

Philipp Schäfer

Recycling – ein Mittel zu welchem Zweck?

Modellbasierte Ermittlung
der energetischen Aufwände
des Metallrecyclings für einen
empirischen Vergleich mit der
Primärgewinnung

OPEN ACCESS



Springer Spektrum

Recycling – ein Mittel zu welchem
Zweck?

Philipp Schäfer

Recycling – ein Mittel zu welchem Zweck?

Modellbasierte Ermittlung der
energetischen Aufwände des
Metallrecyclings für einen
empirischen Vergleich mit der
Primärgewinnung



Springer Spektrum

Philipp Schäfer
Pforzheim, Deutschland

Bei der vorliegenden Monographie handelt es sich um eine von der KIT-Fakultät für Geistes- und Sozialwissenschaften des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT) genehmigte und angenommene Dissertation. Die Arbeit wurde durch das Stipendium der Landesgraduierföderung des Landes Baden-Württemberg gefördert und im Rahmen des kooperativen Promotionskollegs ENRES (Energiesysteme und Ressourceneffizienz) angefertigt.

Tag der mündlichen Prüfung: 13.11.2020 in Karlsruhe

Erstgutachter: Prof. Dr. Armin Grunwald (Karlsruher Institut für Technologie)

Zweitgutachter: Prof. Dr. Mario Schmidt (Hochschule Pforzheim)



ISBN 978-3-658-32923-5

ISBN 978-3-658-32924-2 (eBook)

<http://doi.org/10.1007/978-3-658-32924-2>

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

© Der/die Herausgeber bzw. der/die Autor(en) 2021. Dieses Buch ist eine Open-Access-Publikation. **Open Access** Dieses Buch wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden. Die in diesem Buch enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen. Die Wiedergabe von allgemein beschreibenden Bezeichnungen, Marken, Unternehmensnamen etc. in diesem Werk bedeutet nicht, dass diese frei durch jedermann benutzt werden dürfen. Die Berechtigung zur Benutzung unterliegt, auch ohne gesonderten Hinweis hierzu, den Regeln des Markenrechts. Die Rechte des jeweiligen Zeicheninhabers sind zu beachten. Der Verlag, die Autoren und die Herausgeber gehen davon aus, dass die Angaben und Informationen in diesem Werk zum Zeitpunkt der Veröffentlichung vollständig und korrekt sind. Weder der Verlag, noch die Autoren oder die Herausgeber übernehmen, ausdrücklich oder implizit, Gewähr für den Inhalt des Werkes, etwaige Fehler oder Äußerungen. Der Verlag bleibt im Hinblick auf geografische Zuordnungen und Gebietsbezeichnungen in veröffentlichten Karten und Institutionsadressen neutral.

Planung/Lektorat: Marija Kojic

Springer Spektrum ist ein Imprint der eingetragenen Gesellschaft Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH und ist ein Teil von Springer Nature.

Die Anschrift der Gesellschaft ist: Abraham-Lincoln-Str. 46, 65189 Wiesbaden, Germany

Circular Economy [CE] is important for its power to attract both the business community and policy-making community to sustainability work, but it needs scientific research to secure that the actual environmental impacts of CE work toward sustainability.

Korhonen et al. (2018): Circular Economy: The Concept and its Limitations. In: Mineral Economics 143, S. 37–46.

Vorwort

Eine der großen Metastrategien innerhalb der aktuellen Nachhaltigkeitsdiskussion ist die Circular Economy. Sie ist zusammen mit dem Einsatz regenerativer Energiequellen wichtigster Baustein für das, was Joseph Huber die Konsistenzstrategie nannte, die nun hoffnungsstiftend neben der unbequemen Suffizienz und neben der zweifelhaften Effizienz steht. Es ist ein bestechendes Konzept, Rohstoffe aus der Natur nicht mehr zu entnehmen und Abfälle zurückzuführen, sondern die Materialien auch in der Technosphäre im Kreislauf zu fahren – die Natur macht es uns schließlich vor. Weg vom linearen Wirtschaften, „Closing the Loop“ ist angesagt. Nur dumm, dass gerade moderne Produkte und Techniken – auch die regenerativen Energietechnologien – und der Ansatz der Circular Economy sich gegenseitig behindern. Warum ist das so?

Unsere Gesellschaft setzt heutzutage Techniken und materielle Güter ein, die sich weit von jenen Stoffen entfernt haben, mit der die Natur über Jahrmilliarden gelernt hat umzugehen. Es werden chemische Elemente eingesetzt, die die Natur in dieser Form für den Metabolismus des Lebens bislang nicht verwendet hat: für Elektronik und Photovoltaik, für Windkraftanlagen und Batterien, selbst für gewöhnliche Motoren oder Maschinen mit ihren diversen Metalllegierungen. Viele dieser Elemente sind in der Natur „versteckt“, in inerten Mineralien, in abgeschlossenen Lagerstätten, und sie müssen mit großem Aufwand erst gefunden und gewonnen, quasi wieder „befreit“ werden. Das ist aus der Sicht der Natur verständlich, denn sie hat bei diesen Materialien ein chemisches und energetisches Gleichgewicht angestrebt. Der Kreislauf des Lebens basiert nur auf wenigen Elementen mit besonderen Eigenschaften, vor allem auf Kohlenstoff und seinen Verbindungen. Das reicht für unsere heutige Zivilisation nicht mehr aus, allen Anstrengungen zur Bioökonomie zum Trotz. Der Mensch setzt beim Einsatz der

chemischen Elemente auf ihre Reaktivität, mit ihr lassen sich erst die Funktionen von modernen Produkten und Techniken realisieren. Das Periodensystem der chemischen Elemente bietet da eine große Spielwiese, die aber nur bedingt in Einklang mit der Natur zu bringen ist, denn wir befreien Stoffe, die die Natur sozusagen aus gutem Grund vergraben hat.

Mit der Circular Economy versuchen wir teilweise das Unmögliche, Stoffe im Kreislauf zu fahren, die dafür nicht geschaffen sind, und berufen uns dabei auf die Natur, die das aber ganz anders macht. Viele Vertreter der Circular Economy haben diese naturgesetzlichen Zusammenhänge nicht im Blick. Dies ist schnell erkennbar, wenn man das inzwischen berühmte ikonografische Schmetterlingsbild der Ellen MacArthur-Stiftung und der Beratungsgesellschaft PWC zur Hand nimmt: alle biogenen und alle technischen Rohstoffe werden jeweils im Kreislauf gefahren, und alle Kreisläufe sind geschlossen; das Material, das dort kreist, bewegt sich offensichtlich von selbst; keine Energie, die von außen erforderlich ist. Das widerspricht dem Schulwissen und wird bei der medialen Überhöhung der Circular Economy kaum zur Kenntnis genommen.

Einmal eingesetzte Rohstoffe wieder zu recyceln, also stofflich wiederzuwerten, erfordert Energie, genauso wie auch die Gewinnung von Rohstoffen aus der Erde. Aus vielen Beispielen ist eindrücklich bekannt, dass diese Sekundärgewinnung deutlich weniger Energie benötigt als die Primärgewinnung. Aber das ist an Bedingungen geknüpft, nämlich dass der Rohstoff in ausreichender Konzentration in den Altprodukten vorliegt und dass er sich sauber von anderen Störstoffen trennen lässt. Gerade die Miniaturisierung von Produkten und die Verwendung von Stoffen als „Gewürzmetalle“ erschweren das Recycling vieler Elemente. Der energetische Aufwand steigt mit sinkendem Gehalt, mit sinkender Qualität der eingesammelten Rohstoffe und mit Zunahme von Störstoffen. Und je höher der Recyclinggrad sein soll, desto mehr steigt der Aufwand an und zwar nichtlinear.

Genau um diese Aspekte dreht sich die Dissertation von Philipp Schäfer. Sie stellt die Verbindung zwischen Primär- und Sekundärgewinnung von Rohstoffen und dem Energiebedarf her. Letzterer ist nicht der einzige, aber ein entscheidender Faktor für die Umweltbelastungen der Rohstoffbereitstellung, z. B. die Treibhausgasemissionen. Und er ist der eigentliche Engpassfaktor, wenn es um Knappheiten geht.

Vor einigen Jahren machte eine Grafik des International Resource Panels die Runde: Das Periodensystem der Elemente mit den jeweiligen weltweiten Recyclingraten – die Mehrzahl der Elemente hat eine Recyclingrate unter 1 Prozent (siehe Seite 13). Ich zeige diese Grafik auch gerne, und sie verblüfft immer wieder und fordert zum Handeln auf. Philipp Schäfer hat mit seiner Grafik auf Seite 187 gezeigt, warum diese Verhältnisse so sind und dass es auch gute Gründe dafür

gibt: nämlich die unterschiedlichen Konzentrationsverhältnisse von Rohstoffen im Erz und im Produkt. Wo die Konzentrationen im Produkt heute höher sind als im Erz und auch noch große Mengen zum Recycling verfügbar sind, da sind die Recyclingraten hoch. Umgekehrt nicht, weil der Aufwand – und das heißt auch der energetische Aufwand und die Umweltbelastungen – zu groß ist.

Damit lenkt Philipp Schäfer den Blick weg von der fruchtlosen und spekulativen Diskussion, wann uns die Rohstoffe ausgehen, hin zu einem klaren Entscheidungskriterium, nämlich zu der Frage, wann Primärgewinnung oder Sekundärgewinnung unter energetischen und damit auch unter Umweltgesichtspunkten sinnvoll ist oder nicht. Er bezieht die thermodynamischen Gesetzmäßigkeiten wieder in den Diskurs mit ein, ohne dabei das Recycling grundsätzlich zu kritisieren. Im Gegenteil: Er zeigt auf, wann Recycling sinnvoll ist und forciert werden sollte. Das bedingt aber auch, dass es Grenzen dafür gibt – etwas, das in der derzeitigen Diskussion unterzugehen scheint.

Gerade für die Energiewende werden weltweit große Mengen an Ressourcen benötigt werden. Das betrifft viele „Gewürzmetalle“, aber auch Massenmetalle wie z. B. Kupfer, wenn eine weltweite Elektrifizierung angestrebt wird. Die Sorge um die Bereitstellung dieser Rohstoffe ist durchaus verständlich, aber eben nicht in einer Mengenbetrachtung, sondern weil die Gewinnung eben dieser Rohstoffe auch Energie benötigt und damit ein nicht unerheblicher Faktor für die Treibhausgasemissionen in den nächsten Jahren sein wird. Wir haben es hier also mit zwei eng verschränkten Handlungsbereichen zu tun, der Energiewende und der Circular Economy, mit durchaus gegenläufigen Tendenzen, und die sauber aufeinander abgestimmt werden müssen. Zu dieser wissenschaftlich und gesellschaftlich wichtigen Diskussion hat die Arbeit von Philipp Schäfer einen wichtigen Beitrag geleistet.

Heidelberg
im November 2020

Prof. Dr. Mario Schmidt

Danksagung

Die vorliegende Arbeit würde es ohne die Unterstützung zahlreicher Personen, die mich fachlich und moralisch unterstützt und begleitet haben, nicht geben.

Mein Dank geht als Erstes an meinen Lehrer und Mentor Prof. Dr. Mario Schmidt. Seine Betreuung meiner Arbeit war essentiell für deren Gelingen. Seine kritischen Rückfragen und seine beachtliche fachliche Expertise haben die Qualität der vorliegenden Arbeit entscheidend beeinflusst. In zahlreichen Gesprächen mit ihm habe ich gelernt, bestehendes zu hinterfragen, kritisch zu reflektieren und Forschung stets ergebnisoffen zu halten. Besonderer Dank gilt auch Prof. Dr. Grunwald, der mir die Promotion überhaupt erst ermöglichte und stets hilfsbereit zu Seite stand.

Einen ganz entscheidenden Beitrag zu meiner Forschung haben die unzähligen Diskussionsrunden mit Kolleg:innen und Freunden, in denen kritisch hinterfragt, gemeinsam gegrübelt, gegenseitig unterstützt und motiviert wurde, geleistet. Stellvertretend für alle Kolleg:innen des Institutes für Industrial Ecology seien an dieser Stelle Nadine Rötzer, Eloy Melian und Benjamin Fritz genannt – herzlichen Dank.

Für die finanzielle Unterstützung während meiner Promotionszeit durch das Stipendium der Landesgraduiertenförderung danke ich dem Land Baden-Württemberg. Fördermaßnahmen wie diese sind ein maßgeblicher Mehrwert für die Forschung und eine hervorragende Unterstützung für junge Forscher:innen und Promovierende.

Uneingeschränkten Rückhalt habe ich stets von meiner Familie erhalten. Die Unterstützung durch meine Eltern hätte ich mir nicht besser wünschen können. Für die notwendige und sehr willkommene Ablenkung in der Freizeit, die vielen gemeinsamen schönen Stunden und zuweilen auch fachlichen Diskussionen möchte ich meinen beiden Brüdern Christian und Timon, meinen Freunden und vor allem Jennifer Geib, für die die Zeit meiner Promotion sicher keine einfache war, danken.

Pforzheim
im November 2020

Philipp Schäfer

Kurzfassung

Das Konzept der *Circular Economy* (CE) ist mittlerweile Bestandteil zahlreicher politischer Aktionspläne und wird als wesentliche Lösung zum Erreichen einer nachhaltigen Entwicklung eingestuft. Die Kreislaufführung von Rohstoffen durch in letzter Konsequenz stofflichem Recycling ist jedoch keineswegs eine neue Erfindung, sondern vielmehr so alt wie die Menschheit selbst. Recycling wurde in allen Epochen der Menschheitsgeschichte stets aus guten Gründen praktiziert – u. a., weil es oft mit geringerem Aufwand verbunden war, Rohstoffe erneut zu verwenden als neu zu gewinnen. Mit steigendem Wohlstand der westlichen Welt verloren der sparsame Umgang mit Rohstoffen und deren Kreislaufführung an Bedeutung. Erst durch das in den 1970er Jahren aufkeimende Umweltbewusstsein rückte Recycling wieder in den Vordergrund. Heute forcieren Konzepte wie *Cradle-to-Cradle* und Organisationen wie die Ellen MacArthur Foundation das Bild der vollständig geschlossenen Kreislaufführung. Die Frage, die an diesem Punkt gestellt werden muss, ist folgende: Was ist das genaue Ziel der CE und des Recyclings? Die Kreislaufschließung als Selbstzweck kann nicht das Ziel sein. Gäbe es eine akute Verknappung der Rohstoffe in natürlichen Quellen, so wäre der Ressourcenschutz das Ziel – auch im Sinne einer intergenerationellen Gerechtigkeit. Das ist jedoch nicht der Fall. Die Diskussion um die Verfügbarkeit von Rohstoffen ist eine jahrzehntealte und sehr kontrovers geführte. Fakt ist jedoch, dass Behauptungen um versiegende Rohstoffe nicht empirisch belegbar sind. Auch Indizien, die als Knappheitsindikator verstanden werden können – wie die über die Zeit gesunkenen Erzgehalte in Minen – werden häufig falsch interpretiert. De facto ist in absehbaren Zeithorizonten nicht mit einer Verknappung der mineralischen Ressourcen zu rechnen.

Mineralische Rohstoffe, wie z. B. Metalle, die in Produkten verbaut und durch deren Nutzung im Raum verteilt werden, werden dadurch in der Technosphäre

verdünnt. Diese Metalle wieder aufzukonzentrieren, damit rückzugewinnen und so deren Kreislaufführung zu ermöglichen, funktioniert nicht von selbst – es wird der Einsatz von Energie benötigt, der Umweltbelastungen wie insbesondere Treibhausgasemissionen (THGE) bedingt. Bricht man es auf eine rein physikalische Ebene herunter, so unterscheiden sich die primäre und die sekundäre Gewinnung – das Recycling – kaum voneinander. Bei beiden Optionen der Metallgewinnung müssen die Konzentrationen des zu gewinnenden Rohstoffes erhöht werden – ob aus Minen oder ausgedienten Produkten und Reststoffen, sogenannten sekundären Quellen. Die dafür notwendige Energie ist somit ein geeigneter Indikator, um diese beiden Gewinnungsmöglichkeiten zu vergleichen. Es existiert also ein Zusammenhang zwischen der Rohstoffbereitstellung und dem Energieeinsatz – ein *Rohstoff-Energie-Nexus*.

Recycling von Metallen wird häufig die Eigenschaft zugeschrieben, dass es wesentlich energieeffizienter praktiziert werden kann als die Primärgewinnung. Das trifft in vielen Fällen zu – vor allem dann, wenn die Metalle bereits hohe Konzentrationen in ihren sekundären Quellen in der Technosphäre aufweisen. In den vergangenen Jahrzehnten war jedoch die Entwicklung zu beobachten, dass Metalle und Materialien in der Technosphäre immer stärker verdünnt werden und in immer komplexeren Materialverbänden vorkommen. In solchen Fällen kann nicht einfach davon ausgegangen werden, dass Recycling energieeffizienter ist. Wenn Recycling zu einer nachhaltigen Entwicklung und vor allem zum Klimaschutz beitragen soll, muss eben genau das sichergestellt sein. Die Zielausrichtung von Recyclings und der CE sollte also anhand der energetischen und damit ökologischen Aufwände vorgenommen werden.

