologiemetallen in Leiterplatten von Geräten der SG 1 und SG 2.....	19
Tabelle 2-4:	Theoretisches Potenzial an wirtschaftsrelevanten Rohstoffen in EAG aus SG 1 und SG 2.....	20
Tabelle 2-5:	Berechnung der Zusammensetzung von SG 3.....	21
Tabelle 2-6:	Theoretisches Potenzial an Technologierohstoffen in den EAG aus SG 3.....	22
Tabelle 2-7:	Theoretisches Potenzial an wirtschaftsrelevanten Rohstoffen in Gasentladungslampen.....	23
Tabelle 2-8:	Theoretisches Potenzial an Top-10-Rohstoffen in den Batterien und Kunststoffen der EAG aus SG 5.....	24
Tabelle 2-9:	Gehalt an Fe-, NE- und Edelmetallen in den SG 1 bis 5 in Ma.-%.....	24
Tabelle 2-10:	Theoretisches Potenzial an Fe-, NE- und Edelmetallen in den jährlich erfassten EAG in Baden-Württemberg.....	25
Tabelle 2-11:	Anzahl, Leergewicht und Gesamtmassen der endgültig außer Betrieb gesetzten Kfz im Jahr 2013 in Baden-Württemberg.....	29
Tabelle 2-12:	Kupferhaltige Bauteile in Kleinwagen, deren Gewicht, Kupfergehalt und Gesamtmasse Kupfer je Bauteilart.....	30
Tabelle 2-13:	Gewichtsspezifischer Gehalt an Technologiemetallen im beschichteten Trägermaterial von Keramik-Katalysatoren in Pkw und daraus resultierendes Gesamtpotenzial dieser Metalle in Baden-Württemberg im Jahr 2013.....	31
Tabelle 2-14:	Mengen von Starterbatterien in unterschiedlichen Kfz sowie daraus resultierendes Gesamtpotenzial an Antimon in Baden-Württemberg im Jahr 2013.....	32
Tabelle 2-15:	Masse verbliebener Bremsbeläge in unterschiedlichen Kfz.....	33
Tabelle 2-16:	Potenzial an Sb, Mo und Ti in Bremsbelägen von Kfz in Baden-Württemberg 2013.....	33
Tabelle 2-17:	Aus elektrischen und elektronischen Bauteilen in Kfz resultierende Gesamtmassen der Top-10-Rohstoffe.....	34
Tabelle 2-18:	Gesamtpotenzial der Top-10-Rohstoffe aus der Elektrik und Elektronik von demontierten bzw. endgültig stillgelegten Kfz in Baden-Württemberg.....	35
Tabelle 2-19:	Im baden-württembergischen und bayerischen Restabfall durchschnittlich enthaltene Menge an kleinen EAG und Batterien.....	39
Tabelle 2-20:	Abschätzung der Gesamtmasse der im baden-württembergischen Restabfall entsorgten EAG.....	41
Tabelle 2-21:	Ausgewählte Abfallmengen aus Wirtschaftszweigen, in denen Top-10-Rohstoffe eingesetzt werden nach.....	46

Tabelle 2-22: Geplantes Vorgehen bei der Erhebung von Daten zu Anfallmenge, Erfassung, Vorbehandlung und Verwertung von Elektromotoren aus gewerblichen und industriellen Anfallstellen.....	49
Tabelle 2-23: Vergleich der EAG-Sammelmengen einiger Kommunen in Nordrhein-Westfalen	52
Tabelle 2-24: Vergleich der EAG-Sammelmengen einiger Kommunen in Nordrhein-Westfalen	54
Tabelle 2-25: Input der deutschen Abfallentsorgungsanlagen 2012 (Stand Mai 2014)	59
Tabelle 2-26: Wirkprinzipien für Separationsprozesse.....	63
Tabelle 2-27: Rückgewinnungsraten von Edelmetallen für relevante Stoffströme in Abhängigkeit von unterschiedlichen Vorbehandlungen.....	71
Tabelle 2-28: Anteile der Vorbehandlungsverfahren an der Behandlung verschiedener EAG-Gerätetypen sowie Rückgewinnungsraten der enthaltenen Goldanteile in Deutschland.....	72
Tabelle 2-29: Rückgewinnungsraten verschiedener Metalle im Kupferprozess	73
Tabelle 2-30: Gesamteffizienz der Prozessketten zur Rückgewinnung von Indium aus Flachbildschirmen bei manueller und mechanischer Vorbehandlung.....	76
Tabelle 2-31: Bewertungskriterien der simulierten Demontageszenarien und deren Gewichtung	77
Tabelle 2-32: Zerlegekosten und Materialerlöse bei der Demontage von Flachbildschirmen.....	80
Tabelle 2-33: Gesamteffizienz der Indiumgewinnung aus Flachbildschirmen bei manueller und maschineller Vorbehandlung	81
Tabelle 2-34: Gesamtkosten der Indiumgewinnung aus Flachbildschirmen bei manueller und maschineller Vorbehandlung	81
Tabelle 2-35: Zeitaufwand, Zerlegekosten, Masse und Erlös der Neodymmagneten aus verschiedenen Geräten.....	82
Tabelle 2-36: Demontagekosten verschiedener elektr(on)ischer Geräte (in China) sowie der dazu benötigte Zeitaufwand.....	83
Tabelle 2-37: Materialwerte der betrachteten Top-10-Rohstoffe in einzelnen Komponenten in Altfahrzeugen.....	91
Tabelle 2-38: Verfügbare Materialwerte der betrachteten Top-10-Rohstoffe in einzelnen Kfz-Komponenten in Baden-Württemberg (Bezugsjahr 2012).....	92
Tabelle 4-1: Übersicht über weltweit verfügbare Behandlungsanlagen für Li-Ionen-Batterien	110
Tabelle 6-1: Werkstoffe und Bauteile, bei denen die Verwendung von Blei, Quecksilber, Cadmium oder sechswertigem Chrom nach Artikel 4 (2) a) der Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge nicht untersagt ist (Tabelle nach Entscheidung des Rates vom 20. September 2005 zur Änderung des Anhangs II der Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Altfahrzeuge (2005/673/EG))	146

Tabelle 6-2:	Elementgehalte elektrischer und elektronischer Bauteile in Pkw.....	148
Tabelle 6-3:	Gesamtpotenzial [Mg/a] an Top-10-Rohstoffen in Altfahrzeugen in Baden-Württemberg für das Jahr 2013.....	149
Tabelle 6-4:	Elementgehalte [g/Pkw] aus eigenen Berechnungen sowie nach [Cullbrand, Magnusson 2011].....	150

6.3 Literaturverzeichnis

- ACADEMIC 2015 ACADEMIC: Textilien: Recycling und Entsorgung. 2015, URL: http://universal_lexikon.deacademic.com/309237/Textilien:_Recycling_und_Entsorgung, abgerufen am: 05.06.2015.
- AHA 2015 Zweckverband Abfallwirtschaft Region Hannover (AHA): Die O-Tonne kommt in die City. Hannover, 2015, URL: <http://www.hannover.de/Service/Presse-Medien/hannover.de/Aktuelles/Die-O-Tonne-kommt-in-die-City>, abgerufen am 07.04.2015.
- Altfahrzeugrichtlinie 2000/53/EG Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge. Brüssel, Oktober 2000, URL: http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:02fa83cf-bf28-4afc-8f9f-eb201bd61813.0003.02/DOC_1&format=PDF, abgerufen am 03.06.2015.
- AltfahrzeugV 2013 Verordnung über die Überlassung, Rücknahme und umweltverträgliche Entsorgung von Altfahrzeugen (Altfahrzeug-Verordnung - AltfahrzeugV). Ausfertigungsdatum: 04.07.1997, Zuletzt geändert durch Art. 3 V v. 5.12.2013, URL: <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/altautov/gesamt.pdf>, abgerufen am 27.08.2015.
- Alwast, Riemann 2010 Alwast, H., Riemann, A.: Verbesserung der umweltrelevanten Qualitäten von Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau, 2010. 103 Seiten, URL: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4025.pdf>, abgerufen am 14.09.2015.
- Amazon 2015 Amazon Europe Core S.à r.l: Angaben zu Fahrzeugbatterien (Gewicht). Luxemburg, 2015.
URL:
<http://www.amazon.de/Batterie-Starterbatterie-absolut-Wartungsfrei-ersetzt/dp/B0071FPJ2G>,
<http://www.amazon.de/Batterie-Motorradbatterie-sealed-wartungsfrei-YTX9-BS/dp/B004M5CLSI>,
http://www.amazon.de/Yuasa-YT12B-BS-YUASA-Batterie/dp/B002EHI946/ref=zg_bs_2515466031_9,
abgerufen am 28.08.2015.
- Andreev et al. 2010 Andreev, A. A., Buynovskiy, A., Dyachenko, A., Kraydenko, R. I.: Method of extracting rare earth metal oxides from grinding wastes of permanent magnet manufacturing. Patent-Nr. RU 2369561, 2010.

- Ardente et al. 2014 Ardente, F., Mathieux, F., Recchioni, M.: Recycling of electronic displays: Analysis of pre-processing and potential ecodesign improvements. Resources, Conservation and Recycling 92, 2014. S. 158–171.
- AWB 2005 Abfallwirtschaftsbetrieb des Landkreises Neu-Ulm: Altpapier sammeln - Ressourcen schonen!. AWB - Umweltzeitung. (1), 2005. Seite 4.
- AWG 2015 Abfallwirtschaftsgesellschaft mbH Wuppertal (AWG): Elektronikschrottsammlung/Energiesparlampen. Wuppertal, 2015, URL:
<http://www.awg-wuppertal.de/web/awg.php?sid=725>, abgerufen am 07.04.2015.
- AWM 2014 Abfallwirtschaftsbetrieb München (AWM): Erweiterung der Elektroaltgerätesammlung. Kommunalreferat Abfallwirtschaftsbetrieb, Sitzungsvorlage Nr. 14-20 / V 00857, München, 24.07.2014, URL:
<http://www.ris-muenchen.de/RII/RII/DOK/SITZUNGSVORLAGE/3373232.pdf>, abgerufen am 07.04.2015.
- Basdere 2001 Basdere, B.: Ressourcenschonung – Demontagefabrik rettet vor dem Schredder. Wissenschaftsdienst der TU Berlin, 2 (1), 2001, URL:
<https://idw-online.de/de/news/31570>, abgerufen am 23.05.2015.
- Bast et al. 2012 Bast, U., Treffer, F., Thürigen, C., Elwert, T., Marscheider-Weidemann, F.: Recycling von Komponenten und strategischen Metallen aus elektrischen Fahrtrieben. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. und Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 5. TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, 2012. S. 699–706.
- Batterium 2015 batterium GmbH (2015): Gewicht von Autobatterien. Ludwigsburg, 2015, URL:
<https://www.autobatterienbilliger.de/Exide-Heavy-Expert-EE2253-225Ah-NKW-Batterie>, abgerufen am 30.09.2015.
- BAuA 2010 Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA): Handlungsanleitung zur guten Arbeitspraxis, Textilrecycling - Tätigkeiten mit Gefahrstoffen und biologischen Arbeitsstoffen beim Recycling von Textilabfällen – 2., überarbeitete Auflage. Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Dortmund/Berlin/Dresden, 2010. 40 Seiten.
- Beigl et al. 2010 Beigl, P., Schneider, F., Salhofer, S.: Vergleich von Sammelsystemen für Mobiltelefone. Müll und Abfall (10), 2010. S. 501-507.

- Bethge et al. 2014 Bethge, J. P., Hörmann, S., Hütz-Adams, F., Liese, S., Voge, A.-K.: Nachhaltige Rohstoffe für den deutschen Automobilsektor, Herausforderungen und Lösungswege. Südwind e.V. (Hrsg.), Siegburg, Mai 2014. 56 Seiten, URL: http://www.suedwind-institut.de/fileadmin/fuerSuedwind/Publikationen/2014/2014-13_Nachhaltige_Rohstoffe_fuer_den_deutschen_Automobilsektor.pdf, abgerufen am 29.09.2015.
- von Billerbeck et al. 2014 von Billerbeck, E., Ruh, A., Kim, D.: Verarbeitung von Filterstäuben aus der Elektro-stahlerzeugung im Wälzprozess. In: K. J. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle - Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2014. S. 387–398.
- BLAG KliNa 2015 Ständiger Ausschuss Umweltinformationssysteme der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft "Klima, Energie, Mobilität - Nachhaltigkeit" (BLAG KliNa): Fachanwendung Bodenschutz- und Altlastenkataster. 2015, URL: <http://www.la-na.de/servlet/is/1027/>, abgerufen am: 25.6.2015.
- Blaser et al. 2011 Blaser, F., Castelanelli, S., Wäger, P., Widmer, R.: Seltene Metalle in Elektro- und Elektronik-Altgeräten - Vorkommen und Rückgewinnungstechnologien. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) (Hrsg.), Bern, Dezember 2011. 41 Seiten, URL: http://www.bafu.admin.ch/abfall/10743/13016/index.html?lang=de&download=NHZLpZeg7t,Inp6l0NTU042l2Z6ln1acy4Zn4Z2qZpnO2Yuq2Z6gpJCHdYB,gmym162epYbg2c_JjKbNoKSn6A--, abgerufen am 03.07.2015.
- BMBF 2013 Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF): KMU-innovativ "Forschung für die Produktion von morgen" - Projektportraits der 10. Auswahlrunde mit Vorhabensbeginn 2013. Bundesministerium für Bildung und Forschung, Bonn, 2013. 32 Seiten.
- BMUB 2014 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB): Elektro- und Elektronikgeräte in Deutschland: Daten 2011 und 2012 zur Erfassung, Behandlung und Wiederverwendung. Bonn, 2014. 4 Seiten, URL: http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/elektronikgeraete_daten_2011_2012_bf.pdf, abgerufen am 22.06.2015.

- BMUB 2015 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB): Referentenentwurf – Gesetz zur Neuordnung des Gesetzes über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten (Elektro- und Elektronikgerätegesetz – ElektroG), URL: http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/elektrog_novelle_entwurf_bf.pdf, abgerufen am 20.09.2015.
- BMW 2013 Bayerische Motoren Werke Aktiengesellschaft (BMW AG): BMW Group Sustainable Value Report 2012. Bayerische Motoren Werke Aktiengesellschaft, München, 2013. 123 Seiten, URL: http://www.bmwgroup.com/bmwgroup_prod/d/0_0_www_bmwgroup_com/produktion/nachhaltige_produktion/info.html, abgerufen am 23.07.2015.
- Böni et al. 2015 Böni, H., Wäger, P., Figi, R.: Rückgewinnung von kritischen Metallen wie Indium und Neodym aus Elektronikschrott auf der Stufe der manuellen und mechanischen Vorbehandlung. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. und Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 8. TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2015. S. 443-462.
- Boliden 2015 Boliden Group: How A Smelter Works. 2015, URL: <http://www.boliden.com/Operations/Smelters/How-a-smelter-works/>, abgerufen am: 15.5.2015.
- Bolland 2009 Bolland, T.: Erstbehandlungsanlagen für Elektro- und Elektronik-Altgeräte in Deutschland – eine Stoffstromanalyse. Diplomarbeit am Institut für Technischen Umweltschutz, Fachgebiet Abfallwirtschaft, Technische Universität Berlin, 2009. 70 Seiten.
- Bolland et al. 2010 Bolland, T., Chancerel, P., Rotter, S.: Stand der Erstbehandlung für Elektro- und Elektronik-Altgeräte in Deutschland und Auswirkung auf die Rückgewinnung von Edelmetallen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. und Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 3. TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2010. S. 625–640.
- Brose 2012 Brose Fahrzeugteile GmbH & Co. Kommanditgesellschaft: Innovationen in Mechatronik. Produktbroschüre, Coburg, 2012. 32 Seiten, URL: <http://www.brose.com/media/Downloads/Presse/Portrait/Brose-Produktbroschuere-DE-2013.pdf>, abgerufen am 27.03.2015.

- Buchert et al. 2012 Buchert, M., Manhart, A., Bleher, D., Pingel, D.: Recycling critical raw materials from waste electronic equipment. Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Darmstadt, Februar 2012. 88 Seiten, URL: <http://www.oeko.de/oekodoc/1375/2012-010-en.pdf>, abgerufen am 21.05.2015.
- Buchert et al. 2013 Buchert, M., Ustohalova, V., Mehlhart, G., Schulze, F., Schöne, R.: Landfill Mining - Option oder Fiktion?. Darmstadt, Juli 2013. 50 Seiten, URL: <http://www.oeko.de/oekodoc/1802/2013-479-de.pdf>, abgerufen am 02.06.2015.
- Buchert et al. 2014 Buchert, M., Manhart, A., Sutter, J.: Untersuchung zu Seltenen Erden: Permanentmagnete im industriellen Einsatz in Baden-Württemberg. Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg. Öko-Institut e.V., Institut für angewandte Ökologie, Freiburg/Darmstadt /Berlin, Januar 2014. 54 Seiten, URL: <http://www.oeko.de/oekodoc/2053/2014-630-de.pdf>, abgerufen am 03.06.2015.
- Bunge 2014 Bunge, R.: Wieviel Metall steckt im Abfall? In: K. J. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle - Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2014. S. 91–104.
- Chancerel et al. 2009 Chancerel, P., Meskers, C. E. M., Hagelüken, C., Rotter, V. S.: Assessment of precious metal flows during preprocessing of waste electrical and electronic equipment. *Journal of Industrial Ecology* 13 (5), 2009. S. 791–810.
- Chancerel et al. 2011 Chancerel, P., Bolland, T., Rotter, S.: Status of pre-processing of waste electrical and electronic equipment in Germany and its influence on the recovery of gold. *Waste Management and Research* 29 (3), 2011. S. 309–17.
- Cullbrand, Magnusson 2011 Cullbrand, K., Magnusson, O.: The Use of Potentially Critical Materials in Passenger Cars. Department of Energie and Environment, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden, 2011. 68 Seiten. URL: <http://publications.lib.chalmers.se/records/fulltext/162842.pdf>, angerufen am 28.09.2015.
- DBU 1996 Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU): Abschlußbericht zum Projekt „Automatisierte Demontage elektronischer Altgeräte und Bestimmung der Recyclingmöglichkeiten“. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück, 1996. 81 Seiten.

- Dehoust 2002 Dehoust, G., Gebhardt, P., Gärtner, S.: Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zu Klimaschutz, Luftreinhaltung und Ressourcenschonung. Öko-Institut e.V., Institut für angewandte Ökologie, Darmstadt, 2002. 65 Seiten.
- DENA 2010 Deutsche Energie-Agentur GmbH (dena) (Hrsg.): Ratgeber Fördertechnik für Industrie und Gewerbe. Berlin, 2010. 50 Seiten, URL:
http://www.stromeffizienz.de/uploads/tx_zrwshop/Ratgeber_Foerdertechnik_Industrie_und_Gewerbe.pdf, abgerufen am 25.06.2015.
- DESTATIS 2014a Statistisches Bundesamt DESTATIS: Abfallentsorgung 2012 - Input der Abfallentsorgungsanlagen. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 2014, URL:
https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Abfallwirtschaft/Tabellen/AE2012_Input_Abfallentsorgungsanlagen.html, abgerufen am 30.03.2015.
- DESTATIS 2014b Statistisches Bundesamt DESTATIS: Abfallentsorgung 2012, Fachserie 19, Reihe 1. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 2014. 222 Seiten, URL:
https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebungen/Abfallwirtschaft/Abfallentsorgung2190100127004.pdf?__blob=publicationFile, abgerufen am 29.06.2015.
- DESTATIS 2014c Statistisches Bundesamt DESTATIS: Umwelt - Abfallbilanz 2012. Wiesbaden, 2014, URL:
https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Abfallwirtschaft/Tabellen/Abfallbilanz2012.pdf?__blob=publicationFile, abgerufen am 29.06.2015.
- Dietz 2014 Dietz, S.: Platinum Group Metal Recovery from Spent Catalytic Converters Using XRF. Thermo Fisher Scientific (Hrsg.). Waltham, 20.03.2014, URL:
<http://acceleratingscience.com/metals/platinum-group-metal-recovery-from-spent-catalytic-converters-using-xrf/>, abgerufen am 30.09.2015.
- Deutscher Bundestag 2015 Verbleib von Altfahrzeugen aus Deutschland. Antwort der Bundesregierung auf die kleine Anfrage der Abgeordneten Peter Meiwald, Bärbel Höhn, Annalena Baerbock, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN (Drucksache 18/4303). Bundesanzeiger Verlag GmbH, Köln, 13.03.2015, URL:
<http://dipbt.bundestag.de/dip21/btd/18/043/1804303.pdf>, abgerufen am 24.07.2015.

- DKI 1995 Deutsches Kupferinstitut E.V. (DKI): Sachbilanz einer Ökobilanz der Kupfererzeugung und -verarbeitung. DKI Sonderdruck. Deutsches Kupferinstitut E.V. Selbstverlag, Düsseldorf, 1995. 19 Seiten.
- DTAD 2015 Deutscher Auftragsdienst (DTAD): DTAD-Archiv, Details der Ausschreibung, Titel: Optimierung der Separation von Bauteilen und Materialien aus Altfahrzeugen zur Rückgewinnung kritischer Metalle. URL: https://www.dtad.de/details/Optimierung_der_Separation_von_Bauteilen_und_Materialien_aus_Altfahrzeugen_zur_Rueckgewinnung_kritischer_Metalle_06844_DessauRosslau-8430413_1, abgerufen am 29.06.2015.
- Duan et al. 2011 Duan, H., Hou, K., Li, J., Zhu, X.: Examining the technology acceptance for dismantling of waste printed circuit boards in light of recycling and environmental concerns. Journal of Environmental Management 92 (3), 2011. S. 392–399.
- Duflou et al. 2008 Duflou, J. R., Seliger, G., Kara, S., Umeda, Y., Ometto, a., et al.: Efficiency and feasibility of product disassembly: A case-based study. CIRP Annuals - Manufacturing Technology 57 (2), 2008. S. 583–600.
- DUH 2008 Deutsche Umwelthilfe e.V. (Hrsg.): Factsheet Gasentladungslampen in Deutschland. Berlin, 2008, URL: http://www.duh.de/uploads/media/DUH_Toolkit_Fact_Sheet_02.pdf, abgerufen am 01.04.2015.
- EAR 2014 Stiftung Elektro-Altgeräte Register (EAR): Zusammensetzung gemischter Sammelgruppen. Fürth, 2014., URL: <https://www.stiftung-ear.de/service/kennzahlen/zusammensetzung-gemischter-sammelgruppen/>, abgerufen am 07.04.2015.
- EDG 2015 EDG Entsorgung Dortmund GmbH: Kombinierte Wertstofftonne. Dortmund, 2015, URL: <https://www.edg.de/Kombinierte-Wertstofftonne/133958,1031,131055,-1.aspx>, abgerufen am 07.04.2015.
- Elsner 2011 Elsner, H.: Kritische Versorgungslage mit Schweren Seltenen Erden – Entwicklung „Grüner Technologien“ gefährdet? In: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (Hrsg.): Commodity Top News, Nr. 36, Hannover, 2011. 8 Seiten.
- Empa 2009 Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (Empa): Material composition of four e-waste categories in %. Dübendorf/ St. Gallen/ Thun, 2009, URL: <http://www.ewasteguide.info/node/4074>, abgerufen am 22.05.2015.