Um zu untersuchen, welche Energieaufwände bzw. kumulierte Energieaufwände (KEA) tatsächlich mit dem Recycling von Metallen verbunden sind und welche Auswirkungen die Änderungen bestimmter Parameter, wie z. B. die Metallkonzentration auf diese Energiebedarfe haben, sind Modelle der Recyclingsysteme drei beispielhafter Metalle – Kupfer, Tantal und Kobalt – erstellt. Die Auswertungen der Modellergebnisse zeigen u. a., dass der Energiebedarf des Recyclings stark von der Konzentration des zu recycelnden Metalls in der sekundären Quelle abhängt.

Basierend auf den Ergebnissen der Recyclingmodelle ist für jedes Beispielmetail ermittelt, bis zu welcher *End-of-Life Recyclingquote* (EoL-RQ) das Recycling aus energetischer Sicht im Vergleich zur primären Gewinnung vorteilhaft ist. Die Auswertungen für Kupfer zeigen, dass die EoL-RQ von 49 %, die derzeit in Deutschland erzielt wird, bereits der energetisch optimalen EoL-RQ entspricht – unter der Annahme der aktuellen Recyclingeffizienzen und Sammelquoten. Das bedeutet, dass Kupfer aus allen sekundären Quellen recycelt wird, aus denen es

energetisch vorteilhaft ist. Szenarien-Analysen zeigen, dass durch Erhöhungen der Sammelquoten der sekundären Kupferquellen noch deutliche Einsparungen an Energie und THGE erzielt werden können. Allerdings sind auch hier energetische Grenzen gesetzt.

Die energetisch-optimierte EoL-RQ für Tantal beträgt 25 % und liegt damit deutlich über der aktuellen EoL-RQ von 11 %. Hier sind jedoch insbesondere auch die ökonomischen Hemmnisse zu beachten. So sind z. B. die verfügbaren Mengen an Tantal, die innerhalb eines Jahres in Deutschland für ein Recycling zur Verfügung stehen, so gering, dass die Wirtschaftlichkeit des Recyclings nur unter bestimmten Voraussetzungen, wie z. B. einer zentralisierten Aufbereitung erreicht werden kann.

Die EoL-RQ von Kobalt beträgt derzeit ca. 23 %. Wo das energetische Optimum der EoL-RQ liegt, kann nach der aktuellen Datenlage nicht bestimmt werden. Derzeit existieren drei Datensätze über die primäre Kobaltgewinnung, deren Werte fundamental unterschiedlich sind. Die energetisch optimale EoL-RQ schwankt je nach angenommenem Datensatz zwischen 1 und 23 %.

Bis zu welcher EoL-RQ Recycling tatsächlich praktiziert wird, folgt in erster Linie ökonomischen Kriterien und nicht energetischen bzw. ökologischen. Das bestätigt eine empirische Auswertung von 48 Metallen. Die Diskrepanz zwischen Ökonomie und Ökologie durch z. B. politische Interventionen zu beheben, kann zu weiteren Einsparungen an Energie und THGE führen. Generell sind die größten noch verbleibenden Einsparpotenziale auf Massenmetalle wie Eisen und Aluminium zurückzuführen – obwohl diese Metalle bereits zu hohen Quoten rückgewonnen werden. Technologiemetalle, die kaum recycelt werden, weisen im relativen Vergleich keine nennenswerten Einsparpotenziale auf.

Das Metallproduktionssystem ist primär- wie sekundärseitig von zahlreichen Interkonnektivitäten geprägt, die durch Ein-Metall Analysen, wie sie in der vorliegenden Arbeit vorgenommen sind, nicht vollumfänglich abgedeckt werden können. Dennoch liefern die Auswertungen und Ergebnisse dieser Arbeit wertvolle empirische Erkenntnisse über die notwendige konzeptionelle und zielorientierte Ausrichtung der CE und der Recyclingaktivitäten. Diese konzeptionelle Ausrichtung ist zwingend notwendig, damit der Beitrag des Recyclings und der CE für den Klimaschutz und damit für eine nachhaltige Entwicklung sichergestellt werden kann.

Abstract

The concept of *Circular Economy* (CE) has become part of many political action plans and is commonly included among the most viable options for achieving sustainable development. However, the circulation of materials, ultimately through material recycling, is by no means an invention, but rather as old as mankind itself. In all epochs of human history, recycling has always been practiced for good reasons – among others it was often less effort intense to recycle materials than to produce them from origin sources. With the increasing prosperity of the western world, the frugal use of materials as well as their recycling have lost importance. Recycling came to the fore again in the 1970s as a result of the burgeoning environmental awareness. Today, concepts such as *Cradle-to-Cradle* and organizations such as the Ellen MacArthur Foundation are promoting the idea of completely closed material loops. At this point, the following question should be raised: What is the exact goal of CE and recycling? Closing the material loops as an end in itself cannot be the goal. If there is an acute shortage of resources in their natural sources, then resource protection would be the goal; also in the sense of intergenerational justice. However, this is not the case. There is an old and quite controversial discussion about the availability of resources, which is still ongoing. It is a fact, however, that claims about dwindling resources cannot be proven empirically. Indications that can be understood as scarcity indicators, such as the decreasing ore content in mines over time, are often misinterpreted. In fact, a shortage of mineral resources cannot be expected in the foreseeable future.

Mineral resources such as metals are incorporated into products and distributed spatially through their use phase, leading to a dilution in the technosphere. To recycle these metals by increasing their concentrations and therefore enable them to be recirculated into the economy, does not work automatically; the use of energy is required, leading in particular to greenhouse gas emissions. If we break

this down to the physical level, there is no difference between primary and secondary metal production; the latter is a synonym for recycling. Both ways of metal production are working by increasing the concentration of the metals; whether from mines or end-of-life products and residual materials, so-called secondary sources. The energy demand is therefore a suitable indicator for comparing the two ways of metal production. Thus, there is a connection between the supply of raw materials and the use of energy – the so-called *raw material-energy nexus*.

It is often stated that recycling of metals is much more energy-efficient than primary production. This is true in many cases, especially if the metals are already highly concentrated in their secondary sources in the technosphere. In recent decades, however, metals and materials in the technosphere have been increasingly diluted and occur in ever more complex material combinations. In such cases it cannot be assumed that recycling is more energy efficient than primary production. However, to ensure that recycling contributes to sustainable development and to climate protection, recycling activities need to be more energy efficient. Therefore, the objective of recycling and CE should be to minimize the overall energy demand of metal production.

In order to investigate which energy demand or cumulative energy demand (CED) is actually associated with the recycling of metals, the recycling systems of three example metals – copper, tantalum and cobalt – have been modelled. These models can also be used to investigate how changes in certain parameters, such as the metal concentration, affect the energy demand of recycling. The results of the models show, inter alia, that the energy demand of recycling is strongly dependent on the concentration of the metal to be recycled from its secondary source.

Based on the data generated by the recycling system models, the *end-of-life recycling quota* (EoL-RQ) has been determined for each example metal to which recycling is more energy efficient than primary production. The analyses of copper demonstrate that the EoL-RQ of 49 %, which is currently achieved in Germany, already corresponds to the energetically optimal EoL-RQ, assuming the current recycling efficiencies and collection rates. This means that copper is recycled from all secondary sources from which it is energetically advantageous. Scenario analyses show that significant savings in energy and greenhouse gas emissions can still be achieved by increasing the collection rates of secondary copper sources, but by no means without limits.

The energetically optimal EoL-RQ for tantalum is 25 %, which is significantly higher than the current EoL-RQ of 11 %. However, the economic barriers to recycling must also be taken into account. For example, the quantities of tantalum available for recycling in Germany within one year are quite low. Their

recycling can therefore only be economically viable under certain conditions, e.g. centralized processing.

The EoL-RQ of cobalt is currently approx. 23 %. The energetic optimum of the EoL-RQ cannot be determined based on the currently available data. There are three data sets on primary cobalt production that claim to cover world production, but their values are fundamentally different. Therefore, the energetically optimal EoL-RQ varies between 1 and 23 % depending on the assumed data for primary production.

What is actually recycled primarily follows economic rather than energetic or ecological criteria. This is confirmed by an empirical evaluation of 48 metals on a global scope. Eliminating this discrepancy between economy and ecology through political interventions, for example, can lead to substantial savings in energy and greenhouse gas emissions. In general, the greatest remaining potential for energy savings and greenhouse gas emissions is attributable to bulk metals such as iron and aluminum; although these metals are already being recycled at high rates. Specialty metals, which in most cases are not recycled, have no significant savings potential in relative comparison.

Both, the primary and the secondary metal production systems are characterized by numerous interconnections, which cannot be fully covered by the single-metal analyses carried out in this work. Nevertheless, the evaluations and results of this work provide valuable empirical insights into the necessary conceptual orientation of CE and recycling activities. This conceptual orientation is essential to ensure the contribution of recycling and CE to climate protection and thus to sustainable development.

Veröffentlichungen

Im Rahmen der vorliegenden monographischen Dissertation sind zwei Publikationen entstanden, die im unmittelbaren Zusammenhang mit den Inhalten und Forschungsergebnissen dieser Arbeit stehen. Eine weitere Publikation fand im Rahmen einer Kooperationsarbeit des begleitenden kooperativen Promotionskollegs *Energiesysteme und Ressourceneffizienz* (ENRES) statt.

Teile der Kapitel 3, 4, 5, und 7 sind in folgendem internationalen Fachartikel publiziert:

Schäfer, Philipp; Schmidt, Mario (2020): Discrete-Point Analysis of the Energy Demand of Primary versus Secondary Metal Production. In: *Environmental Science & Technology* 54 (1), S. 507-516. DOI: [10.1021/acs.est.9b05101](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05101).

Teile der Kapitel 3, 5 und 6 sind in folgendem Buchbeitrag publiziert, es wurde die vorliegende Dissertation zitiert:

Schmidt, Mario; Schäfer, Philipp; Rötzer, Nadine (2020): Primär- und Sekundärmetalle und ihre Klimarelevanz. In Holm et al. (Hrsg): *Recycling und Sekundärrohstoffe*. Band 13. TK Verlag, Berlin. S. 156-170. ISBN 978-3-944310-51-0.

Das Thema der Unsicherheiten in der Modellierung, im Speziellen der ökobilanziellen Modellierung, was in einem übergreifenden Sinne auch die Inhalte dieser Arbeit betrifft, ist in folgendem Buchbeitrag behandelt:

Rossmann, Maximilian; Stratmann, Matthias; Rötzer, Nadine; Schäfer, Philipp; Schmidt, Mario (2020): Comparability of LCAs – Review and discussion of the application purpose. In: Albrecht S., Fischer M., Leistner P., Schebek L. (eds): *Progress in Life Cycle Assessment 2019. Sustainable Production, Life Cycle Engineering and Management*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-50519-6_15

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Hintergrund	2
1.1.1	Historie des Recyclings und Entwicklung der Circular Economy	2
1.1.2	Utopie der vollständigen Kreislaufschließung und Herausforderungen des Recyclings	9
1.1.3	Metalle in der Circular Economy	18
1.2	Forschungsfragen und Zielsetzung	21
1.3	Aufbau Dissertation	23
2	Grundlagen des Metallrecyclings	27
2.1	Lebenszyklus, Terminologie und Definitionen	27
2.2	Komplexität und Grenzen des Metallrecyclings	34
3	Zielausrichtung des Recyclings	43
3.1	Recycling im Spannungsfeld der Ressourcendebatte	43
3.1.1	Die Ressourcenverfügbarkeit ist kein Mengenproblem...	44
3.1.2	...sondern ein Konzentrationsproblem	48
3.2	Der Energieindikator	51
3.3	Empfehlung der Zielausrichtung	59
4	Methodisches Vorgehen	61
4.1	Untersuchungsrahmen und Systemgrenzen	61
4.2	Modellbildung	63
4.3	Vorgehen der Datenermittlung	67

4.3.1	Datenerhebung der Transportdistanzen und Sammellogistik	68
4.3.2	Datenerhebung der mechanischen und metallurgischen Aufbereitung	75
4.3.3	Umgang mit Datenunsicherheiten	75
4.3.4	Allokationsproblematik	76
4.3.5	Ermittlung der Massenbilanzen	79
4.4	Optimierungsmethode	81
4.4.1	Beschreibung der Methode und kritische Betrachtung	81
4.4.2	Mathematische Beschreibung der Optimierung	86
5	Exemplarische Anwendung	91
5.1	Auswahl der Metalle	91
5.2	Kupfer	93
5.2.1	Die Bedeutung von Kupfer	93
5.2.2	Sekundäre Kupferquellen	94
5.2.3	Recyclingmodell	96
5.2.4	Massenbilanzen	105
5.2.5	Vergleich der primären und sekundären Gewinnung	108
5.2.6	Fazit zum Kupferrecycling	115
5.3	Tantal	116
5.3.1	Die Bedeutung von Tantal	116
5.3.2	Sekundäre Tantalquellen	117
5.3.3	Recyclingmodell	120
5.3.4	Massenbilanzen	135
5.3.5	Vergleich der primären und sekundären Gewinnung	138
5.3.6	Herausforderungen des Tantalrecyclings	143
5.3.7	Fazit zum Tantalrecycling	147
5.4	Kobalt	148
5.4.1	Die Bedeutung von Kobalt	148
5.4.2	Sekundäre Kobaltquellen	149
5.4.3	Recyclingmodell	152
5.4.4	Massenbilanzen	166
5.4.5	Vergleich der primären und sekundären Gewinnung	169
5.4.6	Fazit zum Kobaltrecycling	176

6	Übergreifende Auswertung der Ergebnisse	179
6.1	Wesentliche Einflussfaktoren auf die Recyclingaufwände	179
6.2	Approximativer generischer Modellansatz	183
6.3	Was wird recycelt? Was sollte recycelt werden?	186
7	Diskussion	193
7.1	Zukünftige Entwicklung der Relevanz des Energieindikators	193
7.2	Einschränkungen und Unsicherheiten	198
7.3	Grenzen der Ein-Metall Betrachtung und Notwendigkeit des systemischen Denkens	199
8	Fazit	205
	Literaturverzeichnis	211

Abkürzungsverzeichnis

ASN	Abfallschlüsselnummer
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
CDI	Cobalt Development Institute
CE	Circular Economy
DR	Demokratische Republik
EELV	Electric End-of-Life Vehicle
ElektroG	Elektro- und Elektronikgerätegesetz
EoL	End-of-Life
EoL-RQ	End-of-Life Recyclingquote
ETI	Energy Transition Index
EWZ	Einwohnerzahl
FSM	Flat Screen Monitor
GF	Gewichtungsfaktor
HDD	Hard Disk Drive
HELV	Hybrid Electric End-of-Life Vehicle
ICA	International Copper Association
IKT	Informations- und Kommunikationstechnologie
ISO	Internationale Organisation für Normung
KEA	Kumulierter Energieaufwand
KF	Korrekturfaktor
KNA	Kumulierter nicht-energetischer Aufwand
KRS	Kayser-Recycling System
LBO	Lichtbogenofen
LCA	Life-Cycle Assessment
LED	light-emitting diodes

LIB	Lithium-Ionen-Batterie
LiCoO ₂	Lithium-Cobaltoxid
LiNMC	Lithium-Nickel-Mangan-Cobalt-Oxide
LKW	Lastkraftwagen
MVA	Müllverbrennungsanlage
N.O.	Normierter Output
NE	Nicht-Eisen
NiMH	Nickel-Metallhydrid
NiMHB	Nickel-Metallhydrid-Batterien
PE	Polyethylen
PGM	Platingruppen-Metalle
PKW	Personenkraftwagen
PVC	Polyvinylchlorid
SF	Stahlfraktion
SLF	Schredderleichtfraktion
SSF	Schredderschwerfraktion
TBRC	Top Blown Rotary Converter
THGE	Treibhausgasemissionen
UNEP	United Nations Environment Programme
USGS	United States Geological Service
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
WEF	World Economic Forum

Symbolverzeichnis

$A(x_i)_j$	Allokationsfaktor des Recyclingprozesses j der sekundären Quelle x_i
D_{max}^u	Maximale Transportdistanz des Transportes u
D_{min}^u	Minimale Transportdistanz des Transportes u
\bar{D}_u	Gewichtetes arithmetisches Mittel der Transportdistanzen des Transportes u
D_t^u	Transportdistanz t des Transportes u
GF_t^u	Gewichtungsfaktor der Transportdistanz t des Transportes u
$KEA_D(x_i)_j$	Kumulierter Energieaufwand pro Masseneinheit Durchsatz der sekundären Metallgewinnung des Prozesses j aus der sekundären Quelle x_i
KEA_G	Kumulierter Energieaufwand der gemeinsamen Metallgewinnung, primär und sekundär
KEA_P	Kumulierter Energieaufwand der primären Gewinnung
$\overline{KEA_S}$	Gewichtetes arithmetisches Mittel des kumulierten Energieaufwandes pro Masseneinheit Sekundärmetall der sekundären Metallgewinnung
$KEA_S(x_i)$	Kumulierter Energieaufwand pro Masseneinheit Sekundärmetall der sekundären Metallgewinnung aus der sekundären Quelle x_i
$KEA_S(x_i)_j$	Kumulierter Energieaufwand pro Masseneinheit Sekundärmetall der sekundären Metallgewinnung des Prozesses j aus der sekundären Quelle x_i
$\eta(x_i)_j$	Konzentrationserhöhung des zu recycelnden Metalls der sekundären Quelle x_i durch den Prozess j
$m(x_i)$	Masse des zu recycelnden Metalls in der sekundären Quelle x_i

P_{80}	Partikeldurchmesser Outputfraktion des Zerkleinerungsprozesses (Bonds Law)
F_{80}	Partikeldurchmesser Inputfraktion des Zerkleinerungsprozesses (Bonds Law)
$RE(x_i)$	Recyclingeffizienz des Recyclings der sekundären Quelle x_i
$RE(x_i)_j$	Recyclingeffizienz des Recyclingprozesses j der sekundären Quelle x_i
$RE_A(x_i)_j$	Recyclingeffizienz des Prozesses j der mechanischen Aufbereitung der sekundären Quelle x_i
$RE_M(x_i)_j$	Recyclingeffizienz des Prozesses j der metallurgischen Aufbereitung der sekundären Quelle x_i
$SQ(x_i)$	Sammelquote der sekundären Quelle x_i
W_i	Bonds Work Index
ω_X	Konzentration des Metalls X
$\omega(\text{primär})$	Metallkonzentration in primären Quellen
$\omega(x_i)_j$	Inputmetallkonzentration der sekundären Quelle x_i in den Prozess j

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1	Entwicklung der Publikationen zu Recycling und Circular Economy	6
Abbildung 1.2	EoL-RQ für 60 Metalle	13
Abbildung 1.3	Zuwachs der Elementvielfalt für Energieerzeugungstechnologien	15
Abbildung 1.4	Paretdiagramm der Massenanteile der Elemente auf Leiterplatten von Smartphones	18
Abbildung 1.5	Aufbau der Dissertation	24
Abbildung 2.1	Der Metalllebenszyklus	29
Abbildung 2.2	Definition der Stoffströme der EoL-Phase	32
Abbildung 2.3	Typisches Verfahrensschema des Recyclings	33
Abbildung 2.4	Grade-Recovery-Curve bei definierter Partikelgröße	38
Abbildung 2.5	Recyclingspezifisches Metallrad bzw. Metal Wheel ...	41
Abbildung 3.1	Statische Reichweiten mehrerer Metalle (1956–2017)	45
Abbildung 3.2	Größenordnungen der globalen Kupfervorkommen unterschiedlicher Qualitäten und die jährliche Fördermenge	47
Abbildung 3.3	Konzentrationen von 48 Metallen in ihren sekundären und primären Quellen	50
Abbildung 3.4	Energie als physikalische Notwendigkeit der Metallproduktion im Sinne der Entropieverringerng	53
Abbildung 3.5	Korrelationsanalyse des KEA und THGE der sekundären und primären Metallgewinnung	58

Abbildung 4.1	Untersuchungsrahmen und funktionelle Einheit der zu untersuchenden Systeme	64
Abbildung 4.2	Parametrisiertes Recyclingverfahren mit 2 Prozessen	67
Abbildung 4.3	Typische Abfolge der Sammel- und Transportlogistik des Metallrecyclings	68
Abbildung 4.4	Einwohnerzahlen auf Kreisebene der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2014	70
Abbildung 4.5	Beispiel zur Bestimmung der GF II und III	71
Abbildung 4.6	Beispiel für optimale Einzugsgebiete im Sinne von Thiessen Polygonen	72
Abbildung 4.7	Qualitative Darstellung der Optimierungsmethode	83
Abbildung 5.1	Konzentrationsverhältnis der sekundären und primären Quellen der Metalle Kupfer, Tantal und Kobalt	93
Abbildung 5.2	Hauptanwendungsgebiete Kupfer (2014)	95
Abbildung 5.3	Umberto-Modell des Kupferrecyclingsystems	101
Abbildung 5.4	Allozierte prozessscharfe KEA des Kupferrecyclings aus sekundären Quellen	103
Abbildung 5.5	Auswertung der KEA des Kupferrecyclings nach den Konzentrationen	104
Abbildung 5.6	Massenbilanz des Kupferrecyclings aus sekundären Quellen für das Jahr 2014 in Deutschland	107
Abbildung 5.7	KEA-optimierte EoL-RQ des Kupferrecyclings a der aktuellen Verhältnisse und b der abgeschätzten zukünftigen Verhältnisse der primären Kupfergewinnung	111
Abbildung 5.8	KEA-optimierte EoL-RQ des Kupferrecyclings bei vollständigen Sammelquoten und a konstanten Sammelaufwänden pro kg Cu bzw. b variablen Sammelaufwänden pro kg Cu	113
Abbildung 5.9	Hauptanwendungsgebiete Tantal (2015)	118
Abbildung 5.10	Verfahren des Tantalrecyclings aus EoL-Kondensatoren	121
Abbildung 5.11	Umberto-Modell des Tantalrecyclingsystems	131
Abbildung 5.12	Allozierte prozessscharfe KEA des Tantalrecyclings aus sekundären Quellen	133

Abbildung 5.13	Auswertung der KEA des Tantalrecyclings nach den Konzentrationen	135
Abbildung 5.14	Massenbilanz des (theoretischen) Tantalrecyclings aus sekundären Quellen für das Jahr 2013 in Deutschland	137
Abbildung 5.15	KEA-optimierte EoL-RQ des Tantalrecyclings a der aktuellen Verhältnisse und b der abgeschätzten zukünftigen Verhältnisse der primären Tantalgewinnung	141
Abbildung 5.16	KEA-optimierte EoL-RQ des Tantalrecyclings bei vollständigen Sammelquoten und a konstanten Sammelaufwänden pro kg Ta bzw. b variablen Sammelaufwänden pro kg Ta	144
Abbildung 5.17	Nettoersparnisse des Tantalrecyclings aus Kondensatoren nach Abzug der Silberverluste in relativen Werten	146
Abbildung 5.18	Hauptanwendungsgebiete Kobalt (2017)	150
Abbildung 5.19	Verfahren des Recyclings von kobalthaltigen Batterien nach dem Umicore-Verfahren	154
Abbildung 5.20	Umberto-Modell des Kobaltrecyclingsystems	162
Abbildung 5.21	Allozierte prozessscharfe KEA des Kobaltrecyclings aus sekundären Quellen	164
Abbildung 5.22	Auswertung der KEA des Kobaltrecyclings nach den Konzentrationen	165
Abbildung 5.23	Massenbilanz des Kobaltrecyclings aus sekundären Quellen für das Jahr 2017 in Deutschland	168
Abbildung 5.24	KEA-optimierte EoL-RQ des Kobaltrecyclings bei aktuellen Sammelquoten	173
Abbildung 5.25	KEA-optimierte EoL-RQ des Kobaltrecyclings bei vollständigen Sammelquoten und a konstanten Sammelaufwänden pro kg Co bzw. b variablen Sammelaufwänden pro kg Co	175
Abbildung 6.1	Vergleich der KEA-Konzentrations-Korrelationen der primären (blaue Datenpunkte) und sekundären Metallgewinnung (grüne Datenpunkte)	181
Abbildung 6.2	Allokationen der KEA der Recyclingverfahren der Zielmetalle aus den sekundären Quellen	183

Abbildung 6.3	Einfluss des Konzentrationsverhältnisses und des verfügbaren monetären Wertes auf die sekundärquellenspezifischen EoL-RQ von 48 Metallen	187
Abbildung 6.4	Verbleibendes theoretisches Einsparpotenzial an THGE durch Recycling	191
Abbildung 7.1	KEA-THGE Korrelation der primären und sekundären Metallgewinnung	194
Abbildung 7.2	Bewertung der weltweiten Volkswirtschaften nach dem Energy Transition Index (ETI) und der Bedeutung für die primäre Metallgewinnung	195
Abbildung 7.3	Zusammensetzung der KEA und THGE des Recyclings von Cu, Ta und Co nach Inputs	197
Abbildung 7.4	KEA Ersparnisse und Aufwände des erweiterten Kupferrecyclingsystems	201

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1	Metallkonzentrationen in Elektroschrott 1970 und heute	16
Tabelle 1.2	Energieersparnis des Recyclings reiner Metallschrotte im Vergleich zu deren primärer Gewinnung	21
Tabelle 5.1	Sekundäre Kupferquellen und deren Kupferkonzentrationen	96
Tabelle 5.2	Sekundärquellenspezifische Prozessdaten des Kupferrecyclingmodells	98
Tabelle 5.3	Durchschnittlicher KEA des EoL-Kupferrecyclings	110
Tabelle 5.4	Sekundäre Tantalquellen und deren Tantalkonzentrationen	119
Tabelle 5.5	Sekundärquellenspezifische Prozessdaten des Tantalrecyclingmodells	122
Tabelle 5.6	KEA und CO ₂ eq-Emissionen der primären Tantalgewinnung	138
Tabelle 5.7	Durchschnittliche KEA des EoL-Tantalrecyclings	140
Tabelle 5.8	Sekundäre Kobaltquellen und deren Kobaltkonzentrationen	151
Tabelle 5.9	Übersicht der wichtigsten Unternehmen und Recyclingverfahren für kobalthaltige Batterien	152
Tabelle 5.10	Sekundärquellenspezifische Prozessdaten des Kobaltrecyclingmodells	155
Tabelle 5.11	KEA und CO ₂ eq-Emissionen der primären Kobaltgewinnung	170
Tabelle 5.12	Durchschnittlicher KEA des EoL-Kobaltrecyclings	171



Einleitung

1

Zu Beginn dieses Kapitels ist ein kurzer Abriss der Historie des Recyclings und der Entwicklung der *Circular Economy* (CE) gegeben. Recycling – das zentrale Thema dieser Forschungsarbeit – ist keineswegs ein neues Phänomen, sondern vielmehr beinahe so alt wie die Menschheit. Heute ist Recycling insbesondere als wesentliche Strategie der CE bekannt und daher als wesentlicher Teil der Nachhaltigkeits- sowie Umwelt- und Ressourcenschutzdebatte stark propagiert und politisch forciert. Allerdings weist die CE – wie sie derzeit angestrebt wird – noch einige Inkonsistenzen auf, die sich auch auf die Zielausrichtung des Recyclings auswirken und nun in der Wissenschaft vermehrt diskutiert werden. Siehe hierzu Abschnitt 1.1.1.

Ein wesentlicher Aspekt dieser Debatte um die Inkonsistenzen der CE ist, dass eine vollständige Kreislaufführung, die mittlerweile als Vision der CE verstanden werden kann, einer Utopie gleichkommt. Denn Produkte sind heute so komplex wie nie zuvor und deren Recycling beliebig schwierig und aufwandsintensiv. Genauere Ausführungen hierzu sind in Abschnitt 1.1.2 enthalten. Dass Metalle in der CE und der Debatte darum eine entscheidende Rolle spielen, ist in Abschnitt 1.1.3 thematisiert. Auf der einen Seite haben sie hervorragende Recyclingeigenschaften und sind von hoher Bedeutung für die Wirtschaft. Auf der anderen Seite sind ihre Kreisläufe jedoch noch weit davon entfernt geschlossen zu sein. Aus dieser Situation ergeben sich die Forschungsfragen der vorliegenden Dissertation, die in Abschnitt 1.2 definiert sind. Der darauffolgende Abschnitt 1.3 gibt einen generellen Überblick über den Aufbau der Arbeit.

Elektronisches Zusatzmaterial Die elektronische Version dieses Kapitels enthält Zusatzmaterial, das berechtigten Benutzern zur Verfügung steht
https://doi.org/10.1007/978-3-658-32924-2_1

1.1 Hintergrund

1.1.1 Historie des Recyclings und Entwicklung der Circular Economy

Angesichts der mittlerweile inflationären Nutzung des Begriffs Recycling könnte man davon ausgehen, dass es sich hier um ein modernes Phänomen handelt. Tatsächlich ist Recycling jedoch fast so alt wie die Menschheit selbst. Archäologische Funde und Untersuchungen belegen, dass bereits in der Steinzeit die frühen Menschen ihre Werkzeuge und Feuersteine weiteren Nutzungswegen zugeführt haben, wenn die ursprüngliche Nutzung nicht mehr erfüllt werden konnte (Shimelmitz 2015; Zaidner und Grosman 2015; Amick 2015). Über den Umweltschutz wird sich damals wohl noch keiner Gedanken gemacht haben. Vielmehr kann davon ausgegangen werden, dass diese ersten Recyclingaktivitäten aus Gründen des Aufwands und der Verfügbarkeit vorgenommen wurden. Große Werkzeuge aus Feuerstein nach dem Gebrauch für z. B. kleinere Werkzeuge zu verwenden, war vermutlich mit weniger Aufwand verbunden, als dafür neue Feuersteine zu suchen und abzubauen. Im späten Mittelalter wurde Recycling bereits gewerblich betrieben, was sich insbesondere anhand der gezielten Sammlung von Altmetall festmachen lässt (Reith 2001). Bis zum Ende des 19. Jahrhunderts war Recycling fest in den sozialen und wirtschaftlichen Praktiken verankert (Strasser 2000). Um diese Zeit wurde z. B. in London der Hausmüll noch händisch durch sogenannte *Staubfrauen* in die werthaltigen Fraktionen für eine Wiederverwendung sortiert (Hobhouse 1900). Zu Beginn des 20. Jahrhunderts änderte sich dieses Verhalten, ausgelöst durch Änderungen in der Produktvielfalt, Einkaufsweisen und dem Aufkommen von Einwegartikeln, die zu Symbolen von Wohlstand, Freiheit und Hygiene wurden. In westlichen Ländern, beginnend in Amerika und mit gewissem Zeitverzug auch in Europa, wandelte sich die Gesellschaft, die bisher durch Knappheit der täglich benötigten Güter bestimmt war, zu einer Wohlstandsgesellschaft. Die bis dahin dominierenden Attribute Sparsamkeit und Suffizienz nahmen über die kommenden Jahrzehnte hinweg langsam aber stetig ab und eine Kultur des Massenkonsums brach an (Oldenziel und Weber 2013; Strasser 2000). Die damit verbundenen steigenden Abfallaufkommen wurden vermehrt durch Verbrennung und Deponierung entsorgt. Die Mülltrennung durch Staubfrauen hatte nicht zuletzt aus Gründen der Hygiene und der Menschenwürde nun ausgedient. Dieser neue Umgang mit den Abfallaufkommen wurde bereits zu dieser Zeit im Hinblick auf die Verschwendung von potenziellen Rohstoffen kontrovers diskutiert (Cooper 2008). In den Weltkriegen wurde Recycling in den involvierten Ländern wieder aktuell und stark propagiert, um

der steigenden Nachfrage nach Kriegsgeräten und Ausrüstung gerecht zu werden (Cooper 2009; Riley 2008). In diesen Kriegszeiten – wie auch in den anschließenden Jahren des Wiederaufbaus – gingen die Recyclingaktivitäten weit über den üblichen Umfang hinaus. So wurden, bedingt durch die enorme Nachfrage und das knappe Angebot, auch Produkte, die noch in Nutzung und teils von kulturellem und emotionalem Wert waren – wie Kirchenglocken oder Eheringe – für den Bau dringlicherer Dinge wie die Kriegsmaschinerie oder den Wiederaufbau herangezogen (Oldenziel und Weber 2013).

Nach den Weltkriegen nahm die Wirtschaft in den westlichen Ländern wieder Fahrt auf und die Konsumgesellschaft und die damit verbundene sogenannte *Wegwerfgesellschaft* etablierten sich endgültig. Nach Pfister (1994) kennzeichnet diese Zeit der 1950er Jahre eine Epochenschwelle in der Menschheitsgeschichte – zumindest in den westlichen Ländern. Ausgelöst durch das große Angebot an günstigem Erdöl aus dem Nahen Osten kam es zu einem rasanten Anstieg des globalen Energieverbrauchs und zum Wandel von der Industriegesellschaft zur Konsumgesellschaft. Damit verbunden waren nicht nur enorme Anstiege in den Umweltbelastungen durch Emissionen (Pfister 1994) sondern eben auch ein vermehrtes Abfallaufkommen, das nun endgültig durch Verbrennung und Deponierung gelöst wurde (Cooper 2009; Oldenziel und Weber 2013). Gleichzeitig stieg in dieser Zeitperiode die Weltbevölkerung entscheidend an, was logischerweise zur Erhöhung des Konsums und der damit verbundenen Umweltbelastungen geführt hat (Meadows et al. 2009). Pfister (1994) definiert die 1950er Jahre als den Wendepunkt, an dem der Mensch den Grundstein für die heutige Umweltproblematik gelegt hat. Er spricht daher vom *1950er Syndrom*.