- Enzner, Kuchta 2015 Enzner, V., Kuchta, K.: Die Verbrennung von Abfällen als Aufbereitungsschritt zur Rückgewinnung von Metallen. In: Tagungsband 5. Wissenschaftskongress Abfall- und Ressourcenwirtschaft der Deutschen Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V. (DGAW), Innsbruck, 2015. S. 25-28.
- Erden 2015 Erden, M. S.: Human Assist Robot Systems in Disassembly. TU Delft, 2015, URL:
<http://www.3me.tudelft.nl/nl/over-de-faculteit/afdelingen/biomechanical-engineering/secties/intelligent-mechanical-systems/projects/human-assist-robot-systems-in-disassembly/>
- Erdmann et al. 2011 Erdmann, L., Behrendt, S., Feil, M.: Kritische Rohstoffe für Deutschland - Identifikation aus Sicht deutscher Unternehmen wirtschaftlich bedeutsamer mineralischer Rohstoffe, deren Versorgungslage sich mittel- bis langfristig als kritisch erweisen könnte, Abschlussbericht. Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung (IZT), Berlin, 2011. 134 S.
- ESG 2015 ESG Edelmetall-Service GmbH & Co. KG: Preisinformationen zu Edelmetallankauf verschiedener Metallsorten. Rheinstetten, 2015, URL:
<http://www.scheideanstalt.de>, abgerufen am 01.09.2015.
- EuKomm 2011 Europäische Kommission: Ressourcenschonendes Europa – eine Leitinitiative innerhalb der Strategie Europa 2020. 2011, URL:
http://ec.europa.eu/resource-efficient-europe/pdf/resource_efficient_europe_de.pdf, abgerufen am: 2.3.2015.
- EuKomm 2014 Europäische Kommission: Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Non-Ferrous Metals Industries - Final Draft. Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies Sustainable Production and Consumption Unit, European IPCC Bureau, Oktober 2014, URL:
http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/NFM_Final_Draft_10_2014.pdf, abgerufen am 12.02.2015.
- Europäisches Parlament 2003 Europäisches Parlament Richtlinie 2002/96/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Januar 2003 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte. Brüssel, 2003, URL:
http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:ac89e64f-a4a5-4c13-8d96-1fd1d6bcaa49.0002.02/DOC_1&format=PDF, abgerufen am 09.04.2015
- Europäisches Parlament 2012 Europäisches Parlament: Richtlinie 2012/19/EU des europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte. WEEE-Novelle. Brüssel, 2012. URL:
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2012:197:0038:0071:de:PDF>, abgerufen am 07.04.2012.

- EUWID 2014 EUWID Recycling und Entsorgung: AWM wird bis zu 600 Container für kleine Elektroaltgeräte im Stadtgebiet aufstellen. Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH, Gernsbach, 2014. 24 (32), 2014, S. 23, URL: <http://www.euwid-recycling.de/news/wirtschaft/einzelansicht/Artikel/awm-will-bis-zu-600-container-fuer-kleine-elektrogeraete-aufstellen.html>, abgerufen am 14.04.2015.
- EUWID 2015 EUWID Recycling und Entsorgung: Illegale Exporte von Altfahrzeugen kritisiert. Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH, Gernsbach, 2015. 25 (14), 2015. S. 27.
- Fehrenbach et al. 2007 Fehrenbach, H., Giegrich, J., Mahmood, S.: Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2007. 137 Seiten
- FHH 2011 Freie Hansestadt Hamburg - Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt: Merkblatt Handel mit gebrauchten Kühlgeräten und Export von gebrauchten Kühlgeräten über den Hamburger Hafen. August 2011, URL: <http://www.hamburg.de/contentblob/1301548/data/merkblatt-export-kuehlschrank.pdf>, abgerufen am 10.02.2015.
- Fischer 2015 Fischer, A., INGEDE e.V., Institut für Wissenschaftliche Veröffentlichungen: Deinking: Schmutzpunkte und Stickys fordern immer mehr Einsatz, URL: <http://www.institut-wv.de/1269.0.html>, abgerufen am: 13.6.2015.
- Flamm, Zeller 2015 Flamm, M., Zeller, T.: Abschlussbericht Intelligente Sortierung von Stahlschrotten (SOSTA). Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH (CUTEC), Clausthal-Zellerfeld, 2015. 20 Seiten.
- Fraunhofer 2008 Fraunhofer UMSICHT, INTERSEROH: Recycling für den Klimaschutz - Ergebnisse der Studie von Fraunhofer UMSICHT und INTERSEROH zur CO₂-Einsparung durch den Einsatz von recycelten Rohstoffen. Interseroh SE, Köln, 2008. 16 Seiten.
- GESA 2015 Gemeinsame Stelle Altfahrzeuge (GESA): Rücknahmepflicht der Hersteller und Importeure. Gesellschaft für die Organisation der Entsorgung von Sonderabfällen mbH (Hrsg.), Neumünster, URL: <http://www.altfahrzeugstelle.de/de/61>, abgerufen am 25.06.2015.
- Gil Vazques et al. 2007 Gil Vazques, P., Pomares Baeze, J., Puente Mendez, S., Candelas Herias, F. A., Torres Medina, F.: Flexible multi-sensorial system for automatic disassembly using cooperative robots. International Journal of Computer-Integrated Manufacturing 20 (08), 2007. S. 757–772.

- Gillner et al. 2011 Gillner, R., Pretz, T., Rombach, E., Friedrich, B.: NE-Metallpotenzial in Rostaschen aus Müllverbrennungsanlagen. World of Metallurgy - Erzmetall 64 (5), 2011. S. 5–13.
- Gisbertz et al. 2014 Gisbertz, K., Friedrich, B., Heinrichs, S., Rübmann, D., Pretz, T., et al.: Metallurgische Verwertbarkeit aufbereiteter NE-Metallkonzentrate aus MV-Rostaschen. World of Metallurgy - Erzmetall 67 (2), 2014. S. 89–98.
- von Gleich et al. 2001 von Gleich, A., Brahmer-Lohss, M., Gottschick, M., Jepsen, D., Lohse, J., et al.: Nachhaltige Metallwirtschaft Hamburg, Erkenntnisse - Erfahrungen - praktische Erfolge, Endbericht des BMBF-Projektes "Effizienzgewinne durch Kooperation bei der Optimierung von Stoffströmen in der Region Hamburg. 2001. 275 Seiten.
- Gmünder 2007 Gmünder, S.: Recycling - From Waste to Resource. Assessment of optimal manual dismantling depth of a desktop PC in China based on eco-efficiency calculations. Diplomarbeit 2007MS14, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Oktober 2007. 113 Seiten.
- Goldmann 2015 Goldmann, D.: Auf dem Weg zum Silicon Valley des Recyclings. Vortrag zum REWIMET-Symposium, Clausthal, 30.6.2015.
- Graedel et al. 2011 Graedel, T. E., Allwood, J., Birat, J.-P., Buchert, M., Hagelüken, C., et al.: What Do We Know about metal recycling rates? USGS Staff -- Published Research (596), 2011.
- Gresch 2011 Gresch, P.: Trends in der Automobil-Elektronik unter dem Einfluss steigender Elektrifizierung. Brose Gruppe, Präsentation vom 24.05.2011. 30 Seiten, URL: http://www.automobilproduktion.de/uploads/2011/05/Gresch_aktuell.pdf, abgerufen am 15.03.2015.
- Groke et al. 2015 Groke, M., Kaerger, W., Sander, K., Bergamos, M.: Optimierung der Separation von Bauteilen und Materialien aus Altfahrzeugen zur Rückgewinnung kritischer Metalle (O.R.K.A.M.). Abschlussbericht. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 3713 33 337. Ketzin, Januar 2015. Veröffentlichung in Vorbereitung
- GRS 2014 Gemeinsames Rücknahmesystem - GRS Batterien: Wertvolle Rohstoffe zurückgewinnen. 2014, URL: <http://www.grs-batterien.de/verbraucher/ueber-batterierycycling.html>, abgerufen am: 22.6.2015.
- GSAK 2015 Gesellschaft für Stadtreinigung und Abfallwirtschaft Krefeld mbH: Containerdienst – Wir setzen uns ab!. URL: <http://www.gsak.de/container-dienst/>, abgerufen am 07.04.2015.

- Händler 2004 Händler, E.: Innovatives Schrottcleaning für Kupferlegierungen zur Erweiterung des Einsatzspektrums von Schrotten – Schlussbericht, Teilbericht MMG. Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), Bonn, 2004. 25 Seiten.
- Hagelüken 2005 Hagelüken, C.: Autoabgaskatalysatoren. Kontakt und Studium, Band 612, expert-Verlag, Renningen, 2005. 400 Seiten.
- Hagelüken 2006 Hagelüken, C.: Improving metal returns and eco-efficiency in electronics recycling. In: Proceedings of the 2006 IEEE International Symposium on Electronics & the Environment, San Francisco, 8.-11. Mai, 2006. S. 218–223.
- Hagelüken, Buchert 2008 Hagelüken, C., Buchert, M.: The mine above ground – challenges to recover scarce and valuable metals from EOL electronic devices. Vortrag auf der IERC Salzburg, Januar 2008, URL:
http://www.resourcefever.org/publications/presentations/Buchert_Hageluecken.pdf, abgerufen am 06.02.2015.
- Hagelüken, Corti 2010 Hagelüken, C., Corti, C. W.: Recycling of gold from electronics: Cost-effective use through 'Design for Recycling'. Gold Bulletin 43 (3), 2010. S. 209–220.
- Hagelüken, Meskers 2009 Hagelüken, C., Meskers, C.: Technology challenges to recover precious and special metals from complex products. In: R'09 Twin World Congress & World Resources Forum, 14-16 September 2009, Davos/Switzerland, 2009. 6 Seiten.
- Hall et al. 2008 Hall, W., Miskolczi, N., Onwudili, J., Williams, P.: Thermal Processing of Toxic Flame-Retarded Polymers using a Waste Fluidized Catalytic Cracker (FCC) Catalyst. In: Energy & Fuels 22 (4), 2008. S. 1691–1697.
- Hamburg-Magazin 2014 Hamburg-Magazin: 120 Container für kleine Elektrogeräte. Dumrath & Fassnacht KG (GmbH & Co.), Hamburg, 2014, URL:
<http://www.hamburg-magazin.de/service/umwelt/recycling-entsorgung/artikel/detail/120-container-fuer-kleine-elektrogeraete.html>, abgerufen am 07.04.2015.
- Hanisch et al. 2012 Hanisch, C., Haselrieder, W., Kwade, A.: Recycling von Lithium-Ionen-Batterien – das Projekt LithoRec. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky, Daniel Goldmann (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 5, TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2012. S. 691–698.
- Harms 2006 Harms, R.: Tools and processes for hybrid disassembly of automotive engines. First CIRP International Seminar on Assembly Systems, 2006. S. 209–214.

- Heinrichs et al. 2012 Heinrichs, S., Wens, B., Feil, A., Pretz, T.: Recovery of NF-metals from bottom ash's fine fraction – State-of-the-art in Germany. In: Venice 2012: Fourth International Symposium on Energy from Biomass and Waste, San Servolo, Venice, Italy, 2012.
- Herr 2015 Herr, B.: Gewicht Bremsbeläge. In: autoteile-direkt24. Iserlohn, URL: <http://www.autoteile-direkt24.de/shop/207/368/3875/4079/lkw---nfz-ersatzteile/bremsanlage/bremsbelaege/scheibenbremse.html>, <http://www.autoteile-direkt24.de/shop/207/368/3875/4080/lkw---nfz-ersatzteile/bremsanlage/bremsbelaege/trommelbremse.html>, abgerufen am 07.04.2015.
- Hohm et al. 2000 Hohm, K., Muller Hofstede, H., Tolle, H.: Robot assisted disassembly of electronic devices. Proceedings. 2000 IEEE/RSJ International Conference on Intelligent Robots and Systems 2, 2000. S. 1273–1278.
- Hönscheid 2015a Hönscheid, T.: Schrottpreise. München, 2015, URL: <http://www.schrottpreis.org>, abgerufen am 29.06.2015.
- Hönscheid 2015b Hönscheid, T.: Schrottpreis für Autoschrott. München, 2015, URL: <http://www.schrottpreis.org/autoschrott/>, abgerufen am: 20.4.2015.
- HP 2015 Hewlett-Packard GmbH (HP): IMDS Informationsseiten. Böblingen, 2015, URL: <https://public.mdsystem.com/de/web/imds-public-pages/home>, abgerufen am 09.09.2015.
- Huisman 2004 Huisman, J.: QWERTY and Eco-Efficiency analysis on cellular phone treatment in Sweden - The eco-efficiency of the direct smelter route versus mandatory disassembly of Printed Circuit Boards. Bericht des OCP-Design for Sustainability Programms, TU Delft, April 2004. 33 Seiten.
- IPA 2013 IPA – Informations-Portal-Abfallbewertung: Abfallstreckbriefe nach Abfallschlüssel, Informationen zu Herkunft und charakteristischer Zusammensetzung sowie zu Schadstoffen und gefährlichen Eigenschaften. Dienstleister Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV), Recklinghausen, 2013. URL: <http://www.abfallbewertung.org>, abgerufen am 11.09.2015.
- Jessen, Friedrich 2004 Jessen, K., Friedrich, B.: Entwicklung von Recyclingkonzepten für Aluminium-Sonderwerkstoffe. Abschlussbericht, RWTH Aachen, Aachen, 2004. 85 Seiten.

- KBA 2014 Kraftfahrt-Bundesamt (KBA) (Hrsg.): Fahrzeugzulassungen – Neuzulassungen, Besitzumschreibungen, Außerbetriebsetzungen von Kraftfahrzeugen und Kraftfahrzeuganhängern im Jahr 2013. Flensburg, Dezember 2014. S. 138, URL: http://www.kba.de/SharedDocs/Publikationen/DE/Statistik/Fahrzeuge/FZ/2013/fz7_2013_pdf.pdf?__blob=publicationFile&v=3, abgerufen am 07.04.2015.
- KBA 2015 Kraftfahrt-Bundesamt (KBA) (Hrsg.): Löschungen in den Jahren 1955 bis 2006 und Außerbetriebsetzungen in den Jahren 2007 bis 2014 nach Fahrzeugklassen. Flensburg, 2015, URL: http://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Ausserbetriebsetzungen/FahrzeugklassenAufbauarten/a_fzkl_zeitreihe.html, abgerufen am 14.07.2015.
- KCI 2015 KCI GmbH: Titan in der Automobilindustrie. In: Edelstahl Aktuell, Onlineausgabe, Kleve, 2015, URL: <http://www.edelstahlaktuell.de/titanium/ShowPage.aspx?pageID=879>, abgerufen am 07.04.2015.
- Kehl 2013 Heinz Kehl und Sohn GmbH CNC Fertigung: Stahl. 2013, URL: <http://www.kehl-cnc.de/leistungen/materialen/weichstahl.html>, abgerufen am: 13.5.2015.
- Kelnerberger 2010 Kelnerberger, R.: LASMET – Laser-spektroskopische Erkennung und Trennung bewegter metallischer Objekte bei Recyclingstoffströmen im Hochdurchsatz. Schlussbericht zum Teilvorhaben “Entwicklung einer für das Vorhaben geeigneten Laserstrahlquelle”. 2010. 18 Seiten.
- Kern et al. 2011 Kern, M., Siepenkothen, J., Krähling, H.: Auswirkungen der Wertstofftonne auf Mengen und Qualitäten von Abfallströmen. In: Wiemer, K.; Kern, M.: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung. Stofflich – energetisch VI., Witzenhausen-Institut – Neues aus Forschung und Praxis. Kassel, 2011. S. 185-198.
- Kieswerk Jais 2015 Kies- und Quetschwerk Jais GmbH & Co.Kg: Kenndaten eingesetzter Fahrzeuge. Gilching, 2015, URL: <http://www.kieswerk-jais.de/pages/lieferung.html>, abgerufen am 02.04.2015.
- Koch et al. 2002 Koch, G. H., Brongers, M. P. H., Thompson, N. G., Virmani, Y. P., Payer, J. H., et al.: Corrosion Cost and Preventive Strategies in the United States. 2002. US Department of Transportation - Federal Highway Administration. 784 Seiten.
- Kohlmeyer et al. 2015a Kohlmeyer, R., Groke, M., Sander, K.: Perspektiven der zunehmenden Fahrzeugelektronik für das Altfahrzeugrecycling. In: K. J. Thomé-Kozmiensky and D. Goldmann (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 8, TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2015. S. 183–205.

- Kohlmeyer et al. 2015b Kohlmeyer, R., Groke, M., Sander, K., Bergamos, M.: Rückgewinnung kritischer Metalle. Die Demontage von Elektro- und Elektronikkomponenten aus Altfahrzeugen für die stoffliche Verwertung kann einen wichtigen Beitrag zur Ressourceneffizienz leisten. In: Müllmagazin, 28 (02), 2015, URL: <http://www.resourceonline.de/default.asp?Thema=2658&Jahrgang=1112&Artikel=27081>, abgerufen am 29.06.2015.
- König 2012 König, K.: Abfallaufkommen in Industrie und Gewerbe in Baden-Württemberg – Diskrepanz zwischen erzeugter und im Land entsorgter Abfallmenge. In: Statistisches Monatsheft Baden-Württemberg, 06/2012. Stuttgart, 2015. S. 40–46, URL: http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de/Veroeffentl/Monatshefte/PDF/Beitrag12_06_08.pdf, abgerufen am 20.06.2015.
- Kopacek, Kopacek 2003 Kopacek, B., Kopacek, P.: Semi-automatisierte Demontage für Elektronikschrottreycling. Elektrotechnik und Informationstechnik 5, 2003. S. 149–153.
- Koyama et al. 2009 Koyama, K., Kitajima, A., Tanaka, M.: Selective leaching of rare earth elements from an Nd-Fe- B-magnet. Kidorui 54, 2009, S. 36–37.
- Kreis Wesel 2012 Kreis Wesel: Abfallaufkommen ist kreisweit gestiegen. Kreis Wesel, 20.06.2012, URL: <https://www.kreis-wesel.de/de/presse/abfallaufkommen-ist-kreisweit-gestiegen/>, abgerufen am 07.04.2015.
- Kroop et al. 2014 Kroop, S., Kaufhold, T., Lohmeyer, R., Mocker, M., Franke, M., Faulstich, M., Kranert, M., Böhme, L., Genslein, M., Clauß, D.: Analyse kritischer Rohstoffe für die Landesstrategie Baden-Württemberg. Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft des Landes Baden-Württemberg. Stuttgart, Dezember 2014. 274 Seiten.
- Kuchta, Enzner 2015 Kuchta, K., Enzner, V.: Ressourceneffizienz der Metallrückgewinnung vor und nach der Verbrennung. In: K. J. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 2 - Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2015. S. 107–116.
- Kwade, Bärwaldt 2012 Kwade, A., Bärwaldt, G.: LithoRec - Recycling von Lithium-Ionen-Batterien, Abschlussbericht zum Verbundvorhaben. Technische Universität Braunschweig, Braunschweig, 2012. 290 Seiten.
- LfU 2012 Bayerisches Landesamt für Umwelt: Abfallratgeber Bayern - Infoblatt Abfallwirtschaft - Altholz. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 2012. 9 Seiten.

- Lohse et al. 2001 Lohse, J.; Sand, K.; Virts, M.: Heavy Metals in Vehicles II. Studie im Auftrag des Directorate General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection of the Commission of the European Communities, Brüssel, Juli 2001, URL: http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/elv/heavy_metal_s.pdf, abgerufen am 08.05.2015.
- Looker 2015 Looker.de GmbH: Katalysatorankauf, Ankaufspreise für verschiedene Metalle. Berlin, 2015, URL: <http://www.looker.de>, abgerufen am 01.09.2015.
- Lucas et al. 2011 Lucas, R., Wilts, H., Sokolova, I.: Weltweite Wiedergewinnung von Platingruppenmetallen (PGM), Meilensteinbericht des Arbeitspakets 2.2 des Projektes „Materialeffizienz und Ressourcenschonung“ (MaRess). Gefördert durch das Umweltbundesamt und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Wuppertal, September 2011. 244 Seiten, URL: http://ressourcen.wupperinst.org/downloads/MaRess_AP2_3.pdf, abgerufen am 28.09.2015.
- LANUV 2015 Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) (Hrsg.): AIDA – Informationsplattform Abfall in NRW. Recklinghausen, 2015 URL: <http://www.abfall-nrw.de/aida/>, abgerufen am 18.03.2015.
- Luidold et al. 2013 Luidold, S., Poscher, A., Kaindl, M.: Recycling von Seltenen Erden aus Sekundärrohstoffen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. und Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 6. TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2013. S. 533-544.
- Lysgaard Bristøl 2012 Lysgaard Bristøl, L. M.: Characterization and recovery of rare earth elements from electronic scrap. Master Thesis, NTNU Trondheim (Norwegian University of Science and Technology), Trondheim, 2012. 55 Seiten.
- Maris et al. 2015 Maris, E., Botané, P., Wavrer, P., Froelich, D.: Characterizing plastics originating from WEEE: A case study in France. Materials Engineering 76 (5), 2015. S. 28–37.
- Martens 2011 Martens, H.: Recyclingtechnik. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 2011. 345 Seiten.
- Markowski 2012 Markowski, J.: Li-Wert - Automatisierte Demontage und Recycling von Lithium-Ionen-Traktionsakkumulatoren. PhD-Thesis, Brandenburgische Technische Universität, Cottbus, 2012.
- MBSW 2015 MBS-Anlage Westerwald GmbH & Co. KG: Versteckte Energien nutzen - Die mechanisch-Biologische-Stabilisierungsanlage Westerwald in Rennerod. 2015, URL: http://www.mbs-anlage.de/fileadmin/dateien/Dokumente/MBS-Anlage_Broschuere_web.pdf, abgerufen am: 23.6.2015.