Zur selben Zeit, in den 1950er und 1960er Jahren, stieg parallel zu den zunehmenden Umweltbelastungen auch das Umweltbewusstsein in der Gesellschaft. Bekannte Werke wie *Silent Spring* von Rachel Carson (1962) haben dieses Umweltbewusstsein zu einem Thema der Öffentlichkeit und Politik gemacht (Rome 2003). Mit Werken von Boulding (1966) *The Economics of the Coming Spaceship Earth* und Meadows et al. (1972) *The Limits to Growth* und der zur gleichen Zeit stattfindenden Energie- und Ölkrise, wurde zudem die Endlichkeit der Ressourcen auf den Plan gerufen. Boulding definierte die aufkommende Wirtschaft und Gesellschaft der westlichen Welt als eine konsumorientierte, ausbeutende und umweltverschmutzende *cowboy economy*, die sich durch einen hohen Materialdurchsatz kennzeichnet. Die Erde beschrieb er metaphorisch als Raumschiff, also ein System mit begrenzten Rohstoffquellen und Emissions-senken sowie einer externen Quelle – die Sonnenenergie. Um zukünftigen Generationen eine funktionierende Welt zu hinterlassen, müsse man also weg

von der *cowboy economy* und hin zu einer *spaceman economy* – einer Wirtschaft und Gesellschaft, die eine vollständige Entkopplung der Wirtschaftsleistung und des Wohlstandes vom Materialdurchsatz zum Ziel hat (Boulding 1966). Das Bild, das Meadows und Kollegen wenige Jahre später, 1972, in ihrem Bericht an den Club of Rome aufzeigten, war ein dramatischeres. Die prognostizierten Anstiege der Weltbevölkerungszahl und Wirtschaftsleistung sollten ihren Berechnungen zufolge in rasant steigenden Rohstoffbedarfen und Umweltbelastungen resultieren, die etwa zur Mitte des 21. Jahrhunderts zu einem Kollaps führen würden – so damals über quantitative Simulationen errechnet (Meadows et al. 1972).

In den 1970er Jahren wurde die westliche Gesellschaft also im Hinblick auf die Endlichkeit der Ressourcen und die zunehmenden Umweltbelastungen sensibilisiert. Es entstanden Bewegungen aus der Bevölkerung heraus, die sich für mehr Recycling einsetzten. Die Politik unterstützte diese Umweltbewegungen bald auf nationaler Ebene (Oldenzil und Weber 2013). Auch auf europäischer Ebene wurden erste Rahmenwerke zu Abfall- und Recyclingrichtlinien aufgestellt (EEC 1975, 1976). Die 1970er Jahre können also als die Geburtsstunde des Recyclings wie wir es heute kennen – als Maßnahme des Umweltschutzes und der Schonung der natürlichen Ressourcen – verstanden werden.

Recycling wurde in den kommenden Jahrzehnten zu einer der leistungsstärksten und geeignetsten Lösungen auserkoren, um die natürlichen Ressourcen zu schonen und die Umweltbelastungen der Ressourcenbereitstellung zu minimieren (Ayres 1997; Wernick und Themelis 1998; Beardsley 1985). Die Anzahl an wissenschaftlichen Publikationen in diesem Bereich nahm seit den 1970er Jahren kontinuierlich zu (siehe Abbildung 1.1) und so begann auch der wissenschaftliche Diskurs. Nicholas Georgescu-Roegen, dessen bedeutendste Werke in den 70er Jahren entstanden sind (Georgescu-Roegen 1971, 1975, 1977, 1979a, 1979b), verwies unter Zuhilfenahme des zweiten Hauptsatzes der Thermodynamik auf die Grenzen des Recyclings. Um diesen doch recht komplexen Sachverhalt zu erklären, soll hier dasselbe Beispiel verwendet werden, das auch Georgescu-Roegen gerne herangezogen hat. Zerreißt man eine Perlenkette in einem Zimmer, so benötigt es Zeit, Energie und Verschleiß (wenn auch verschwindend gering), um die Perlen aufzusammeln und aufzuziehen und die Kette wiederherzustellen (zu recyceln). Würde diese Kette nun über den Vereinigten Staaten zerrissen werden, so würden sehr viel mehr Zeit und Energie benötigt und der Verschleiß deutlich größer ausfallen. Dieser materielle Verschleiß könnte nun theoretisch auch wieder recycelt werden, würde aber ebenfalls wieder zu Verschleiß führen – ein infinites Regress der vollständiges Recycling unmöglich macht. Begründet ist diese Aussage im zweiten Hauptsatz der Thermodynamik. Recycling ist aus

physikalischer Sicht ein Prozess, bei dem Materie mit hoher Entropie (verteilte Perlen) in einen Zustand niedrigerer Entropie (Perlenkette) gebracht wird. Das geschieht durch die Zufuhr von Energie bzw. Exergie¹. Dieser Prozess der Entropieverringerung bzw. Entropieabfuhr muss aber zwangsläufig in einer Erhöhung der Entropie an anderer Stelle resultieren – das geschieht bei der Energiebereitstellung. Georgescu-Roegen verweist darauf, dass aber auch für das Recycling benötigte Materie z. B. eine Recyclinganlage durch Verschleiß und Materialabrieb dissipativen Verlusten unterliegt und damit zu Entropieerhöhung beiträgt. Um also alle Materie ewig im Kreislauf zu führen, müssten nicht nur unendlich Energie, sondern auch unendliche Mengen an Materie zur Verfügung stehen. Vollständige Kreislaufschließungen seien demnach nicht möglich. Georgescu-Roegen definierte diese Erkenntnis als viertes Gesetz der Thermodynamik (Georgescu-Roegen 1979b). Unterstützung fand er insbesondere durch Herman Daly (1973, 1995). Das Konzept wurde allerdings auch von zahlreichen Ökonomen und Physikern kritisiert (Ayres und Miller 1980; Mansson 1994; Binswanger 1993; Mayumi 2009, 2001; Bianciardi et al. 1993; Ruth 1995). Eine umfassende Kritik wurde u. a. von Robert Ayres (1999) publiziert. Er widerspricht Georgescu-Roegen in seiner Kernaussage, dass vollständige Kreislaufschließungen nicht möglich sei und begründet es damit, dass die Erde kein abgeschlossenes System ist, sondern vielmehr externen Energieinput in unendlichen Mengen durch die solare Strahlung der Sonne bekommt. Die dissipativen Materialverluste, die durch Recyclingprozesse entstehen, könnten also ab einer gewissen Menge und Konzentration ebenfalls wieder recycelt werden ohne in einen infiniten Regress zu gelangen (Ayres 1999).

Ein weiteres Resultat der 1970er Jahre ist das Konzept der Circular Economy (CE), das nach Angaben zahlreicher Publikationen (Graedel et al. 2019; Su et al. 2013; Ghisellini et al. 2016; Andersen 2007) erstmals formell von Pearce und Turner (1990) vorgeschlagen wurde. Die Konzeptionierung basiert auf den oben aufgeführten Überlegungen von Boulding im Jahr 1969. Die Aussage von Georgescu-Roegen, dass die Kreisläufe nie vollständig geschlossen werden können, wurde ebenfalls mitaufgenommen. Der Grundgedanke der CE – wie 1990 definiert – ist daher wie folgt: alle Materialien sollten möglichst vollständig im Wirtschaftskreislauf gehalten werden, um natürliche Ressourcen zu schonen und das Abfallaufkommen zu minimieren. Da dies im Sinne von Georgescu-Roegen nicht möglich ist, fällt ein gewisser Anteil an Material als Abfall an, der jedoch auf die Aufnahmefähigkeit der Umwelt beschränkt sein sollte (Pearce und Turner 1990). Die Auswertung in Abbildung 1.1 zeigt zwar erst nach der

¹Als Exergie ist der Teil der Energie definiert, der Arbeit verrichten kann.

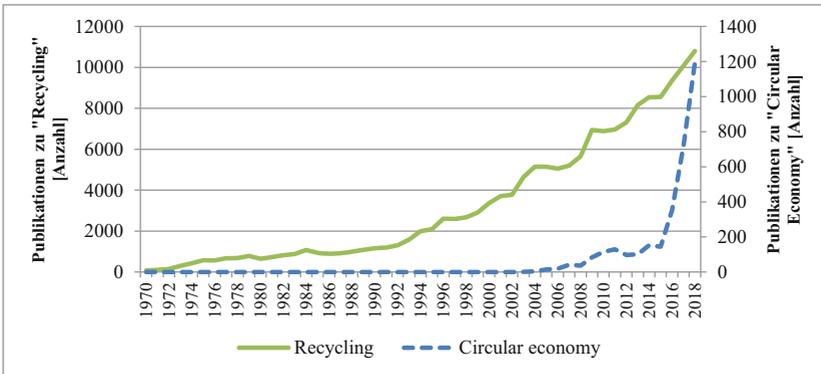


Abbildung 1.1 Entwicklung der Publikationen zu Recycling und Circular Economy (Auswertung über Scopus)

Jahrtausendwende einen Anstieg in den wissenschaftlichen Publikationen zu CE, in der deutschen Gesetzgebung wurde dieser Grundgedanke jedoch bereits 1996 durch das erste Inkrafttreten des Kreislaufwirtschaftsgesetzes verankert. Deutschland wird mit dieser Handlung eine Pionierrolle zugeschrieben (Su et al. 2013). Es folgte Japan im Jahr 2000 (MEGJ 2000) und China im Jahr 2009 (Lieder und Rashid 2016) mit entsprechenden Gesetzgebungen. Heute ist der Gedanke der CE in zahlreichen nationalen (Kalmykova et al. 2018; Lieder und Rashid 2016) und übernationalen – insbesondere europäischen (EC 2014d, 2015) – Strategien, Aktionsplänen und Gesetzgebungen verankert.

Die Wissenschaft begleitet diese Entwicklung. Das zeigt sich neben der steigenden Anzahl an Publikationen auch durch die zahlreichen Literatur-Reviews zu diesem Themenbereich (Andersen 2007; Lieder und Rashid 2016; Geissdoerfer et al. 2017; Su et al. 2013; Kalmykova et al. 2018; Ghisellini et al. 2016). Zentraler Kritikpunkt der meisten dieser Reviews ist die aktuell noch fehlende Konsistenz des Konzepts CE. Korhonen et al. (2018b) beschreibt die CE als eine lose Sammlung von Fragmenten unterschiedlicher wissenschaftlicher Disziplinen wie z. B. Industrial Ecology (Frosch und Gallopoulos 1989), Ecological Economics (Georgescu-Roegen 1977) und vielen mehr. Blomsma und Brennan (2017) zeigen auf, dass unterschiedliche Autoren zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen, wenn es darum geht, abzubilden was die CE darstellen sollte oder könnte. Die fehlende Konsistenz der CE zeigt sich auch in der Vielzahl an unterschiedlichsten Definitionen (Geissdoerfer et al. 2017). Mehrere Autoren haben

über umfangreiche Literaturstudien versucht, eine einheitliche Definition abzuleiten (Geissdoerfer et al. 2017; Kirchherr et al. 2017; Korhonen et al. 2018b; Prieto-Sandoval et al. 2018), die sich jedoch ebenfalls wieder voneinander unterscheiden. Während Korhonen et al. (2018b) davon ausgehen, dass eine einheitliche Definition abzuleiten vermutlich nicht möglich ist, kommen Moraga et al. (2019) zu dem Ergebnis, dass CE als ein übergreifendes Konzept zu verstehen ist, das im engeren (*sensu stricto*) und weiteren (*sensu lato*) Sinne definiert werden kann und sollte. Die *sensu stricto* Definition zielt auf die technologischen Kreisläufe der Ressourcen ab – also das Verlangsamen und Schließen von Materialkreisläufen, das entsprechend durch Lebensdauererweiterungen von Produkten (Wiederverwendung, Reparatur etc.) und Recycling von Materialien erreicht werden kann. Die *sensu lato* Definition erfasst die CE in einem makroskopischen Kontext als ökonomisches System, das alle Aktionen darauf auslegt, die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und das menschliche Wohlbefinden zu maximieren. Um trotz der kontroversen Diskussion über die Definition der CE eine prägnante und weitestgehend reflektierte Definition zu zitieren, wird auf Geissdoerfer et al. (2017) zurückgegriffen. Demnach ist die CE:

*"[...] ein regeneratives System, in dem Ressourceneinsatz und Abfall, Emissionen und Energieverluste durch Verlangsamung, Schließen und Verkleinern von Material- und Energiekreisläufen minimiert werden. Dies kann durch langlebiges Design, Wartung, Reparatur, Wiederverwendung, Wiederaufbereitung, Modernisierung und Recycling erreicht werden."*²(Geissdoerfer et al. 2017)

Vergleicht man diese Definition der CE, wie auch die von Moraga et al. (2019) vorgeschlagene differenziertere Definition, mit dem ursprünglichen Konzept der CE von Pearce und Turner (1990), fällt auf, dass die vollständige Schließung von Kreisläufen nun eine notwendige Bedingung geworden zu sein scheint. Öffentlichkeitswirksame Buchveröffentlichungen wie Cradle-to-Cradle (Braungart und McDonough 2002) und insbesondere die Arbeiten der Ellen MacArthur Foundation (EMF 2014, 2013b, 2013a; Webster 2017) tragen wesentlich dazu bei, dass das Konzept der CE auch im unternehmerischen und gesellschaftlichen Umfeld zunehmend an Bedeutung gewinnt und suggerieren die Möglichkeit von perfekt geschlossenen Kreisläufen (Lazarevic und Valve 2017). Auch die großen Consultants haben in den vergangenen Jahren die CE als neue Sparte für sich entdeckt und tragen mit zahlreichen Veröffentlichungen (Bouton et al. 2016; Lacy et al. 2014; Hestin et al. 2016) ebenfalls zur Vision der vollständigen Kreislaufschließung bei.

²Übersetzt in deutsche Sprache.

Die Kreislaufführung von Materialien sollte keineswegs ein Selbstzweck, sondern vielmehr ein Mittel zum Zweck sein. Doch welchen Zweck bzw. welches Ziel verfolgt die CE konkret? Grundsätzlich wird der CE das Ziel einer nachhaltigen Entwicklung zugesprochen (Ghisellini et al. 2016; Murray et al. 2017). Nach einer Analyse von 114 Definitionen der CE, kommen Kirchherr et al. (2017) zu dem Ergebnis, dass die CE nur selten mit einer vollumfänglichen Definition einer nachhaltigen Entwicklung³ in Verbindung gebracht wird. Als Hauptziel identifiziert die Studie den wirtschaftlichen Wohlstand, dicht gefolgt von der Umweltqualität an zweiter Stelle. Die soziale Komponente ist eher unterrepräsentiert. Nicht nur bei der Zielgrößendefinition, auch bei der Zielerreichung bzw. der Art und Weise des Beitrags der CE zu einer nachhaltigen Entwicklung gibt es in der Literatur unterschiedliche Vorstellungen. Geissdoerfer et al. (2017) gruppieren die Beziehungen der CE und einer nachhaltigen Entwicklung wie folgt: Als (i) notwendige Bedingung, (ii) vorteilhafte Maßnahme oder (iii) Trade-off Beziehung. Die Beziehungen (i) und (ii) implizieren, dass je fortgeschrittener die CE ist, desto höher ist der Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung. Die Trade-off Beziehung (iii) geht davon aus, dass der positive Beitrag der CE zu einer nachhaltigen Entwicklung auch Grenzen unterliegt. Der aktuelle Stand des Konzepts der CE ist also auch in punkto Zieldefinition und Zielerreichung noch nicht konsistent. Um die CE und auch Recycling – als integralen Bestandteil der CE – im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung zielorientiert auszurichten, bedarf es also noch weiterer Überarbeitung.

Trotz der Inkonsistenz in der Zieldefinition und der unterschiedlichen Meinungen über die Zielerreichung zeichnet sich bei den Strategien, die zur Erreichung einer CE beitragen sollen, ein relativ deutliches Bild ab. Fast immer zielen die Strategien auf den physischen Erhalt der Materialien ab.⁴ Dabei spielt insbesondere Recycling eine entscheidende Rolle (Kirchherr et al. 2017; Moraga et al. 2019). Auch wenn es darum geht, die CE anhand bestimmter Indikatoren zu messen, steht der Erhalt der Materialien im Wirtschaftskreislauf durch Recycling an oberster Stelle (Moraga et al. 2019). Dass Recycling eine solch zentrale Bedeutung in der CE zugesprochen wird, ist nur logisch, denn egal welche Maßnahmen ergriffen werden, um Materialkreisläufe zu verlangsamen oder verkleinern (durch z. B. Wiederverwendung oder Reparaturen), irgendwann hat jedes Produkt sein Lebenszyklusende erreicht und muss stofflich recycelt werden. Recycling ist also

³Vollumfängliche Definition der Nachhaltigkeit im Sinne der gemeinsamen Betrachtung der sozialen, ökologischen und ökonomischen Aspekte (*triple bottom line*).

⁴Weitere Strategien sind u. a. die Reduktion des Materialeinsatzes oder der Einsatz nachhaltigerer Materialien.

die letzte Konsequenz der CE. Auch zahlreiche politische Aktionspläne fokussieren das Recycling als wesentliche Strategie der CE. Das zeigen u. a. die Vorgaben der Europäischen Union zu massenorientierten Mindestrecyclingquoten für z. B. Altautos (European Parliament 2000) und Batterien (Europäisches Parlament 2013).

Recycling ist als Strategie der CE also gesetzt – doch mit welcher genauen Zielrichtung? Und wie trägt Recycling zur Zielerreichung bei? Ein Blick in die Geschichte hat gezeigt, dass Recycling und die Idee der Kreislaufführung von Materialien keineswegs Neuheiten sind, sondern vielmehr so alt wie die Menschheit selbst. Recycling wurde immer aus guten Gründen praktiziert – da es weniger Aufwand und Zeit in Anspruch nahm oder auch um in Kriegszeiten kurzfristige Knappheit auszugleichen. Recycling und CE wie wir es heute kennen – als Maßnahme einer nachhaltigen Entwicklung und des Ressourcenschutzes – hat seine Wurzeln in den 1970er Jahren und der Entdeckung des Umweltbewusstseins. Die aktuelle Diskussion um CE und Recycling zeigt jedoch deutliche Inkonsistenzen in der Konzeptionierung, Zielausrichtung und Zielerreichung. Gleichzeitig etabliert sich die Vision vollständig geschlossener Kreisläufe, zusätzlich befeuert durch die Diskussion um schwindende natürliche Ressourcen (Sverdrup et al. 2017; Sverdrup et al. 2013). In der Wissenschaft werden daher die Stimmen lauter, die eine klare Zielausrichtung der CE und des Recycling sowie deren wissenschaftliche Absicherung fordern (Korhonen et al. 2018a; Bocken et al. 2017; Cullen 2017; Allwood 2014). Stellvertretend für diese Stimmen aus der Wissenschaft können Korhonen et al. (2018a) zitiert werden: „[...] es braucht wissenschaftliche Forschung, um sicherzustellen, dass die tatsächlichen Umweltauswirkungen von CE auf Nachhaltigkeit ausgerichtet sind“.⁵

1.1.2 Utopie der vollständigen Kreislaufschließung und Herausforderungen des Recyclings

Der vorherige Abschnitt zeigt auf, dass die CE und das Recycling heute wichtige Bestandteile zahlreicher politischer Vorgaben und Aktionspläne sind und die Vision vollkommener geschlossener Kreisläufe angestrebt wird. Doch wie zirkulär ist die globale Wirtschaft heute bereits? Welche Herausforderungen existieren für das Recycling und kann eine vollständige Kreislaufführung überhaupt erreicht werden? Diese Fragen sind in diesem Abschnitt beantwortet.

⁵Übersetzt in deutsche Sprache.

Die aktuelle Weltwirtschaft ist noch weit von einer geschlossenen Kreislaufführung der eingesetzten Rohstoffe entfernt. Eine umfassende Analyse der globalen Stoffströme von Haas et al. (2015) kommt zu dem Ergebnis, dass lediglich 6 % aller Rohstoffe, die im globalen Wirtschaftssystem benötigt werden, tatsächlich stofflich recycelt werden. Das ist zum einen darauf zurückzuführen, dass 44 % der durchgesetzten Materialien für die Energiebereitstellung (fossile und biogene Energieträger) eingesetzt werden, was deren Recycling unmöglich macht. Zum anderen werden von den verbleibenden 56 %, also die Rohstoffe, die theoretisch für ein Recycling zur Verfügung stehen, effektiv nur 28 % durch Recycling rückgewonnen. Auf europäischer Ebene fallen die Ergebnisse sehr ähnlich aus. Haas et al. (2015) verweisen zudem darauf, dass die Kreislaufführung maßgeblich durch die wachsenden sozioökonomischen Materialbestände – also Materialien, die im urbanen Raum, wie z. B. in Gebäuden, langfristig gebunden sind – verhindert wird.

Neben den von Haas et al. (2015) identifizierten Punkten der unzureichenden Recyclingquoten, dem hohen fossilen Energieeinsatz und der wachsenden Materialbestände ist noch ein weiterer Punkt zu nennen, der eine vollständige in sich geschlossene Kreislaufführung verhindert – die stetig wachsende Weltbevölkerung und Weltwirtschaft. Eine absolute Entkopplung des Ressourcenbedarfs vom Wirtschaftswachstum, wie es Boulding (1966) als zentrale Notwendigkeit seiner *spaceman economy* definiert hat, konnte bisher nur in sehr wenigen Fällen erzielt werden und scheint für den gesamten Ressourcenbedarf utopisch (De Bruyn 2002; Steger und Bleischwitz 2009, 2011). Selbst auf lange Sicht ist nach Aussage des United Nations Environment Programme (UNEP) nur eine relative Entkopplung realistisch (UNEP 2011a).⁶ Es ist also auch in Zukunft in jedem Falle mit einem positiven Wachstum der Ressourcenbedarfe zu rechnen. Das bestätigen auch zahlreiche Studien (van der Voet et al. 2019; Elshkaki et al. 2016, 2018; Kleijn et al. 2011). Selbst bei vollständigem Recycling aller zur Verfügung stehenden Materialien kann primäres Material nie vollständig vermieden werden (Lèbre et al. 2017; Cullen 2017). Eine Weltwirtschaft, die durch vollkommen in sich geschlossene Kreisläufe funktioniert, ist demnach nicht möglich. Eine Hochrechnung von van der Voet et al. (2019) kommt zu dem Ergebnis, dass erst frühestens Ende dieses Jahrhunderts die Bedarfe von Eisen und Aluminium zu größeren Anteilen aus Recycling als aus der primären Produktion gedeckt werden können – selbst unter der sehr optimistischen Annahme einer EoL-RQ dieser Metalle von 90 %.

⁶Eine absolute Entkopplung bedeutet ein negatives Wachstum des Ressourcenbedarfs, bei einem positiven Wirtschaftswachstum. Eine relative Entkopplung bedeutet ein immer noch positives Wachstum des Ressourcenbedarfs, jedoch geringer als das des Wirtschaftswachstums. Die Elastizität dieser Beziehung ist also kleiner 1.

In der Literatur finden sich zahlreiche weitere Publikationen, die sich mit unterschiedlichsten Grenzen der CE befassen. Kirchherr et al. (2018) benennen kulturelle Barrieren der CE, die sich hauptsächlich auf Konsumenten- und Produzentenverhalten zurückführen lassen. Auch Korhonen et al. (2018a) kommen zu dem Ergebnis, dass soziale und kulturelle Hemmnisse für die CE existieren, diese Liste aber noch um zahlreiche weitere ökonomische und physikalische Barrieren ergänzt werden muss. Baxter et al. (2017) diskutieren die Probleme der CE, die durch Verunreinigungen beim Recycling oder auch bereits in der Nutzung eines Produktes entstehen. Bedingen z. B. Verunreinigungen, die im Recycling entstehen, eine Minderung der Qualität des Materials, so ist das sogenannte *Downcycling* die Folge. Ein typisches Beispiel hierfür sind unerwünschte Metalle in Aluminiumlegierungen, die die qualitativen Eigenschaften und damit den Nutzen der Legierung verringern (Nakajima et al. 2010). Zink und Geyer (2017) haben in diesem Kontext den Begriff *Circular Economy Rebound* eingeführt. Gemeint ist damit, dass für recycelte Materialien, deren Qualität durch Verunreinigungen verringert ist, die Substitution von Primärmaterial nicht mehr gewährleistet ist. Damit findet deren Recycling zusätzlich zur Primärproduktion und nicht stattdessen statt. Cullen (2017) diskutiert diese Herausforderung auf einer theoretischen Ebene und erläutert, dass die Qualität der recycelten Materialien durch entsprechenden Mehraufwand im Recycling aufrechterhalten werden kann. Damit kommt er zu der Frage, bis zu welchem Aufwand Recycling und damit auch die CE sinnvoll ist. Dass Recycling mit Aufwand und entsprechenden Umweltbelastungen verbunden ist und somit auch dieser Aspekt eine begrenzende Funktion für die CE haben sollte, wird auch in zahlreichen weiteren Publikationen vertreten (Bocken et al. 2017; Allwood 2014; Geyer et al. 2016; Korhonen et al. 2018a).

Zahlreiche Veröffentlichungen von und mit Markus Reuter diskutieren die Grenzen der CE und des Recyclings aus einer sehr technischen und thermodynamischen Sicht. Verluste der Quantität und Qualität können bei mechanischen und metallurgischen Recyclingprozessen aufgrund thermodynamischer Grenzen nie vollständig vermieden werden. Es ist umfassendes Wissen über die Zusammensetzung der zu recycelnden Produkte (Reuter spricht hier meist von Mineralogie der Produkte) und die Interaktionen der Materialien und Metalle notwendig, um die Recyclingaktivitäten, insbesondere im Hinblick auf die metallurgische Aufbereitung der Metalle, zu optimieren (Reuter und van Schaik 2008; Reuter et al. 2018; Reuter und Kojo 2012; Castro et al. 2007; Amini et al. 2007).

Zu Beginn dieses Abschnitts ist gezeigt, dass die Zirkularität der globalen Wirtschaft als sehr niedrig eingestuft werden muss. Diese Einstufung berücksichtigt alle Rohstoffe, die in der Wirtschaft benötigt werden. Damit sind auch Energieträger und Biomasse eingeschlossen, deren Kreislaufführung aufgrund

ihrer angedachten Nutzung nur sehr eingeschränkt oder unmöglich ist (Haas et al. 2015). Auch Kunststoffe sind in ihrer Kreislauffähigkeit stark begrenzt, da ihre stofflichen Eigenschaften auf ihrer molekularen Struktur basieren. Diese molekularen Strukturen zerbrechen im Laufe der Zeit durch Umwelteinflüsse wie ultraviolette Strahlung oder mechanische und thermische Belastungen durch z. B. Recyclingprozesse. Die Stoffeigenschaften von Metallen hingegen sind auf ihre Atome zurückzuführen und daher – zumindest in der Theorie – prädestiniert für ein Recycling (Verhoef et al. 2004). Die Kreislaufführung von Metallen liegt mit 40 % für Europa und 36 % auf globaler Ebene auch deutlich über der durchschnittlichen materiellen Kreislaufführung. Betrachtet man nur die Recyclingquote der Metalle am Ende deren Lebenszyklus (sogenannte End-of-Life Recyclingquote (EoL-RQ))⁷, so liegt der Wert für Europa bei 76 % und der Wert für die Welt bei 71 %. Der Unterschied der Werte der Kreislaufführung und der EoL-RQ liegt darin, dass das anthropogene Stofflager immer weiter aufgebaut wird und somit die Kreislaufführung gehemmt wird. Die EoL-RQ ist davon per Definition (siehe Abschnitt 2.1) nicht betroffen (Haas et al. 2015).

Eine umfangreiche Studie des UNEP beinhaltet eine differenziertere Betrachtung der EoL-RQ von 60 Metallen. Lediglich 16 Metalle weisen hohe EoL-RQ von über 50 % auf. Zehn Metalle werden nur zu geringen Prozentsätzen von teils weit unter 50 % am Ende ihres Lebenszyklus recycelt. Für die verbleibenden 34 Metalle findet de facto kein Recycling statt (UNEP 2011b). Abbildung 1.2 fasst diese Ergebnisse zusammen. Metalle, deren Recycling zu hohen Prozentsätzen praktiziert wird, sind Massenmetalle wie Eisen, Aluminium und Kupfer sowie Edelmetalle. Letztere werden insbesondere durch ihren hohen ökonomischen Wert und ihren edlen Charakter im Recycling begünstigt. Da Massenmetalle den mit Abstand größten Teil am gesamten Metallbedarf ausmachen,⁸ erklärt sich die hohe aggregierte EoL-RQ der Metalle von über 70 %. Metalle, die nicht bzw. kaum recycelt werden, sind überwiegend die sogenannten Technologiemetalle. Der Bericht von UNEP (2011b) bezeichnet diese Metalle als *speciality metals*. Sie werden meist in nur sehr geringen Konzentrationen in Produkten eingesetzt und machen daher auch massenbilanziell nur einen geringen Anteil an der Gesamtmasse der Metalle im anthropogenen Stofflager aus. Allerdings sind diese Technologiemetalle – wie ihr Name bereits vermuten lässt – unabdingbar für moderne Technologien. Diese modernen Technologien wie z. B. Elektromobilität oder Erneuerbare Energien sind wiederum in vielen Fällen unerlässlich für

⁷Eine detaillierte Definition kann Abschnitt 2.1 entnommen werden.

⁸Alleine Eisen macht 88 % aus (Nuss und Eckelman 2014).

eine nachhaltige Entwicklung (Reck und Graedel 2012; Marscheider-Weidemann et al. 2016).

Während die Massenmetalle, die den Großteil des gesamten Metallbedarfs ausmachen, in der primären Produktion aus Erzen nur mit relativ geringen Aufwänden und Umweltwirkungen pro Masseneinheit verbunden sind, fallen die Aufwände und Umweltwirkungen für Edel- und Technologiemetalle sehr viel höher aus. So ist z. B. Gold mit Treibhausgasemissionen (THGE) von 12.500 kg CO₂eq/kg verbunden, Tantal mit 260 kg CO₂eq/kg, Eisen als Stellvertreter für die Massenmetalle jedoch nur mit 1,5 kg CO₂eq/kg (Nuss und Eckelman 2014).

Die aktuelle Situation ist also selbst bei Metallen noch deutlich von einer vollständigen Kreislaufführung entfernt. Doch warum ist das so, wo Metalle doch ausgezeichnete Recyclingeigenschaften aufweisen? Und aus welchen Gründen werden gerade die Technologiemetalle, die in der primären Produktion mit hohen Aufwänden und Umweltbelastungen verbunden sind, nicht oder nur zu sehr geringen Prozentsätzen recycelt? Darauf ist im Nachfolgenden ausführlich eingegangen.

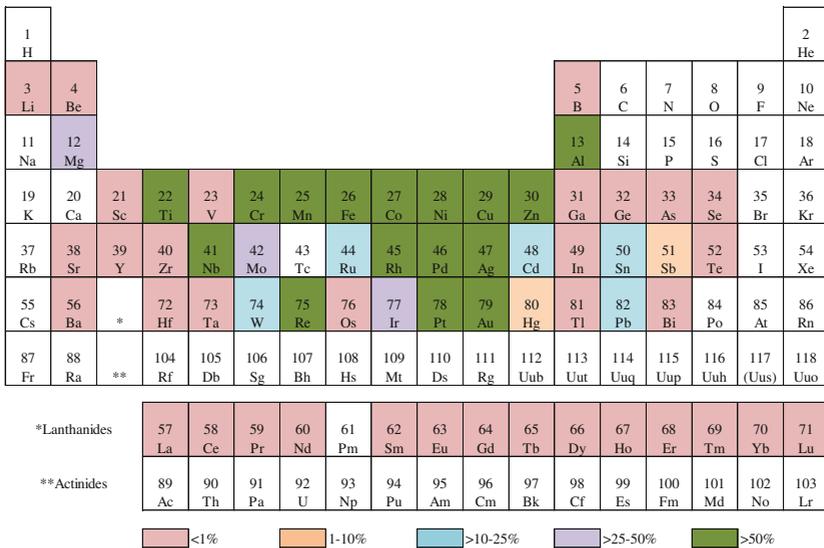


Abbildung 1.2 EoL-RQ für 60 Metalle (Nach UNEP (2011b), mit freundlicher Genehmigung des UNEP)

Das Recycling von Produkten bzw. Materialien, die in Produkten verbaut sind, gestaltet sich heute beliebig komplex und die Herausforderungen sind so umfangreich wie nie zuvor. So umfasst die Elementvielfalt, die aktuell benötigt wird, um Produkte zu bauen, nahezu alle stabilen Elemente des Periodensystems. Achzet et al. (2011) verweisen darauf, dass die Anzahl an Elementen, die die Menschheit benötigt hat und aktuell benötigt, um Energie bereitzustellen, in den vergangenen 300 Jahren exponentiell gestiegen ist. Abbildung 1.3 illustriert diese Entwicklung. Auch in näherer Vergangenheit kann dieser Trend beobachtet werden – u. a. am Beispiel von Leiterplatten. Im Jahr 1980 wurden noch 12 Elemente benötigt, um Leiterplatten zu produzieren. Im Laufe der nächsten 10 Jahre kamen 4 weitere Elemente hinzu. Heute sind Leiterplatten ohne Frage weit aus funktioneller als noch vor 40 Jahren, allerdings werden nun rund 60 Elemente benötigt, um diese Funktionalität herzustellen (NRC 2008). Die von Allwood (2014) als Frage formulierte Kritik zur vollständigen Kreislaufschließung, veranschaulicht diese Entwicklung: *„Angenommen er hatte ein Auto, sollten Kenneth Boulding’s⁹ Nachkommen heute ein Auto fahren, das vollständig aus den Atomen seines in den 1950er Jahren gebauten Autos hergestellt wurde?“¹⁰* Natürlich ist diese Frage rhetorischer Natur, denn sie kann mit einem deutlichen Nein beantwortet werden. In den 1950er Jahren war ein Auto ein noch relativ simples Produkt. Es wurden nur eine Handvoll an Metallen und Materialien für die Herstellung benötigt – Eisen, Kupfer, Blei, Zink, Aluminium, Gummi und Plastik. Heute handelt es sich um hochtechnologische Produkte mit bis zu 150 Mikroprozessoren und 6.000 Halbleitern bzw. elektronischen Bauelementen. Dafür werden rund 60 Elemente benötigt (Wellmer et al. 2019, S. 44–45). Insbesondere durch den Leichtbau wurden auch die Kombinationen der Elemente hochkomplex. Die Vielzahl an unterschiedlichsten Materialien und Legierungen stellt das Recycling nun vor enorme Herausforderungen (Arowosola und Gaustad 2019; Dahmus und Gutowski 2007).