- Melchert 2011 Melchert, W.: Altglas-Recycling – was passiert mit meinen eingeworfenen Flaschen?. Umwelt & Verkehr Karlsruhe. (3). Karlsruhe, 2011. S. 4–5.
- Meskers, Hagelüken 2009 Meskers, C., Hagelüken, C.: The impact of different pre-processing routes on the metal recovery from PCs. In: Hilty, L. M., Itoh, H., Hayashi, K., Edelmann, X. (Hrsg.): R'09 Twin World Congress and World Resources Forum "resource management and technology for material and energy efficiency", Davos, Switzerland September 2009, EMPA Materials Science and Technology, St Gallen, 2009. ISBN 978-3-905594-54-6.
- Nederkorn 2015 Nederkorn, H.: Sondermetallhandel, Ankaufspreise verschiedener Metallsorten. Weinbergen, 2015, URL: <http://www.metallankauf.org/metalle.html>, abgerufen am 01.09.2015.
- Mineral Fund 2015 Mineral Fund Advisory Pty. Ltd. (Hrsg.): Marktpreise verschiedener Metallsorten. Mineral Fund Advisory Pty. Ltd., Toronto, 2015, URL: <http://mineralprices.com>, abgerufen am 29.06.2015.
- Motorrad-Wiki 2015 Motorrad-Wiki: Typische Werte für Leergewichte von Motorrädern. 2015, URL: <http://motorrad.wikia.com/wiki/leergewicht>, abgerufen am 07.04.2015
- Mutz et al. 2005 Mutz, S., Aydin, Ü., Makowe, J., Killmann, D.: SILAS – Schnelle Identifikation von Leichtmetall-Legierungen zur automatischen Sortierung. Abschlussbericht. Technische Informationsbibliothek u. Universitätsbibliothek, 2005. 119 Seiten.
- Natkunarajah 2014 Natkunarajah, N.: Automatisierte Demontage von Lithium-Ionen-Batterien - Ein wichtiger Beitrag zur Rohstoffrückgewinnung. In: Teipel, U., Reller, A., Fraunhofer ICT Pfinztal, Georg-Simon-Ohm Hochschule Nürnberg, 3. Symposium Rohstoffeffizienz und Rohstoffinnovationen. Universität Augsburg, 2014. 496 Seiten. ISBN: 978-3-8396-0668-1.
- Nemry et al. 2008 Nemry, F., Leduc, G., Mongelli, I., Uihlein, A.: Environmental Improvement of Passenger Cars (IMPRO-car). Joint Research Centre Institute for Prospective Technological Studies (JRC) (Hrsg.), Sevilla, März 2008. 216 Seiten, URL: <http://ftp.jrc.es/EURdoc/JRC40598.pdf>, abgerufen am 03.08.2015.
- Newman et al. 2015 Newman, D., Amaducci, S., Sunseri, M.: Smart containers breathing life into Italian WEEE collection, In: Waste Management World, Onlineausgabe, Northbrook, 2015, URL: <http://www.waste-management-world.com/articles/print/volume-15/issue-3/wmw-special/smart-containers-breathing-life-into-italian-weee-collection.html>, abgerufen am 01. April 2015.

- NMUK 2011 Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz, Kommission der Niedersächsischen Landesregierung, 6. Regierungskommission Energie- und Ressourceneffizienz: Abschlussbericht des Arbeitskreises „Energie- und Ressourceneffizienz“. Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz, Referat für Presse und Öffentlichkeitsarbeit, Hannover, Dezember 2011. 43 Seiten.
- Oguchi et al. 2013 Oguchi, M., Sakanakura, H., Terazono, A.: Toxic metals in WEEE: Characterization and substance flow analysis in waste treatment processes. In: Science of the Total Environment 463–464 (2013), Elsevier Verlag, Oktober 2013. S. 1124–1132.
- Ökotest 2002 Ökotest Magazin: Ausgebremst – Test Bremsbeläge 2002. Nr. 1, 2002. ÖKO-TEST Verlag GmbH, Frankfurt am Main, 2002. S. 72.
- Olivetti et al. 2011 Olivetti, E., Gregory, J., Kirchain, R.: Life cycle impacts of alkaline batteries with a focus on end-of-life. Studie im Auftrag der National electrical manufacturers association. Massachusetts, Februar 2011, URL:
http://calpsc.org/mobius/cpsc-content/uploads/2015/01/life_cycle_impacts_of_alkaline_batteries_2011_02.pdf, abgerufen am 26.06.2015.
- Omnibusrevue 2015 Omnibusrevue: Bushandbuch und Buskatalog. Onlineausgabe, Springer Fachmedien München GmbH, Verlag Heinrich Vogel, München, 2015, URL:
<http://www.busfahrer magazin.de/sixcms/detail.php?id=584244>, abgerufen am 02.04.2015
- Onvista 2015 OnVista Media GmbH: Börsenpreise verschiedener Metallsorten. Frankfurt am Main, 2015, URL:
<http://www.onvista.de>, abgerufen am 01.09.2015.
- Pretz, Julius 2008 Pretz, T., Julius, J.: Stand der Technik und Entwicklung bei der berührungslosen Sortierung von Abfällen. Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft 60 (07-08), 2008. S. 105–112.
- Rauterberg-Wulff 1998 Rauterberg-Wulff A.: Beitrag des Reifen- und Bremsabriebs zur Rußemission an Straßen. Fortschrittsberichte des VDI, Reihe 15: Umwelttechnik Nr. 2020. VDI Verlag, Düsseldorf, 1998.
- Rebafka 2003 Rebafka, U.: Beitrag zur Entwicklung modularer Demontagewerkzeug. Dissertation. Fraunhofer IPK, Berlin; TU Berlin, Institut für Werkzeugmaschinen und Fabrikbetrieb -IWF-; Günther Seliger (Hrsg.), Fraunhofer IPK Verlag, Berlin, 2003.
- RecyclingPortal 2015 RecyclingPortal: IARC 2015: Automobilrecycling-Branche fordert Bekämpfung illegaler Aktivitäten. MSV Mediaservice & Verlag GmbH, Alling/Biburg, 26. März 2015, URL:
<http://recyclingportal.eu/Archive/12624>, abgerufen am 25.06.2015.

- Reppel 2004 Reppel, G. W., Vacuumschmelze GmbH & Co. KG: Verfahren zur Herstellung eines anisotropen Magnetpulvers und eines gebundenen anisotropen Magneten daraus. Patent-Nr. DE 10255604, 2004.
- Resende, Morais 2010 Resende, L. V., Morais, C. A.: Study of the recovery of rare earth elements from computer monitor scraps - Leaching experiments. Minerals Engineering 23 (3), 2010. S. 277–280.
- Reuter et al. 2013 Reuter, M., Hudson, C., van Schaik, A., Heiskanen, K., Meskers, C., Hagelüken, C.: Metal Recycling – Opportunities, limits, infrastructure, A Report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel. UNEP Division of Technology, Industry and Economics (Hrsg.), Paris. 314 Seiten.
- Rommel et al. 2013 Rommel, W., Hertel, M., Meyer, S., Nordsieck, H., Schipf, R.: Wertstoffpotenziale im Restmüll in Bayern - Konsequenzen für eine optimale Erfassung. Vortragsunterlagen zur VKS-Jahresfachtagung der Landesgruppe Bayern. Würzburg, 01./02.07.2013. S. 1–22.
- Rotter et al. 2015 Rotter, V. S., Ueberschaar, M., Geiping, J., Chancerel, P., Flamme, S.: Potenzial zum Recycling wirtschaftsstrategischer Metalle aus Elektroaltgeräten – Ergebnisse aus dem Upgrade Projekt. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. und Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 8. TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2015. S. 249–267.
- RP Kassel 2015 Regierungspräsidium Kassel: Altfahrzeug-Demontage. Kassel, 2015, URL:
http://www.rp-kassel.hessen.de/irj/RPKS_Internet?cid=2e874eca72220c770ad0a81698f8dcba, abgerufen am: 21.4.2015.
- Sander et al. 2012 Sander, K., Schilling, S., Marscheider-Weidemann, F., Wilts, H., von Gries, N., Hobohm, J.: Abfallwirtschaftliche Produktverantwortung unter Ressourcenschutzaspekten am Beispiel von Elektro- und Elektronikaltgeräten (Repro). Meilensteinbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. August 2012. 122 Seiten.
- Schiffmann et al. 2014 Schiffmann, O., Breitenstein, B., Goldmann, D.: Rückstände aus der thermischen Behandlung von Altholz. In: K. J. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2014. S. 261–272.

- Schmidt 2015 Schmidt, K.: Entsorgung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten – Eine Zwischenbilanz anlässlich der geplanten Novelle des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes. Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg.): Statistisches Monatsheft Baden-Württemberg, 02/2015. S. 32–36, URL: http://www.statistikportal.de/Veroeffentl/Monatshefte/PDF/Beitrag15_02_07.pdf, abgerufen am 04.05.2015.
- Schmid, Zur-Lage 2014 Schmid, D., Zur-Lage, L.: Perspektiven für das Recycling von Altfahrzeugen. In: K. J. Thomé-Kozmiensky and D. Goldmann (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 7. TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2014. S. 105–126.
- Schüler et al. 2011 Schüler, D., Buchert, M., Liu, R., Dittrich, S., Merz, C.: Study on Rare Earths and Their Recycling, Final Report for the Greens/EFA Group in the European Parliament. Öko-Institut e.V., Institut für angewandte Ökologie, Freiburg/Darmstadt /Berlin, Januar 2011. 140 Seiten, URL: <http://www.oeko.de/oekodoc/1112/2011-003-en.pdf>, abgerufen 07.07.2015.
- Schumacher, Jouaneh 2014 Schumacher, P., Jouaneh, M.: A force sensing tool for disassembly operations. Robotics and Computer-Integrated Manufacturing 30 (2), 2014. S. 206–217.
- Seelig et al. 2015 Seelig, J. H., Stein, T., Zeller, T., Faulstich, M.: Möglichkeiten und Grenzen des Recycling. In: K. J. Thomé-Kozmiensky und D. Goldmann (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 8. TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2015. S. 55–70.
- Seliger et al. 2005 Seliger, G., Consiglio, S., Odry, D., Zettl, M.: Development of Intelligent Modular Tools for Disassembly. Proc. 15th Int. CIRP Design Seminar, 2005. S. 182–187.
- Seifert et al. 2013 Seifert, S., Thome, V., Karlsletter, C., Maier, M.: Elektrodynamische Fragmentierung von MVA-Schlacken. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Aschen, Schlacken, Stäube. TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2013. S. 353–366.
- Spitzbart et al. 2008 Spitzbart, M., Schneider, F., Salhofer, S., Stengeli, A., Luger, T.: Semimanuelle Demontage von Elektro(nik)-Kleingeräten. Berichte aus Energie- und Umweltforschung 22/2008, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien, 2008. 91 Seiten.
- Sprecher et al. 2014 Sprecher, B., Kleijn, R., Kramer, G. J.: Recycling potential of neodymium: the case of computer hard disk drives. Environmental Science and Technology 48 (16), 2014. S. 9506–9513.