Nicht nur die Elementvielfalt der Produkte hat sich gravierend verändert, auch die Konzentrationen der verbauten Elemente haben teilweise drastisch abgenommen. Das kann u. a. durch das Beispiel Elektroschrott gezeigt werden (siehe Tabelle 1.1). Seit den 1970er Jahren sind insbesondere die Konzentrationen der Edelmetalle in dieser Schrottfraktion um über 80 % abgesunken. Diese Entwicklung ist noch immer aktuell. Das zeigt u. a. eine Analyse von Christian et al. (2014) zu den Metallkonzentrationen in Mobiltelefonen der letzten 20 Jahre. Hier

⁹Kenneth Boulding war einer der ersten, vermutlich sogar der erste, Ideengeber der CE. Siehe Abschnitt 1.1.1.

¹⁰Übersetzt in deutsche Sprache.

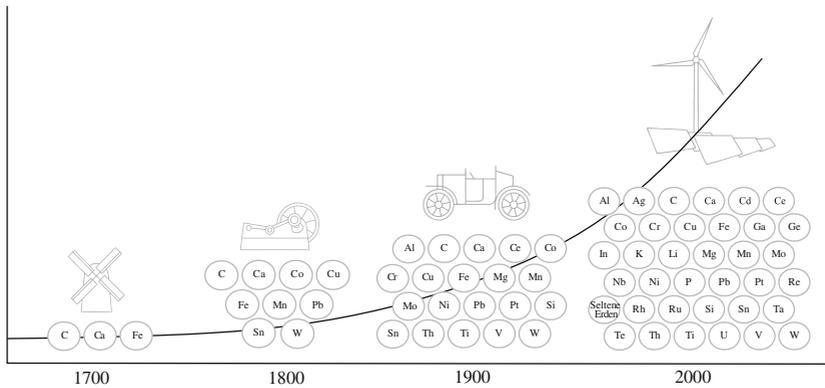


Abbildung 1.3 Zuwachs der Elementvielfalt für Energieerzeugungstechnologien (Nach Achzet et al. (2011), mit freundlicher Genehmigung der Autoren)

wurden ebenfalls deutliche Rückgänge in den Konzentrationen der Edel- und auch Technologiemetalle beobachtet.

Ein wesentlicher Treiber der abnehmenden Metallkonzentrationen ist die Miniaturisierung von Bauteilen und Komponenten, die insbesondere bei elektronischen Produkten stattfindet (Ueberschaar et al. 2017a; Hainzl und Nicolics 2001). Ein Beispiel hierfür sind Tantalkondensatoren, deren Größe sich exponentiell verringert hat, und das bei zunehmender Kapazität. Heute sind die Kondensatoren rund 200 mal kleiner als es im Jahr 1970 der Fall war (Both 2016). Ein berühmteres Beispiel der Miniaturisierung ist durch das Mooresche Gesetz bekannt. Ob diese erstmals in den 60er Jahren formulierte Prognose, dass sich die Anzahl der Transistoren auf einem Mikroprozessor alle 1–2 Jahre verdoppelt (Moore 1965, 1975), nun eine selbsterfüllende Prophezeiung war oder nicht, sei dahingestellt. Fakt ist, es hat genau dieses exponentielle Wachstum stattgefunden und damit die exponentielle Entwicklung der Miniaturisierung. Obwohl das Mooresche Gesetz nun wohl an seine Grenzen stoßen wird, sind Chiphersteller wie die Intel Corporation weiterhin bemüht, mehr Nutzen auf noch kleinerem Raum unterzubringen (Waldrop 2016).

Im unmittelbaren Zusammenhang mit der Miniaturisierung steht auch das abnehmende Produktgewicht, was ebenfalls schwerpunktmäßig bei den Elektrogeräten zu verzeichnen ist. Trotz steigenden Stückzahlen von u. a. Fernsehgeräten, Computern und Smartphones ist ein Rückgang der produktspezifischen Tonnagen zu erwarten. Geringere Massen, die für ein Recycling zur Verfügung stehen,

haben unmittelbar Einfluss auf die Skaleneffekte und damit auf die Wirtschaftlichkeit des Recyclings (Hagelüken 2017). Steigende Stückzahlen von Produkten bei gleichzeitig rückläufigen Massen stellen zudem die Sammellogistik vor enorme Herausforderungen.

Tabelle 1.1 Metallkonzentrationen in Elektroschrott 1970 und heute

	Cu [%]	Fe [%]	Ag [ppm]	Au [ppm]	Pd [ppm]
Konzentrationen 1970 ¹	18,6	26,2	1800	220	30
Konzentrationen 2007–2012 ²	10,5	24,9	271,5	26,6	5,1
Änderung	–43 %	–5 %	–85 %	–88 %	–83 %

¹ Hoffmann (1992)

² Chancerel et al. (2008); Ilyas et al. (2007); Maurell-Lopez et al. (2012); Morf et al. (2007)

Eine aktuelle Analyse von Bookhagen et al. (2018a) zu den Elementkonzentrationen von Leiterplatten in Smartphones verdeutlicht, welche Herausforderungen diese Entwicklungen für das Recycling mit sich bringen. In Abbildung 1.4 sind die Massenanteile der identifizierten Elemente sowie die kumulierten Massen in einem Paretdiagramm aufgeführt. Diese Darstellung veranschaulicht zum einen die enorme Bandbreite an unterschiedlichsten Elementen, die in solch komplexen Produkten verbaut sind. Neben den Massenmetallen wie u. a. Kupfer, Aluminium und Eisen sind Edelmetalle und zahlreiche Technologiemetalle verbaut. Betrachtet man die Konzentrationen der Elemente, so fällt auf, dass die Massenmetalle in relativ hohen Konzentrationen vertreten sind. Kupfer z. B. hat eine Konzentration in der Leiterplatte von fast 50 %. Auch Eisen ist mit 18 % noch hoch konzentriert. Die Summe aller Massenmetalle auf der Leiterplatte machen knapp 90 % der Gesamtmasse aus. Die Vielzahl an Edel- und Technologiemetallen nehmen die verbleibenden 10 % ein. Die Konzentrationen der meisten Technologiemetalle sind dabei so gering, dass sie nur in Spuren auf der Leiterplatte vertreten sind. Eine solche Vielfalt an Elementen, die zudem in einem komplexen Matrixverbund vorliegen, durch Recyclingprozesse aufzutrennen und zu separieren, stellt eine enorme, wenn nicht sogar unmögliche Herausforderung dar, die nur über entsprechende metallurgische Lösungen angegangen werden kann. Hierbei ist die Kombination der Elemente ein entscheidender Aspekt, denn sie ist bei Produkten – wie hier gezeigt – meist weitaus komplexer und teils fundamental unterschiedlich zu denen der natürlichen Erze (Wellmer und Dalheimer 2012). Die sehr geringen Konzentrationen stellen neben der technischen und ökonomischen

Herausforderung eben auch insbesondere ein Aufwandsproblem dar. Denn der Aufwand der bei der Extraktion eines Materials betrieben werden muss, verhält sich annähernd umgekehrt proportional zur Konzentration des Materials (Moreau et al. 2017).

Solche hochtechnologischen Konsumentenprodukte wie Smartphones sind neben einem geringen Produktgewicht und geringen Metallkonzentrationen zudem meist durch eine hohe räumliche Verteilung gekennzeichnet. Weitere Extrembeispiele sind hier u. a. Smartwatches oder Hörgeräte. Für manche Metalle in solchen Produkten – insbesondere für die Technologiemetalle mit geringsten Konzentrationen – kann schon fast von einer dissipativen Verteilung¹¹ gesprochen werden.

Ciacci et al. (2015) haben die Dissipationen zahlreicher Metalle ausführlich untersucht. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass die dissipativen Verluste in der Nutzungsphase, wie z. B. Abriebe von Bremsbelägen, bei nur 8 Metallen (Zink, Arsen, Selen, Quecksilber, Bismut und drei seltene Erden) über 10 % ihrer eingesetzten Gesamtmasse ausmachen. Die dissipativen Verluste in der Nutzungsphase aller weiteren Metalle liegen weit unter 10 %. Viel ausschlaggebender sind aus massenbilanzieller Sicht die dissipativen Verluste, die daraus resultieren, dass ein Recycling aus technischen und/oder ökonomischen Gründen nicht möglich ist. Kann ein Metall nicht gezielt rückgewonnen werden, geht es in anderen Metall- bzw. Stofffraktionen dissipativ verloren. Dieser Punkt ist unmittelbar auf die in Abbildung 1.4 exemplarisch veranschaulichte Komplexität zurückzuführen. Nach Angaben von Ciacci et al. (2015) sind aktuell knapp 30 Metalle zu über 10 % nicht recycelbar und gehen daher dissipativ verloren. Fast alle sind Technologiemetalle.

Dass die EoL-RQ aller Metalle noch deutliches Verbesserungspotenzial aufweisen, ist offensichtlich. Die niedrigen Konzentrationen und hohe Elementvielfalt in Produkten und somit auch in EoL-Produkten und Abfallströmen – in der nachfolgenden Arbeit als sekundäre Quellen bezeichnet – kann Recycling jedoch beliebig komplex und aufwandsintensiv werden lassen. Das bestätigen auch die Stimmen aus der Praxis. So hat z. B. die Aurubis AG – einer der weltgrößten Kupferrecycler – genau mit diesen Problemen zu kämpfen (Kawohl 2011). Theoretisch könnten zwar selbst die dissipativ verteilten Elemente rückgewonnen werden, das würde jedoch Unmengen an Aufwand bedeuten (Moreau et al. 2017).

¹¹Eine Definition der Dissipation kann Abschnitt 2.1 entnommen werden.

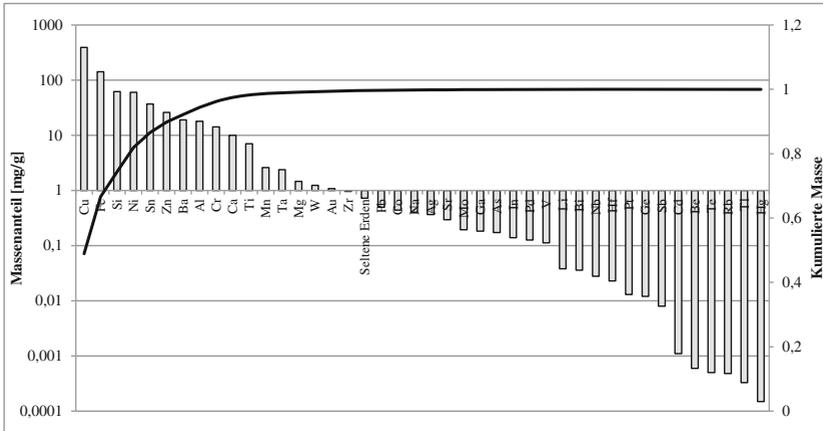


Abbildung 1.4 Pareto diagramm der Massenanteile der Elemente auf Leiterplatten von Smartphones (Daten nach Bookhagen et al. 2018a)

1.1.3 Metalle in der Circular Economy

Dass Metalle eine wesentliche Bedeutung in der globalen Wirtschaft und insbesondere auch in der CE einnehmen, ist bereits in den vorherigen Abschnitten angeklungen. In der Menschheitsgeschichte haben sie schon immer eine entscheidende Rolle gespielt. Die Namensgebung von Perioden in der Menschheitsgeschichte wie *Bronzezeit* oder *Eisenzeit* verdeutlichen, wie entscheidend Metalle unsere Gesellschaft über die Zeitgeschichte hinweg beeinflusst haben (von Gleich 2006; Worrell und Reuter 2014). Aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften wie elektrische und thermische Leitfähigkeit, Formbarkeit, Stabilität sowie vielen weiteren werden sie in einem breiten Anwendungsspektrum in Bereichen wie Maschinen, Energie, Verkehr, Bauwesen, Informationstechnologie und einem schier endlosen Angebot an Produkten und Dienstleistungen eingesetzt. Um sich der Schlüsselrolle von Metallen in der Wirtschaft bewusst zu werden, genügt ein kurzes Nachdenken über ihre Beteiligung in der Energieerzeugung sowie Material- und Produktproduktion.

Die heutige Industriegesellschaft benötigt nicht nur so hohe Mengen an Metallen wie nie zuvor (UNEP 2016), auch die Vielfalt an unterschiedlichsten Metallen, die für das moderne Leben benötigt werden, ist kontinuierlich gestiegen – siehe hierzu Abschnitt 1.1.2. Es ist also nicht verwunderlich, dass die globalen Flüsse der meisten Elemente heute durch die Menschheit dominiert sind (Klee und

Graedel 2004). Aktuelle Prognosen zufolge werden auch in Zukunft die Metallbedarfe weiter ansteigen (Elshkaki et al. 2016, 2018; van der Voet et al. 2019; Kleijn et al. 2011; Pauliuk et al. 2013; Schipper et al. 2018). Für die Massemetalle Eisen, Mangan, Aluminium, Kupfer, Nickel, Zink und Blei werden sich die Bedarfe bis 2050 verdoppeln oder sogar verdreifachen. Besonders bemerkenswert ist hierbei, dass die größten Bedarfszuwächse bei Entwicklungen hin zu einer nachhaltigeren Welt im Sinne des Ausbaus der regenerativen Energieerzeugung und einer Verbesserung der globalen Kollaboration und Gerechtigkeit prognostiziert werden (Elshkaki et al. 2018). Um eine CO₂-arme Energieerzeugung durch den Einsatz entsprechender Technologien wie Photovoltaik oder Windkraft zu erreichen, wird pro erzeugte Energieeinheit ein Vielfaches an Metallen benötigt als es für die konventionellen Erzeugungstechnologien der Fall ist (Kleijn et al. 2011). Insbesondere der Ausbau der Erneuerbaren Energien sowie die Zunahme der Elektromobilität und der generelle Zuwachs an elektronischen Geräten führen bis 2050 auch für zahlreiche Technologiemetalle wie Tantal, Neodym und Lithium mindestens zu einer Verdopplung ihres Bedarfs. Für Kobalt wird sogar ein Wachstum um den Faktor 10 erwartet (Deetman et al. 2018).

Um diesem wachsenden Metallbedarf der industriellen Gesellschaft gerecht zu werden, müssen die Metalle aus der Ökosphäre, also der natürlichen Umwelt, entnommen werden. Hierfür werden Erze aus Minen, deren Geologie einen Abbau begünstigen, da sich hier Metalle über die Erdgeschichte hinweg aufkonzentriert haben (Valero et al. 2010), gefördert, aufbereitet und bis zur Reinform metallurgisch raffiniert. Hier wird üblicherweise von primären Quellen und primärer Produktion gesprochen. Bereits heute macht die primäre Produktion von Metallen 8 % des globalen Energiebedarfs aus (Electrics et al. 2009) und trägt zu 6–10 % der globalen anthropogenen THGE bei (Nuss und Eckelman 2014; Rankin 2011, S. 198). Basierend auf den oben zitierten Prognosen wird sich der Anteil der Metallproduktion am weltweiten Energiebedarf auf 21–37 % erhöhen (Elshkaki et al. 2018). Auch der Anteil an den globalen THGE wird mit einer Erhöhung auf 15 % prognostiziert. Dieser Anstieg fällt wesentlich geringer aus als der Anstieg des Energiebedarfs, da ein Ausbau der Erneuerbaren Energien angenommen wird (van der Voet et al. 2019).

Eine nachhaltige Entwicklung ist also unmittelbar mit einem erhöhten Bedarf der Massen- und Technologiemetalle verbunden, der wiederum unmittelbar zu erhöhten Gesamtaufwänden der Metallproduktion in Form von Energiebedarfen und Umweltwirkungen führen wird. Den oben zitierten Prognosen zufolge ist für die steigenden Gesamtaufwände nicht das Bedarfswachstum allein verantwortlich. Es werden auch steigende Aufwände pro Masseneinheit für zahlreiche Metalle erwartet. Die Erwartung dieser Entwicklung beruht auf sinkenden Erzgehalten, die

über die letzten 150 Jahre in den betriebenen Minen beobachtet werden konnten und der Prognose, dass dieser Trend sich fortsetzen wird (van der Voet et al. 2019; Mudd 2010; Christmann 2018; Mudd 2007a; Northey et al. 2014; Mudd et al. 2017). Der Zusammenhang ist im Grunde ein einfacher – je geringer die Konzentration des Erzes, desto mehr Masse muss bewegt und aufbereitet werden. Der Aufwand verhält sich entsprechend annähernd umgekehrt proportional zur Konzentration. Zahlreiche Studien haben dieses Thema bereits adressiert (Norgate und Haque 2010; Norgate und Jahanshahi 2010; Calvo et al. 2016; Koppelaar und Koppelaar 2016).

Die mit der Zeit sinkenden Erzgehalte müssen zwar nicht unbedingt ein Knappheitsindikator sein (Rötzer und Schmidt 2018; West 2011), dennoch ist die Erschöpfung der Ressourcen, insbesondere der Metalle, ein Thema, das seit Jahrzehnten kontrovers diskutiert wird (Tilton 1996) und immer noch hochaktuell ist. So gehen Elshkaki et al. (2018) davon aus, dass das Angebot für Kupfer, Zink und Blei die stark zunehmende Nachfrage bereits vor 2050 nicht mehr decken kann. Solche Prognosen über die Zeitpunkte der Verknappung bestimmter Metalle und Ressourcen gab es auch schon in der Vergangenheit (u. a. Meadows et al. 1972), die, wie wir heute wissen, nicht zugetroffen haben. Die Angst um die Verknappung der Ressourcen beschäftigt die Menschheit im Grunde seit jeher (Schmidt 2019).