- SRU 2012 Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU): Umweltgutachten 2012 – Verantwortung in einer begrenzten Welt. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 2012. 422 Seiten.
- Stadt Hamburg 2015 Stadt Hamburg, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt: Von der Restmülltonne zur Recyclingbox. hamburg.de GmbH & Co. KG, Hamburg, 2015, URL: <http://www.hamburg.de/abfall-entsorgung/2710614/elektrosammlung/>, abgerufen am 07.04.2015.
- Stadt Münster 2015 Stadt Münster: Wohin mit dem Abfall?. Münster, 2015, URL: <http://awm.stadt-muenster.de/wohin-mit-dem-abfall/elektrogeraete.html>, abgerufen am 07.04.2015.
- Stadt Remscheid 2014 Stadt Remscheid: Alte Elektro- und Elektronikgeräte? Ab damit zur TBR!. Pressemeldung vom 12. Juni 2014, Remscheid, URL: <http://www.remscheid.de/pressearchiv/meldungen-2014/06-juni/146380100000115592.php>, abgerufen am 07.04.2015.
- StaLa BW 2013 Statistisches Landesamt Baden-Württemberg: Erzeugte Abfälle in Baden-Württemberg 2010 und relative Verteilung der Betriebe, Beschäftigten und Abfallmengen je Wirtschaftszweig. Schriftliche Auskunft vom 10.09.2013.
- StaLa BW 2015 Statistisches Landesamt Baden-Württemberg: Erhebung über die Abfallentsorgung: Demontagebetriebe für Altfahrzeuge und demontierte Altfahrzeuge in Baden-Württemberg seit 2004. Schriftliche Auskunft vom 17.07.2015.
- Steinbeis 2015 Steinbeis Papier GmbH: Fragen und Antworten. URL: <http://www.stp.de/magazinpapiere/fragen-antworten/reststoffe/>, abgerufen am: 20.6.2015.
- Stollberg et al. 2008 Stollberg, C., Pempel, H., Handschick, B., Friz, M.: Entwicklung eines Verfahrens zur Wertstoffrückgewinnung von Kunststoffen und Platinen aus dem Elektronikschrott, Endbericht. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Cottbus, 2008. 22 Seiten.
- Sundin et al. 2012 Sundin, E., Elo, K., Lee, M. L.: Design for automatic end-of-life processes. *Assembly Automation* 32 (4), 2012. S. 389–398.
- Tabel et al. 2010 Tabel, T., Leistner, W., Hollm, R.: Abschlussbericht zum Vorhaben "Einsatz einer Kompaktsortieranlage zur Metallausschleusung bei Schredderleichtfraktionen". LSH Lübecker Schrotthandel GmbH, Lübeck, 2010. 72 Seiten.
- Takeda et al. 2009 Takeda, O., Nakano, K., Sato, Y.: Resource recovery from waste of rare earth magnet by utilizing fluoride molten salts. *Yoyuen Oyobi Koon Kagaku*, 52, 2009. S. 63–70.
- Tani, Güner 1996 Tani, K., Güner, E.: Concept of an autonomous disassembly system using behavior-based robotics. *Advanced Robotics* 11 (2), 1996. S. 187–198

- TBS Solingen 2015 Technische Betriebe Solingen: Abfallbeseitigung – Elektro- und Elektronikgeräte sowie Altmetall. Stadt Solingen (Hrsg.). Solingen, 2015, URL: <http://www2.solingen.de/C125739700644139/html/03A0C8023578BFD5C1257AB1002C2BE3?OpenDocument>, abgerufen am 07.04.2015.
- Tesar Oehlinger 2008 Tesar, M., Oehlinger, A.: Elektroaltgerätebehandlung in Österreich - Zustandsbericht 2008. Report, Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2009. 258 Seiten. ISBN 3-85457-997-7.
- Thomé-Kozmiensky 2014 Thomé-Kozmiensky, K. J.: Verfahrenstechniken für das Recycling. In: K. J. Thomé-Kozmiensky und D. Goldmann (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 7. TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2014. S. 51–65.
- Tomas 2011 Tomas, J., Otto von Guericke Universität Magdeburg, Lehrstuhl Mechanische Verfahrenstechnik: Vorlesung Aufbereitungstechnik und Recycling. 2011, URL: http://www.mvt.ovgu.de/mvt_media/Vorlesungen/VO_AT_RC/AT_RC_33.pdf, abgerufen am 10.03.2015.
- Torres et al. 2009 Torres, F., Puente, S., Díaz, C.: Automatic cooperative disassembly robotic system: Task planner to distribute tasks among robots. Control Engineering Practice 17, 2009. S. 112–121.
- Tostar et al. 2013 Tostar, S., Stenvall, E., Boldizar, A., Foreman, M.: Antimony leaching in plastics from waste electrical and electronic equipment (WEEE) with various acids and gamma irradiation. Waste management 33 (3), 2013. S. 1478–1482.
- von Uexküll et al. 2005 von Uexküll, O., Skerfving, S., Doyle, R., Braungart, M.: Antimony in brake pads - a carcinogenic component?. Journal of Cleaner Production 13 (1), 2005. S. 19–31.
- UBA 2011 Umweltbundesamt (UBA), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB): Altfahrzeug-Verwertungsquoten in Deutschland im Jahr 2009 gemäß Art. 7 Abs. 2 der Altfahrzeug-Richtlinie 2000/53/EG - Quality Report: Beschreibung der verwendeten Daten nach Artikel 1 der KOM-Entscheidung 2005/293/EG über Altfahrzeuge. Dessau-Roßlau/Bonn 2011. 34 Seiten, URL: http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PD/P/Abfallwirtschaft/jahresbericht_altfahrzeug_2009_bf.pdf, abgerufen am: 26.06.2015.

- UBA 2014a Umweltbundesamt (UBA): Aufbereitung und Sortierung von Sperrmüll. 2014, URL: http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/abfallaufbereitung_sperrmuell_bws.pdf, abgerufen am: 20.6.2015.
- UBA 2014b Umweltbundesamt (UBA): Aufbereitung und Sortierung von Altpapier. 2014, URL: http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/abfallaufbereitung_altpapier_wps.pdf, abgerufen am: 20.6.2015.
- UBA 2014c Umweltbundesamt (UBA), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB): Jahresbericht über die Altfahrzeug-Verwertungsquoten in Deutschland im Jahr 2012 gemäß Art. 7 Abs. 2 der Altfahrzeug-Richtlinie 2000/53/EG - KOM-Tabellen und Qualitätsbericht (Beschreibung der verwendeten Daten) nach Artikel 1 und 3 der KOM-Entscheidung 2005/293/EG über Altfahrzeuge sowie nach dem KOM-Leitfaden „How to report on ELV according to Commission Decision 2005/293/EC“. Dessau-Roßlau/Bonn, Juni 2014. 38 Seiten, URL: http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/jahresbericht_alfahrzeug_2012_bf.pdf, abgerufen am: 15.07.2015.
- UBA 2015 Umweltbundesamt (UBA): Altfahrzeuge. Dessau-Roßlau 2015, URL: <http://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/produktverantwortung-in-der-abfallwirtschaft/alfahrzeuge>, abgerufen am: 17.4.2015.
- UMBW 2013 Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg: Abfallbilanz 2013. 25 Jahre Abfallbilanz Baden-Württemberg. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, Stuttgart, Juli 2014, URL: https://um.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-um/intern/Dateien/Dokumente/2_Presse_und_Service/Publikationen/Umwelt/Abfallbilanz_2013.pdf, abgerufen am 23.03.2015.
- UMBW 2015a Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg: Ressourceneffizienz und Kreislaufwirtschaft in der Diskussion, URL: <http://www.ressourceneffizienzkongress.de/>, abgerufen am 08.04.2015.

- UMBW 2015b Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg: Akteursplattform Ressourceneffizienz Baden-Württemberg, URL: <https://um.baden-wuerttemberg.de/de/wirtschaft/ressourcen-effizienz-und-umwelttechnik/aktorsplattform-ressourceneffizienz/>, abgerufen am 08.04.2015.
- UMBW 2015c Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg: Betrieblicher Umweltschutz in Baden-Württemberg – Farben, URL: <http://www.bubw.de/?lvl=7425>, abgerufen am: 24.6.2015.
- UMBW 2015d Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg: Anforderungen der Altfahrzeugeverordnung. URL: <http://www.bubw.de/?lvl=785>, abgerufen am: 18.5.2015.
- UNEP 2007 United Nations Environmental Programme (UNEP) (Hrsg.), International Environmental Technology Centre: E-waste, Volume II: E-waste Management Manual. Osaka/Shiga, 2007. 128 Seiten, URL: http://www.unep.or.jp/ietc/Publications/spc/EWasteManual_Vol2.pdf, abgerufen am 01.04.2015.
- UNEP 2009 United Nations Environmental Programme (UNEP): Recycling – From E-waste to Resources. Paris, Juli 2009. 120 Seiten, URL: http://www.unep.org/PDF/PressReleases/E-Waste_publication_screen_FINALVERSION-sml.pdf, abgerufen am 17.02.2015.
- USGS 2004 U.S. Geological Survey (USGS), Carlin, J. F.: Antimony. In: U.S. Geological Survey Minerals Yearbook 2004. Washington 2004. S. 6.1–6.4.
- VDA 2015 Verband der Automobilindustrie e.V. (VDA) (Hrsg.): VDA-Empfehlung Nr. 5500: Grundlagen zum RFID-Einsatz in der Automobilindustrie. Berlin, April 2015, URL: <https://www.vda.de/de/services/Publikationen/Publikation.~1261~.html>, abgerufen am 09.09.2015.
- VDI 2012 Verein Deutscher Ingenieure (VDI): VDI-Richtlinie 2343 - Recycling elektrischer und elektronischer Geräte - Blatt 4: Aufbereitung. Beuth Verlag GmbH, Berlin, 2012.
- VDM 2012 Verband Deutscher Metallhändler e. V. (VDM) - Qualitäts-gemeinschaft Elektroaltgeräte: Beste Verfügbare Technik. Verband Deutscher Metallhändler e. V., Berlin, 2012, URL: http://www.metallhandel-online.com/downloads/Beste_verfuegbare_Technik.pdf, abgerufen am 27.03.2015.
- Voestalpine 2012 Voestalpine: Die Zukunft des Stahls im Automobilbau. 2012, URL: <http://www.voestalpine.com/blog/de/mobilitaet/die-zukunft-des-stahls-im-automobilbau/>, abgerufen am: 15.5.2015.

- Vongbunyong et al. 2013 Vongbunyong, S., Kara, S., Pagnucco, M.: Application of cognitive robotics in disassembly of products. *CIRP Annals – Manufacturing Technology* 62 (1), 2013. S. 31–34.
- Vongbunyong et al. 2015 Vongbunyong, S., Kara, S., Pagnucco, M.: Learning and revision in cognitive robotics disassembly automation. *Robotics and Computer-Integrated Manufacturing* 34, 2015. S. 79–94.
- Wagner 2009 Wagner, J.: Technische Konzepte zur RFID-gestützten Bauzustandsdokumentation in der Automobilindustrie. Dissertation an der TU München. München, 2009. 219 Seiten, URL: <http://www.fml.mw.tum.de/fml/images/Publikationen/Wagner.pdf> abgerufen am 09.09.2015.
- Wagner et al. 2014 Wagner, J., Günther, M., Friege, H.: Untersuchung zur Optimierung der Sammlung elektronischer Kleingeräte. LANUV-Fachbericht 52. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) (Hrsg.), Recklinghausen, 2014. 67 Seiten, URL: <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/fachberichte/fabe55/fabe52.pdf>, abgerufen am 10.03.2015.
- Weigl-Seitz et al. 2006 Weigl-Seitz, A., Hohm, K., Seitz, M., Tolle, H.: On strategies and solutions for automated disassembly of electronic devices. *International Journal of Advanced Manufacturing Technology* 30, 2006. S. 561–573.
- Weyhe 2012 Weyhe, R.: Recycling von Lithium-Ion-Batterien. In: K. J. Thomé-Kozmiensky and D. Goldmann (Hrsg.): *Recycling und Rohstoffe*, Band 5. TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2012. S. 505–526.
- Weyrich, Wang 2013 Weyrich, M., Wang, Y.: Architecture Design of Vision-based Intelligent System for Automated Disassembly of E-waste with A Case Study of Traction Battery. In: *ETFA 2013, IEEE International Conference on Emerging Technologies and Factory Automation*, 10.-13.09.2013, Cagliari, Italy, 2013.
- Widmer et al. 2015 Widmer, R., Du, X.; Haag, O., Restrepo, E., Wäger, P. A.: Scarce Metals in Conventional Passenger Vehicles and End-of-Life Vehicle Shredder Output. *Environmental Science and Technology* 49 (7), 2015. S. 4591–4599.
- Wilts et al. 2014 Wilts, H., Lucas, R., Gries, N. Von, Zirngiebl, M.: *Recycling in Deutschland – Status quo, Potenziale, Hemmnisse und Lösungsansätze*. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, Wuppertal, 2014. 81 Seiten.
- Wu et al. 2014 Wu, Y., Yin, X., Zhang, Q.; Wang, W., Mu, Z.: The recycling of rare earths from waste tricolor phosphors in fluorescent lamps: A review of processes and technologies. *Resources, Conservation and Recycling* 88, 2014. S. 21–31.

- Yakoumis 2014 Yakoumis, I. V.: How to treat spent automotive catalysts to recover precious metals and rare earths – Economical impact in the European level. Vortrag auf dem 21st International Workshop of T.A.C.E.C. Programme, Mailand, 04.12.2014, URL: http://www.federchimica.it/docs/default-source/eventi-122014-the21stinternationalworkshopoftacec/How_to_treat_catalyst_to_recover_precious_metals_and_rare_earths.pdf?sfvrsn=0, abgerufen am 20.08.2015.
- Zakotnik et al. 2006 Zakotnik, M., Devlin, E., Harris, I. R., Williams, A. J.: Hydrogen Decrepitation and Recycling of NdFeB-type Sintered Magnets. In: Proceedings of the 19th International Workshop on Rare Earth Permanent Magnets and their Applications, 2006. S. 289–295.
- Zeller et al. 2012 Zeller, T., Sauter, A., Schulze, S.: Entzinken von Stahlschrotten – Nachhaltigkeitsanalyse. Endbericht, Verbundprojekt: Entzinkung von Stahlschrotten; Teilprojekt 1: Koordination, Analyse Zinkmarkt, Nachhaltigkeitsanalyse, Clausthaler Umwelttechnik-Institut (CUTEC Institut), 2012. 163 Seiten.
- Zeng et al. 2012 Zeng, X., Zheng, L., Xie, H., Lu, B., Xia, K., et al.: Current Status and Future Perspective of Waste Printed Circuit Boards Recycling. Procedia Environmental Sciences 16, 2012. S. 590–597.
- von Zitzewitz 2004 von Zitzewitz, A.: Recycling of copper from cars – the wiring harness as an example. World of Metallurgy, Erzmetall 57, Nr. 4, 2004. S. 211–216.
- ZVEI 2014 Zentralverband Elektrotechnik- und Elektronikindustrie e. V. (ZVEI): Abschätzung des Mengenanteils von Lithium-Batterien in gesammelten Elektro- und Elektronik-Altgeräten. Frankfurt am Main 2014. 6 Seiten, URL: http://www.zvei.org/Downloads/Gesellschaft-Umwelt/Gefahrgut_und_ElektroG_Mengen_20141015.pdf, abgerufen am 17.06.2015.

6.4 Ergänzende Abbildungen und Tabellen

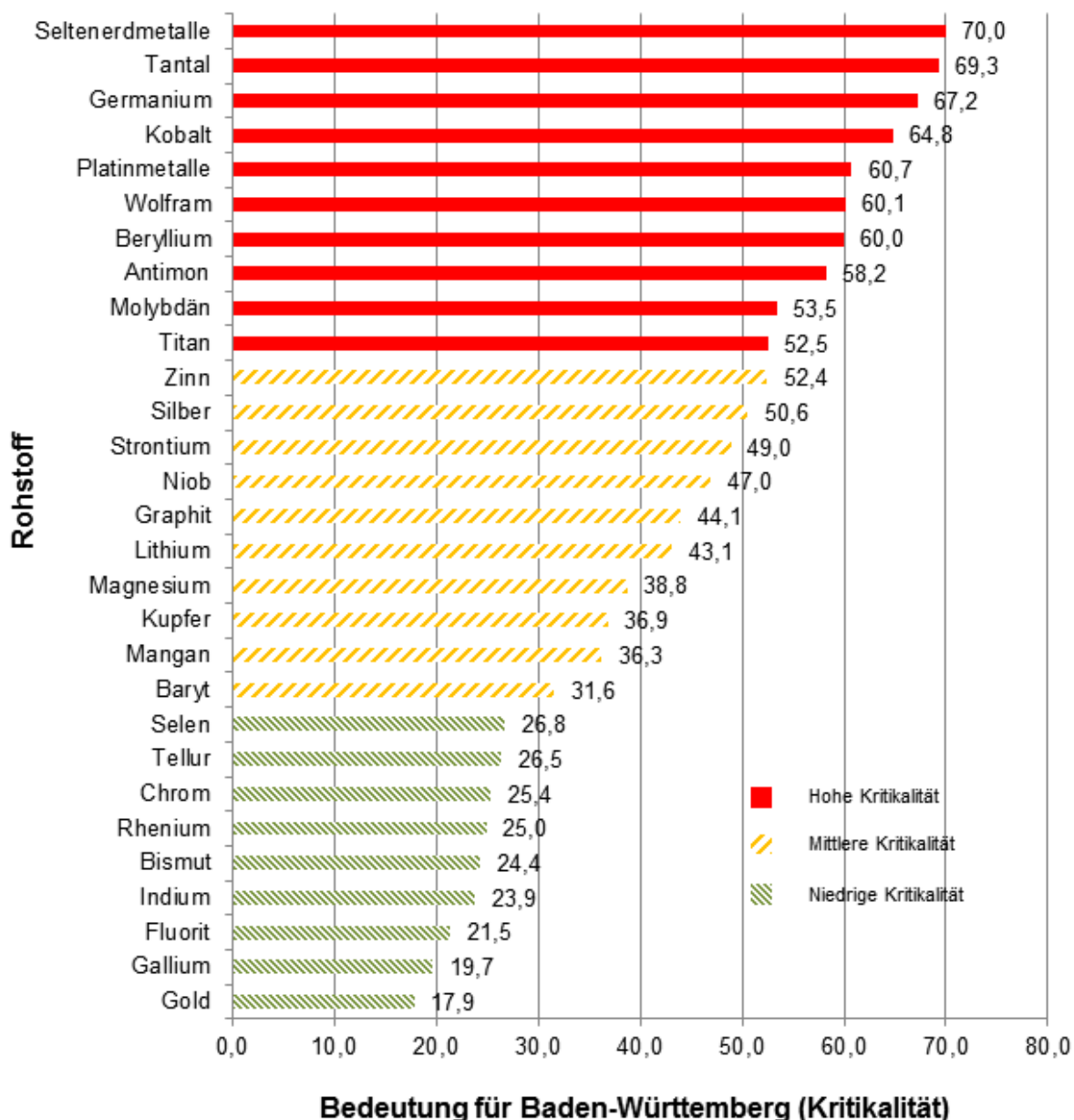


Abbildung 6-1: In der Studie „Analyse kritischer Rohstoffe für die Landesstrategie Baden-Württemberg“ als kritisch eingestufte Rohstoffe nach absteigender Kritikalität [Kroop et al. 2014]

Tabelle 6-1: Werkstoffe und Bauteile, bei denen die Verwendung von Blei, Quecksilber, Cadmium oder sechswertigem Chrom nach Artikel 4 (2) a) der Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge nicht untersagt ist (Tabelle nach Entscheidung des Rates vom 20. September 2005 zur Änderung des Anhangs II der Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Altfahrzeuge (2005/673/EG))

Werkstoffe und Bauteile	Anwendungsbereich und Fälligkeitsdatum der Ausnahme	Zu kennzeichnen oder auf andere Weise kenntlich zu machen gemäß Artikel 4 Absatz 2 Buchstabe b Ziffer iv
Blei als Bestandteil einer Legierung		
1. Stahl für Bearbeitungszwecke und feuerverzinkter Stahl mit einem Bleianteil von bis zu 0,35 Gewichtsprozent		
2 a) Aluminium für Bearbeitungszwecke mit einem Bleianteil von bis zu 1,5 Gewichtsprozent	1. Juli 2008	
2 b) Aluminium für Bearbeitungszwecke mit einem Bleianteil von bis zu 0,4 Gewichtsprozent		
3. Kupferlegierung mit einem Bleianteil von bis zu 4 Gewichtsprozent		
4. Lagerschalen und Buchsen	1. Juli 2008	
Blei und Bleiverbindungen in Bauteilen		
5. Batterien		X
6. Schwingungsdämpfer		X
7 a) Vulkanisierungsmittel und Stabilisatoren für Elastomere in Anwendungen der Flüssigkeits-handhabung und der Kraftübertragung mit einem Bleianteil von bis zu 0,5 Gewichtsprozent	1. Juli 2006	
7 b) Haftvermittler für Elastomere in Anwendungen der Kraftübertragung mit einem Bleianteil von bis zu 0,5 Gewichtsprozent		
8. Lötmittel in elektronischen Leiterplatten und sonstigen elektrischen Anwendungen		X ⁽¹⁾
9. Kupfer in Reibmaterialien der Bremsbeläge mit einem Bleianteil von über 0,4 Gewichtsprozent	1. Juli 2007	X
10. Ventilsitze	Motortypen, die vor dem 1. Juli 2003 entwickelt wurden: 1. Juli 2007	
11. Elektrische Bauteile, die Blei gebunden in einer Glas- oder Keramikmatrix enthalten, ausgenommen Glas in Glühlampen und die Glasur von Zündkerzen		X ⁽ⁱⁱ⁾ (für andere als piezoelektrische Bauteile in Motoren)