Neben dem sehr kontrovers diskutierten Thema der Verknappung spielt bei der Bereitstellung der Metalle auch die Kritikalitätseinstufung eine wichtige Rolle. Der Begriff der kritischen Metalle bzw. Materialien wurde erstmals 1932 definiert. Damals war die Kritikalität noch in den Kontext der Versorgungssicherheit kriegs- und verteidigungsnotwendiger Materialien eingebunden (Schmidt 2019). Heute steht neben der Versorgungssicherheit insbesondere die wirtschaftliche Notwendigkeit der Materialien im Fokus (EC 2014c, 2017b; Erdmann und Behrendt 2011; Kroop et al. 2014). Die Europäische Union stuft derzeit 20 Materialien als kritisch ein, 15 davon sind Metalle (EC 2017b).

Metalle sind also in der globalen Wirtschaft und Gesellschaft unabdingbar. Keine Elektromobilität, keine Erneuerbaren Energien, keine nachhaltige Entwicklung ohne Metalle. Ihre Bedeutung ist heute so hoch wie noch nie zuvor. Diskussionen um die zunehmende Verknappung sowie die Kritikalitätseinstufung zahlreicher Metalle lassen zudem Sorgen auf Seiten der Verfügbarkeit aufkommen. Gleichzeitig sind Metalle im Gegensatz zu anderen Materialien aber auch hervorragend für ein hochwertiges Recycling und das Konzept der CE geeignet. Wenn durch entsprechende Maßnahmen die Korrosion verhindert bzw. eingeschränkt wird, können Metalle genutzt werden, um äußerst langlebige

Produkte zu fertigen. Im Gegensatz zu z. B. fossilen oder nachwachsenden Energieträgern und Kunststoffen, deren Eigenschaften und Nutzen auf ihre molekulare Struktur zurückzuführen sind, sind die Eigenschaften der Metalle auf ihre Atome reduziert. Während die molekularen Strukturen direkt durch Verbrennen oder über die Zeit durch externe Umwelteinflüsse aufgeschlossen werden und somit ihre Eigenschaften verlieren, bleiben Metalle im Grunde ewig erhalten (Verhoef et al. 2004; von Gleich 2006). Verhoef et al. (2004) sind der Meinung, dass Metalle – in der Abwesenheit von nuklearen Reaktionen – als erneuerbare Ressource verstanden werden können. Zahlreiche Veröffentlichungen verweisen zudem darauf, dass das Recycling von Metallen wesentlich weniger Energieaufwand benötigt als die primäre Gewinnung (Chen et al. 2019; Johnson et al. 2008; Nuss und Eckelman 2014; Chapman 1973; EAA 2013). Tabelle 1.2 zeigt die Energieersparnisse durch Recycling einiger Metalle. Diese geringere Energieintensität des Metallrecyclings gilt allerdings nur für bereits in Reinform vorliegenden Metallschrott, also lediglich für das Umschmelzen. Die Herausforderungen, die in Abschnitt 1.1.2 beschrieben sind, lassen andere Werte erwarten.

Tabelle 1.2
Energieersparnis des Recyclings reiner Metallschrotte im Vergleich zu deren primärer Gewinnung (Werte nach Rankin 2011, S. 279)

Metall	Energieersparnisse durch Recycling [%]
Al	90–95
Cu	85
Fe	60–80
Pb	65
Ni	90
Zn	60–75

1.2 Forschungsfragen und Zielsetzung

In den vorangestellten Abschnitten ist aufgezeigt, dass Recycling, wie wir es heute kennen – als Maßnahme des Umwelt- und Ressourcenschutzes – noch einer genauen Zielausrichtung bedarf. Die Vision der vollständig geschlossenen Kreisläufe, die durch die kontroversen Diskussionen um die Verknappung der Ressourcen und sinkende Erzgehalte weiter befeuert wird, steht dem immer komplexer und aufwandsintensiver werdenden Recycling gegenüber. Es muss also sichergestellt werden, dass Recycling zu einer nachhaltigen Entwicklung beiträgt und dieser nicht ab einem gewissen Punkt entgegenarbeitet.

Bereits in den 1970er Jahren hat Peter F. Chapman Untersuchungen angestellt, welche Energieaufwände mit dem Recycling von Metallen verbunden sind und wie diese im Vergleich zur primären Gewinnung abschneiden. Er kam zu dem Ergebnis, dass Recycling der damaligen klassischen Schrotte – er untersuchte Kupfer und Aluminium – immer zu Energieersparnissen führt (Chapman 1973). Die sekundären Quellen wurden jedoch immer komplexer und im Jahr 1991 wurden erste theoretische Überlegung angestellt, dass es aus energetischer Sicht Grenzen des Recyclings geben sollte (Stumm und Davis 1991). Heute ist diese Überlegung viel zitiert (Wellmer et al. 2019; Steinbach und Wellmer 2010; Bunge 2016; Rankin 2011, S. 278), Untersuchungen gibt es hierzu allerdings bisher fast ausschließlich auf theoretischer Ebene (Stäubli und Bunge 2015; Simon und Holm 2017). Realitätsnahe Untersuchungen, die auf empirischen Daten basieren, existieren bis dato lediglich für zwei produktspezifische Anwendungen (Quinkertz et al. 2001; Rydh und Karlström 2002).

Die vorliegende Arbeit setzt an diesen Überlegungen an. Zu Beginn ist in Kapitel 3 ausführlich erläutert, dass Recycling nicht primär aus Gründen der Ressourcenschonung, sondern eben anhand der damit verbundenen Aufwände bewertet werden sollte. Als geeigneter Indikator, um die Aufwände zu quantifizieren, sind – wie bereits in den vorangegangenen Untersuchungen von Chapman (1973) – die Energiebedarfe und die damit verbundenen Emissionen herangezogen. Die Bewertung anhand der Energiebedarfe ist insbesondere vor dem Hintergrund der abnehmenden Metallkonzentrationen und zunehmenden Materialdurchmischung in sekundären Quellen relevant. Das ist ausführlich in Kapitel 3 begründet. Die ersten beiden Forschungsfragen lauten daher wie folgt:

- (1) *Welche Energiebedarfe und Emissionen sind tatsächlich mit dem Recycling von Metallen aus ihren sekundären Quellen verbunden?*
- (2) *Wie verhalten sich diese Aufwände, wenn zentrale Parameter wie z. B. die Metallkonzentration variieren?*

Um diese Fragen zu beantworten, müssen parametrisierte Recyclingmodelle (Stoffstrommodelle) erstellt werden, die den Status Quo sowie mögliche parameterbasierte Szenarien abbilden können. Dabei müssen alle relevanten Prozessschritte des Recyclings berücksichtigt werden. Hierfür ist eine umfassende empirische Datenbasis notwendig, die ebenfalls im Rahmen dieser Arbeit erhoben werden muss. Das geschieht für drei repräsentative Metalle – Kupfer, Tantal und Kobalt. Die zentrale Forschungsfrage der vorliegenden Dissertation baut auf diesen Ergebnissen auf:

- (3) *Bis zu welcher EoL-RQ ist das Recycling von Metallen (Kupfer, Tantal, Kobalt) in Deutschland aus energetischer Sicht der primären Gewinnung vorzuziehen? Oder in anderen Worten: bei welcher EoL-RQ ist der Energiebedarf der Metallbereitstellung minimal (sogenannte energetisch optimale EoL-RQ)?*

Basierend auf den Modellergebnissen sollen zudem weitere Forschungsfragen beantwortet werden:

- (4) *Was sind die wesentlichen Einflussfaktoren auf die Energiebedarfe des Recyclings und welche Handlungsempfehlungen können daraus abgeleitet werden?*
- (5) *Wie könnte ein generischer Ansatz aussehen, um die Energiebedarfe des Recyclings anhand weniger Parameter abzuschätzen?*
- (6) *Welche Faktoren beeinflussen die aktuellen EoL-RQ und was muss getan werden, um die energetischen (bzw. ökologischen) Optima der EoL-RQ zu erreichen?*

1.3 Aufbau Dissertation

Der generelle Aufbau der vorliegenden Dissertation ist in acht Kapitel untergliedert, die logisch aufeinander aufbauen. Abbildung 1.5 gibt einen Überblick. Das einleitende Kapitel 1 schildert die historischen Entwicklungen und Hintergründe, die zur Relevanz dieser Arbeit geführt haben. Im darauffolgenden Kapitel 2 sind die Grundlagen des Metallrecyclings und entsprechende Terminologien, die notwendig sind, um den Inhalten dieser Arbeit folgen zu können, beschrieben.

Kapitel 3 diskutiert ausführlich und umfassend die notwendige Zielausrichtung des Recyclings und der CE, die, wie in der Einleitung herausgearbeitet ist, einer klaren Definition bedarf. Hier ist auch insbesondere auf die kontroverse Diskussion um die Ressourcenverknappung und der daraus resultierenden Forderung eines möglichst vollständigen Recyclings eingegangen. Als Ergebnis dieses Kapitels ist der Energiebedarf als zentraler Aufwandsindikator für die weiterführenden Untersuchungen herausgearbeitet.

Das methodische Vorgehen der Dissertation ist in Kapitel 4 beschrieben. Dabei ist ausführlich auf die Funktionsweise der Modelle, die Ermittlung der dafür benötigten Daten sowie den Umgang mit Datenunsicherheiten und der Allokationsproblematik eingegangen. Darauf folgend ist die Funktionsweise der

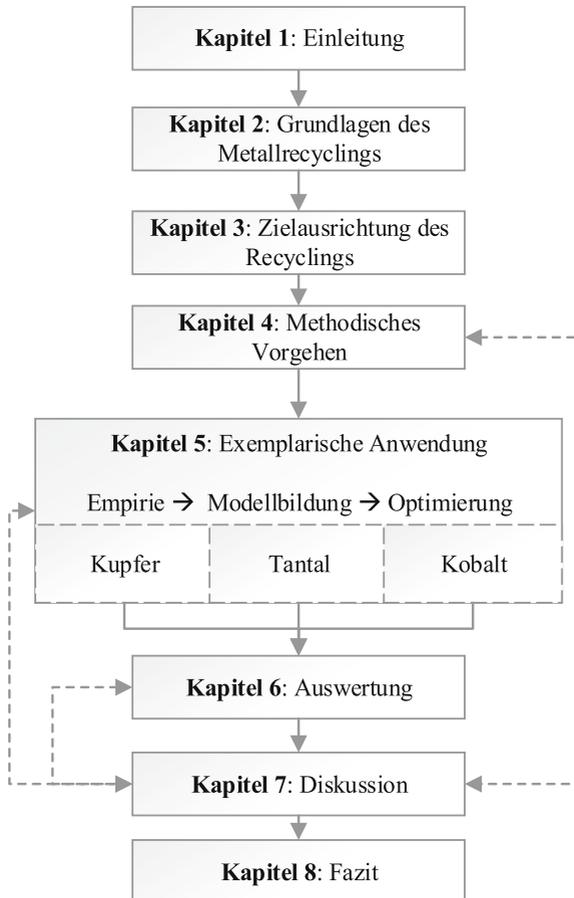


Abbildung 1.5 Aufbau der Dissertation

Optimierungsmethode zur Ermittlung der energetisch optimalen EoL-RQ erläutert und deren mathematische Grundlagen beschrieben.

Kapitel 5 beinhaltet die empirischen Untersuchungen der drei exemplarischen Metalle Kupfer, Tantal und Kobalt. Die Recyclingmodelle, deren Ergebnisse sowie die Auswertungen dieser Modellergebnisse und die Ermittlung der energetisch optimalen EoL-RQ sind für diese drei Metalle in eigenen Unterkapiteln aufgeführt und diskutiert. Damit sind die Forschungsfragen (1), (2) und (3)

beantwortet. Die Datenerhebung sowie weitere Informationen zu den Recyclingverfahren, die in den Modellen angenommen sind, sind in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials beschrieben und referenziert.

Die metallspezifischen Ergebnisse des Kapitels 5 lassen allgemeine Rückschlüsse auf das Metallrecycling zu. Diese übergreifende Auswertung der ermittelten Daten ist in Kapitel 6 enthalten. Dabei ist die Identifikation wesentlicher Einflussfaktoren auf die Recyclingaufwände vorgenommen, ein generischer Modellansatz, der erste Abschätzungen der Energiebedarfe des Recyclings ermöglicht, ermittelt und politische Handlungsempfehlungen abgeleitet. Damit beantwortet Kapitel 6 die Forschungsfragen (4), (5) und (6).

Die abschließende Diskussion in Kapitel 7 beinhaltet eine differenzierte und kritische Betrachtung der Daten und Ergebnisse sowie eine Abschätzung der Entwicklung der Relevanz des Energieindikators. Ebenso sind die Einschränkungen und Grenzen der Recyclingmodellergebnisse und Optimierungsmethode diskutiert. Dabei ist aufgezeigt, dass klassische lineare Ein-Produkt bzw. Ein-Metall Analysen, wie sie in der Ökobilanzierung (Life-Cycle Assessment) üblich sind, bei hoch komplexen und von Wechselwirkungen geprägten Mehrproduktsystemen, wie dem Metallrecycling, an Grenzen stoßen. An dieser Stelle sind also Rückschlüsse auf den methodischen Ansatz vorgenommen und entsprechende Forschungsbedarfe identifiziert. In Kapitel 8 ist ein abschließendes Fazit gezogen.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.





Das Recycling von Metallen wird zwar schon jahrhundertlang praktiziert, es ist allerdings heute so umfassend und komplex wie nie zuvor. Das bedarf einiger grundlegenden Begriffsdefinitionen und Verfahrensbeschreibungen, die Abschnitt 2.1 entnommen werden können. Wo genau die Schwierigkeiten beim Metallrecycling liegen – insbesondere vor dem Hintergrund der in der Einleitung beschriebenen Entwicklungen der sekundären Quellen – ist in Abschnitt 2.2 erläutert.

2.1 Lebenszyklus, Terminologie und Definitionen

Das Wort Recycling hat sich in den vergangenen Jahren zu einem Schlagwort entwickelt – dessen Definition ist allerdings nicht immer einheitlich. Während die Öffentlichkeit meist ein klares Bild von Recycling hat – nämlich die mechanische und im Falle der Metalle auch die metallurgische Aufbereitung bereits genutzter Stoffe – gehen die Terminologien in der wissenschaftlichen Literatur auseinander. So wird Recycling, meist in deutschsprachigen Publikationen, als Überbegriff für Wieder- und Weiterverwertung sowie Wieder- und Weiterverwendung¹ definiert

¹Der Begriff Verwendung ist dem Begriff Produktrecycling gleichzusetzen, d. h. der erneuten Verwendung des Produktes ohne dabei die Produktgestalt zu zerstören. Der Begriff Verwertung ist dem Begriff des Stoffrecyclings gleichzusetzen, d. h. der erneuten Verwendung der Materialien des aufgeschlossenen Produktes. Über die Begrifflichkeit „Wieder-“ bzw. „Weiter-“ wird der erneute Einsatz im gleichen bzw. einem anderen Produkt beschrieben.

Elektronisches Zusatzmaterial Die elektronische Version dieses Kapitels enthält Zusatzmaterial, das berechtigten Benutzern zur Verfügung steht
https://doi.org/10.1007/978-3-658-32924-2_2

(Martens 2011; VDI 2002; Westkämper und Warnecke 2010). In englischsprachigen Fachbüchern und Artikeln hingegen wird Recycling als eigenständiger Begriff verwendet, der die Wiederaufbereitung und erneute Kreislaufführung von Materialien an deren Lebenszyklusende, d. h. lediglich die stoffliche Rückgewinnung beschreibt. Hier wird eine klare Abgrenzung des Begriffes Recycling von einer erneuten Verwendung des Produktes nach einer Wiederaufbereitung (*reuse*) vorgenommen (Henstock 1996; Worrell und Reuter 2014). Der Begriff Recycling ist für die weiterführende Arbeit entsprechend der englischsprachigen Literatur wie folgt definiert:

Recycling beschreibt den Prozess der Sammlung, Aufbereitung und stofflichen Rückgewinnung von entsorgten Materialien (wie z. B. Metallen) für deren erneute Nutzung.

In den Kreislauf rückgeführte also recycelte Materialien werden für gewöhnlich als *Sekundärmaterialien* bzw. *Sekundärmetall* bezeichnet. Durch diese Begrifflichkeit wird jedoch in keiner Weise auf die Qualität des Materials eingegangen, sondern lediglich darauf hingewiesen, dass ein Material den industriellen Kreislauf mindestens zum zweiten Mal durchläuft. Die Bezeichnung *Primärmaterial* bzw. *Primärmetall* hingegen, impliziert, dass ein Material den Kreislauf zum ersten Mal betritt (Reuter et al. 2005).