12.	Pyrotechnische Auslösegeräte	Vor dem 1. Juli 2006 typgenehmigte Fahrzeuge und Ersatzauslösegeräte für diese Fahrzeuge	
13 a)	Korrosionsschutzschichten	1. Juli 2007	
13 b)	Korrosionsschutzschichten für Schrauben und Muttern zur Befestigung von Teilen des Fahrzeuggestells	1. Juli 2008	
14.	Absorptionskühlschränke in Wohnmobilen		X
Quecksilber			
15.	Entladungslampen und Instrumententafelanzeigen		X
Kadmium			
16.	Dickschichtpasten	1. Juli 2006	
17.	Batterien für Elektrofahrzeuge	Nach dem 31. Dezember 2008 dürfen NiCd-Batterien nur noch als Ersatzteile für Fahrzeuge in Verkehr gebracht werden, die vor diesem Datum in Verkehr gebracht wurden	X
18:	Optische Komponenten in Glasmatrixen für Fahrerunterstützungssysteme	1. Juli 2007	X

- (i) Demontage, wenn im Zusammenhang mit Eintrag 11 ein durchschnittlicher Schwellenwert von 60 Gramm pro Fahrzeug überschritten wird. Elektronische Geräte, die nicht vom Hersteller in der Produktionsanlage installiert werden, sind von der Anwendung dieser Klausel ausgenommen.
- (ii) Demontage, wenn im Zusammenhang mit Eintrag 8 ein durchschnittlicher Schwellenwert von 60 Gramm pro Fahrzeug überschritten wird. Elektronische Geräte, die nicht vom Hersteller in der Produktionsanlage installiert werden, sind von der Anwendung dieser Klausel ausgenommen.

Anmerkungen:

- Ein Höchstkonzentrationswert von bis zu 0,1 Gewichtsprozent Blei, sechswertigem Chrom und Quecksilber je homogenem Werkstoff und bis zu 0,01 Gewichtsprozent Kadmium je homogenem Werkstoff wird toleriert.
- Die Wiederverwendung von Fahrzeugteilen, die zum Zeitpunkt des Auslaufens einer Ausnahme bereits in Verkehr waren, ist uneingeschränkt zulässig, da sie nicht unter Artikel 4 Absatz 2 Buchstabe a fällt.“

Tabelle 6-2: Elementgehalte elektrischer und elektronischer Bauteile in Pkw [Widmer et al. 2015]

Bauteil	Elementgehalt an Top-10-Rohstoffen pro Bauteil [ppm]																	
	PGM					SEM												
	Be	Co	Ge	Mo	Sb	Ta	W	Pd	Pt	Ru	Ce	Dy	Gd	La	Nd	Pr	Sm	Tb
ABS-Sensoren	4,5	1,2	14,0	10,5	0,6	0,6	5,0	0,6	0,6	5,6	0,2	1,0	3,8	39,4	1,6	0,4	0,3	1,1
Bürsten	2,3	14700	224	122	122	0,6	0,6	0,3	0,3	2,3	0,3	0,2	0,9	7,4	1,2	5,0	0,3	1,7
Elektrolyt-kondensatoren	4,8	26,4	250	1,1	62,0					4,5	0,2	0,5	2,3	6,7	0,6	0,3	0,3	0,5
Gleichrichter	3,9	8,4	665	0,8	0,8				0,2	6,2	0,4	0,6	3,3	4,5	0,7	0,4	0,2	0,2
Halbleiter	274	148	5900	1710	233	18,3	1,8	0,5	0,5	1,2	2,3	2,1	13,7	51,6	2,6	0,3	2,3	1,4
LCD-Displays	10,6	14,9	1120	4,1	12,0					3,2	0,3	4,4	2,2	17,3	0,5	0,3	0,8	2,7
LEDs	5,3	59,3	0,8	0,8	0,8	61,6				12,2	5,2	13,0	2,8	2,0	0,5	0,3	14,1	111
Leiterplatten, bestückt	122	6,6	807	469	6,3	25,4		0,4	0,4	13,6	10,6	4,3	22,2	1090	16,6	1,3	3,0	40,6
Leiterplatten, unbestückt	6,9	3,4	12,7	1,0	1,0	6,6				20,4	1,2	3,0	11,6	12,9	2,7	1,6	0,7	3,8
Magneten	3500	16,0	18,5	0,4	2,9	14,7		1,1	1,1	1,4	12,1	24,8	7180	475	28,2	0,4	1,8	0,8
Sensorelement der Lambda-Sonde	3,0	10,2	2,2	0,6	0,6	49,9	7520	7,7	7,7	11,8	1,7	1,1	4,0	3,9	1,0	0,9	0,2	25400
SMD-Kondensatoren	99,0	21,4	1070	32500	389	2350	29,6	1,2	1,2	19,0	2860	280	2550	11400	658	133	67,5	1030
Stecker	4,7	33,0	30,0	543	5,1	0,6		4,0	4,0	2,6	0,2	0,2	1,3	1,9	0,3	0,3		0,6
Widerstände der Luftmengenähler	25600	63,3	3,6	2050		156		2,3	2,3	0,7		0,3	2,9	1,3		5,8	0,1	2,3
Sonstige Widerstände	71,7	1,7	14100	385	6,3	316	1,4	6,1	6,1	13,9	31,3	10,3	164	567	38,6	6,4	1,3	23,1

Tabelle 6-3: Gesamtpotenzial [Mg/a] an Top-10-Rohstoffen in Altfahrzeugen in Baden-Württemberg für das Jahr 2013

Element	Gesamtpotenzial [Mg/a] in Kfz in BW nach vorliegender Studie				Gesamtpotenzial in Pkw in BW nach [Cullbrand, Magnusson 2011]			
	nur Pkw		alle Kfz		Minimaler Rohstoffgehalt		Maximaler Rohstoffgehalt	
	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
Antimon	10,32	68,67	12,74	84,77	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Beryllium	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Germanium	<0,01	0,01	<0,01	0,01	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Kobalt	0,42	2,81	0,46	3,03	1,74	11,60	2,44	16,24
Molybdän	0,42	2,80	0,46	3,07	35,20	234,33	43,57	290,01
PGM	0,16	1,09	0,18*	1,17*	0,47	3,11	0,67	4,46
Palladium	0,05	0,36	0,06	0,39	0,09	0,57	0,11	0,71
Platin	0,09	0,61	0,10	0,65	0,38	2,54	0,56	3,75
Rhodium	0,02	0,12	0,02	0,13	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Ruthenium	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
SEM	3,01	20,01	3,22	21,43	3,19	21,20	17,52	116,59
Cer	1,89	12,61	2,02	13,44	0,02	0,13	0,90	5,99
Dysprosium	<0,01	0,02	<0,01	0,02	0,06	0,39	1,89	12,59
Erbium	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	<0,01	<0,01	0,01	0,08
Gadolinium	<0,01	0,02	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Lanthan	0,92	6,11	0,99	6,59	<0,01	<0,01	0,36	2,42
Neodym	0,17	1,16	0,19	1,26	1,92	12,81	14,34	95,44
Praseodym	0,01	0,03	0,01	0,04	0,06	0,38	0,39	2,58
Samarium	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,20	0,05	0,34
Terbium	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Ytterbium	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	<0,01	<0,01	0,01	0,07
Yttrium	0,01	0,04	0,01	0,05	<0,01	0,01	0,02	0,11
Tantal	0,05	0,34	0,06	0,37	0,41	2,71	0,76	5,07
Titan	3,16	21,03	3,29	21,91	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Wolfram	<0,01	0,01	<0,01	0,01	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

* Unter der Annahme nach [Dietz 2014], dass Katalysatoren von Lkw und Omnibussen 12-15 g PGM enthalten, beliefe sich das Gesamtpotenzial an PGM für Baden-Württemberg auf 0,23-1,51 Mg/a.

Tabelle 6-4: *Elementgehalte [g/Pkw] aus eigenen Berechnungen sowie nach [Cullbrand, Magnusson 2011]*

Element	Elementgehalt an Top-10-Rohstoffen in Kfz [g/Kfz]					
	Vorliegende Studie				Cullbrand, Magnusson 2011	
	pro Pkw	pro Lkw / Bus	pro Krad	Gewichtetes Mittel (alle Kfz)	Pkw Minimum	Pkw Maximum
Antimon	147,983	502,086	25,116	162,203	k.A.	k.A.
Beryllium	0,003	0,004	0,001	0,003	k.A.	k.A.
Germanium	0,027	0,023	0,011	0,026	k.A.	k.A.
Kobalt	6,053	5,043	2,413	5,799	25*	35*
Molybdän	6,036	7,859	1,114	5,880	505*	625*
PGM	2,353	2,349	0,035	2,229	6,7	9,62
Palladium	0,782	0,778	0,025	0,742	1,22	1,54
Platin	1,304	1,304	0,008	1,235	5,48	8,08
Rhodium	0,261	0,261	k.A.		<0,01	<0,01
Ruthenium	0,006	0,006	0,002	0,005	k.A.	k.A.
SEM	43,122	40,863	5,865	40,999	45,69	251,27
Cer	27,175	27,175	0,010	25,724	0,29	12,91
Dysprosium	0,037	0,033	0,014	0,036	0,83	27,14
Erbium	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0,00	0,18
Gadolinium	0,049	0,042	0,019	0,047	<0,01	<0,01
Lanthan	13,178	11,108	4,798	12,609	0,00	5,22
Neodym	2,504	2,336	0,939	2,411	27,6	205,68
Praseodym	0,074	0,065	0,028	0,071	0,81	5,55
Samarium	0,003	0,003	0,001	0,003	0,43	0,73
Terbium	0,008	0,007	0,003	0,008	<0,01	<0,01
Ytterbium	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0,00	0,16
Yttrium	0,094	0,093	0,052	0,092	0,02	0,23
Tantal	0,730	0,714	0,267	0,704	5,83	10,93
Titan	45,331	22,903	6,240	41,927	k.A.	k.A.
Wolfram	0,028	0,026	0,010	0,027	k.A.	k.A.

* Werte konnten in Anlehnung an [Kohlmeyer et al 2015] nur abgeschätzt werden.