Recycling ist in dieser Arbeit auch als *sekundäre Produktion* definiert, die zur Verfügung stehenden EoL-Produkte bzw. Schrotte und Reststoffe sind auch als *sekundäre Quellen* bezeichnet. Dieser Begriff bezieht sich dabei also nur auf Produkte oder Materialien, die bereits eine Nutzung erfahren haben. Die Gewinnung der Metalle aus Erzen – den *primären Quellen* – ist als *primäre Produktion* definiert.

Abbildung 2.1 veranschaulicht einen vereinfachten Metall- bzw. Produktlebenszyklus. Dieser Zyklus wird durch die Entscheidungen über das Produktdesign initiiert. Dabei wird definiert, welche Materialien zum Einsatz kommen, wie diese verbunden und welche Fertigungstechniken dabei angewandt werden. Festlegungen, die hier getroffen werden, haben Einfluss auf den gesamten Produktlebenszyklus – und somit auch auf das Recyclingsystem. Durch Eintreten in die entsprechende Recyclingkette, beginnend mit der Sammlung der ausgedienten Produkte (sekundäre Quellen), werden diese dann durch physikalische Aufbereitungs- und Separationsverfahren in Materialfraktionen getrennt, die dann zur erneuten Rohstoffproduktion eingesetzt werden können. Unvorteilhafte und sehr komplexe Material- bzw. Metallkombinationen in sekundären Quellen, die

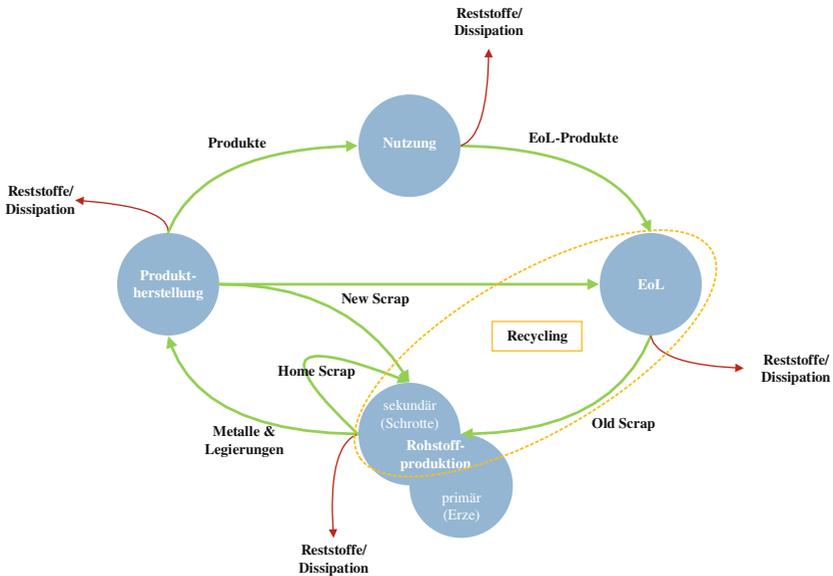


Abbildung 2.1 Der Metalllebenszyklus (Erweitert nach Meskers 2008; Hagelüken 2014b, mit freundlicher Genehmigung der Autoren)

nicht oder nur teilweise getrennt werden können, vermindern die Qualität und Quantität der aufbereiteten Materialströme und erhöhen die Menge der Reststoffe in der EoL-Phase sowie der Rohstoffproduktionsphase (Graedel et al. 2011; Meskers 2008). Das Recycling endet mit dem Verlassen des Materials bzw. des Metalls der (sekundären) Rohstoffproduktion. In jeder Phase des Lebenszyklus entstehen Materialverluste, die teilweise dissipativer Natur sein können. Dissipative Verluste sind wie folgt definiert (Zimmermann und Gößling-Reisemann 2013):

Dissipative Verluste sind Materialverluste in die Umwelt, andere Materialflüsse oder dauerhafte Abfalllagerungen, die in Materialkonzentrationen resultieren, deren Rückgewinnung ökonomisch oder technisch nicht durchführbar ist.

Am häufigsten treten dissipative Verluste in der Nutzung (z. B. Abnutzung der Bremsbeläge eines Autos) und in der EoL-Phase bzw. im Recyclingprozess auf (z. B. ineffiziente Recycling- oder Sammelsysteme) (Ciacci et al. 2015). Verfolgt

man das Ziel der vollständig geschlossenen Kreisläufe, müssen also diese Materialverluste vermieden oder rückgewonnen werden (Hagelüken 2014b; Meskers 2008; Zimmermann und Gößling-Reisemann 2013; Graedel et al. 2011).

Der Begriff des Recyclings ist – wie in Abbildung 2.1 veranschaulicht – nicht nur auf EoL-Produkte bzw. sekundäre Quellen beschränkt. Bereits in der Rohstoff- bzw. Metallproduktion sowie in der Weiterverarbeitung der Metalle zu Zwischen- oder Endprodukten entstehen Schrotte und Reststoffe, die einem Recycling zugeführt werden können. Nachfolgend sind die verschiedenen Schrottkategorien nach Graedel et al. (2011) definiert:²

Home Scrap ist Schrott bzw. Reststoff, der während der Metallproduktion anfällt. Er wird generell wieder direkt in den Prozess rückgeführt, der ihn erzeugt hat. Aufgrund der meist problemlosen und vollständigen Kreislaufführung taucht dieser für gewöhnlich nicht in Recyclingstatistiken auf.

New Scrap ist Schrott, der bei der Weiterverarbeitung der Metalle zu Zwischen- oder Endprodukten entsteht. Grundsätzlich sind diese Schrotte aufgrund derer bekannten Eigenschaften und hohen Reinheit gut zu recyceln. Je näher die Schrotte am tatsächlichen Endprodukt anfallen, desto schwieriger gestaltet sich deren Recycling.

Old Scrap bezieht sich auf die Metalle in EoL-Produkten. Deren Recycling erfordert in der Regel den meisten Aufwand, insbesondere bei sehr komplexen Produkten mit nur geringen Metallgehalten.

Home Scrap und New Scrap können als Ineffizienzen der Produktionsprozesse verstanden werden. Deren Recycling könnte im Grunde gänzlich vermieden werden, wenn das Problem der Ineffizienzen gelöst werden würde. Sie stellen keine wesentliche Herausforderung beim Recycling dar und sind dementsprechend mit sehr geringen Aufwänden verbunden. Für die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit sind sie also nicht von Bedeutung. Das Anfallen von Old Scraps, also EoL-Produkten bzw. der entsprechenden sekundären Quellen kann hingegen nicht vermieden, sondern lediglich durch entsprechende Maßnahmen minimiert werden. Deren Recycling – das sogenannte EoL-Recycling – kann sich zudem beliebig komplex und aufwandsintensiv gestalten (siehe auch Abschnitt 1.1.2). Es ist dabei nicht immer möglich alle Metalle und Materialien vollständig voneinander zu separieren, was unmittelbare Auswirkungen auf die Qualität der Sekundärmetalle hat. Es wird daher zwischen *funktionellem* und *nicht-funktionellem* Recycling unterschieden (Graedel et al. 2011):³

²Definitionen übersetzt in deutsche Sprache.

³Definitionen übersetzt in deutsche Sprache.

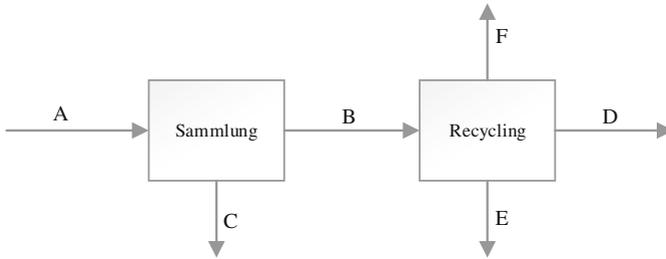
Funktionelles bzw. metallspezifisches Recycling ist der Teil des EoL-Recyclings, indem die Metalle oder Legierungen aus den ausrangierten Produkten soweit separiert werden, dass wieder neue Metalle bzw. Legierungen in der Rohstoffproduktionsphase hergestellt werden können. Dabei wird nicht zwingend aus einer Legierung wieder dieselbe hergestellt. Häufig werden aus verschiedenen Legierungen – teilweise unter Zugabe von weiteren Legierungselementen – ein oder mehrere spezifische Legierungen produziert.

Als nicht-funktionelles bzw. metallunspezifisches Recycling wird hingegen der Teil des EoL-Recyclings bezeichnet, bei dem das Metall zwar als Old Scrap separiert wird, jedoch in einen sehr viel größeren Metallstrom als Verunreinigung eingebunden ist. Das verhindert zwar die Dissipation in die Umwelt, stellt jedoch einen Verlust der spezifischen Eigenschaften des Metalls dar.

Im Sinne des Metalllebenszyklus in Abbildung 2.1 wird nicht-funktionelles Recycling auch häufig als *open loop* Recycling und funktionelles Recycling als *closed-loop* Recycling bezeichnet (Graedel et al. 2011). Durch nicht-funktionelles Recycling verbleibt das Metall zwar im Wirtschaftskreislauf bzw. der Technosphäre, allerdings befindet es sich dabei im Kreislauf eines anderen Metalls. Andere Quellen verweisen in einem solchen Fall bereits auf eine Dissipation (Zimmermann und Gößling-Reisemann 2013; Ciacci et al. 2015). Solche stofflichen Einträge von Verunreinigungen (oft auch Legierungselementen) in einen größeren Metallstrom bedeuten nicht nur ein nicht-funktionelles Recycling dieser geringen Metallmengen, sondern kann zudem zu einem Qualitätsverlust des größeren Metallstroms führen (z. B. Verlust der spezifischen Eigenschaften von Aluminium bei Akkumulation verschiedener Legierungselemente durch die Kreislaufführung) (von Gleich 2006; Graedel und Reck 2014). Diese Unterscheidung zwischen *open* und *closed-loop* ist auch aus dem Life-Cycle Assessment bekannt (DIN 2009, 2018). Ein Materialkreislauf wird dann als geschlossen angesehen, wenn das Material für die selbe Nutzung recycelt wird (Dubreuil et al. 2010).

Die Terminologie und Definition der Messgrößen des EoL-Recyclings dieser Arbeit sind nach UNEP (2011b) vorgenommen. Abbildung 2.2 zeigt eine schematische Darstellung der EoL-Phase und die entsprechenden Erläuterungen der Stoffströme. Anhand dieser Informationen sind die nachfolgenden Messgrößen in den Gleichungen (2.1)–(2.3) definiert.

Die EoL-RQ gibt an, welcher Anteil an theoretisch verfügbarem Metall in den sekundären Quellen durch ein funktionelles Recycling rückgewonnen wird (siehe Gleichung (2.1)). Nach der Definition von UNEP (2011b) sind Metalldissipationen der Nutzungsphase, wie sie z. B. von Ciacci et al. (2015) für zahlreiche Metalle ermittelt sind, nicht in den Fluss A in Abbildung 2.2 integriert, d. h. dissipativ verteilte Massen haben keinen Einfluss auf die EoL-RQ.



A – EoL-Produkte bzw. sekundäre Quellen (Gehalt an Metall X)
 B – Für ein Recycling gesammelte EoL-Produkte bzw. sekundäre Quellen (Gehalt an Metall X)
 C – Gesammelte EoL-Produkte/sekundäre Quellen (Gehalt an Metall X), die nicht einem Recycling zugeführt werden
 D – Funktionell recyceltes Metall X
 E – Nicht-funktionell recyceltes Metall X
 F – Stoffliche Verluste des Metalls X (Emissionen etc.)

Abbildung 2.2 Definition der Stoffströme der EoL-Phase

$$EoL - RQ = \frac{D}{A} \quad (2.1)$$

Welcher Anteil der sekundären Quellen gesammelt und einem Recycling zugeführt wird, ist als *Sammelquote* in Gleichung (2.2) definiert. Die Anteile, die nicht Bestandteil der *Sammelquote* sind (Fluss C in Abbildung 2.2), werden entweder für andere Zwecke gesammelt (z. B. Deponierung, Verbrennung oder (illegale) Exporte) oder finden erst gar nicht den Weg in ein Sammelsystem und verbleiben im anthropogenen Stofflager. Typische Beispiele hierfür sind Mobiltelefone, die vom Endkonsumenten nicht in eine Sammlung gegeben werden (Martinho et al. 2017; Welfens et al. 2016). Ein weiteres Beispiel sind Exporte von EoL-Produkten in Dritte Welt Länder, die dort rudimentär aufbereitet werden. Die *Sammelquote* wird durch solche Exporte zwar nicht auf globaler, wohl aber auf nationaler Ebene verschlechtert. Zudem sind die Ausbeuten dieser, oft in Hinterhöfen oder auf offenem Feld stattfindenden, Recyclingtätigkeiten weit schlechter als die, die in modernen und hochtechnologischen Anlagen erzielt werden können (Fuse et al. 2011; Williams et al. 2008).

$$Sammelquote = \frac{B}{A} \quad (2.2)$$

Die Effizienz des Recyclingsystems – nachfolgend als *Recyclingeffizienz* bezeichnet – gibt an, welcher Anteil der Metalle, der einem Recyclingprozess oder

ganzen Recyclingsystem zugeführt wird, auch tatsächlich funktionell recycelt wird. Nichtfunktionelles Recycling ebenso wie stoffliche Verluste durch z. B. Staubemissionen bestimmen die Ineffizienzen des Systems.

$$\text{Recyclingeffizienz} = \frac{D}{B} \quad (2.3)$$

UNEP (2011b) definiert die Recyclingeffizienz auf aggregierter Ebene für das gesamte Recyclingsystem. Recyclingverfahren bzw. Recyclingsysteme bestehen meist aus unterschiedlichsten Prozessschritten, die ebenfalls unterschiedlichen Recyclingeffizienzen unterliegen. Die EoL-RQ ist das Produkt aus allen für das Recycling notwendigen Prozessschritten multipliziert mit der SQ. Je nachdem, welche sekundäre Quelle recycelt wird, kommen unterschiedliche Recyclingprozesse zur Anwendung. Grundsätzlich kann das typische Verfahrensschema des Recyclings – wie in Abbildung 2.3 – in die Schritte (1) Sammlung, (2) Demontage, (3) mechanische Aufbereitung und (4) metallurgische Aufbereitung/Raffination aufgeteilt werden. Ein detaillierteres Schema kann Martens und Goldman (2016, S. 27) entnommen werden. Die spezifischen Verfahrensschemata des Recyclings der für Kupfer, Tantal und Kobalt relevanten sekundären Quellen sind dem Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials zu entnehmen.

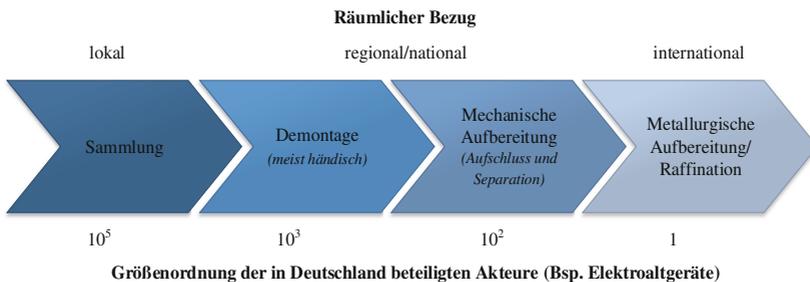


Abbildung 2.3 Typisches Verfahrensschema des Recyclings (Modifiziert nach Hagelüken et al. 2016)

Hagelüken et al. (2016) erklären eindrücklich am Beispiel der Elektroaltgeräte, dass die Anzahl der beteiligten Akteure exponentiell über diese Recyclingkette abnimmt. Bei Elektroaltgeräten, wie auch bei zahlreichen weiteren Konsumentenprodukten, ist bei der Sammlung im Grunde noch jeder einzelne Haushalt

involviert. Dabei wird die räumliche Konzentration auf die Ebene der Sammelstellen und danach auf die Demontagestellen erhöht. Bei den Demontagestellen beginnt die eigentliche stoffliche Konzentrationserhöhung der Metalle. Schadstoffe werden entfernt und bestimmte Komponenten gezielt demontiert. In der nachfolgenden mechanischen Aufbereitung werden die demontierten Komponenten über mechanische Zerkleinerungsverfahren aufgeschlossen. Ziel ist es dabei, die Materialien möglichst vollständig voneinander zu trennen. Welche Herausforderungen damit verbunden sind, ist in Abschnitt 2.2 beschrieben. Über physikalische Trennverfahren (Dichte, magnetische Eigenschaften, elektrische Leitfähigkeit etc.) werden die unterschiedlichen Materialien separiert (Martens und Goldmann 2016, 19 ff.). Das Ziel dabei ist nicht zwingend reine Metallfraktionen zu separieren, sondern Metallfraktionen zu erzeugen, die metallurgisch kompatibel sind. In der metallurgischen Aufbereitung werden die Metallfraktionen, aber auch demontierte Komponenten, wie z. B. Leiterplatten, durch pyro- und/oder hydrometallurgische Verfahren in die einzelnen Metalle separiert (Verhoef et al. 2004). Welche Herausforderungen und Einschränkungen damit verbunden sind, ist in Abschnitt 2.2 beschrieben. Bei diesem finalen Schritt der Recyclingkette sind auf globaler Ebene nur noch wenige Akteure beteiligt. Im Gegensatz zu den vorherigen Schritten, die nach den unterschiedlichen sekundären Quellen ausgerichtet sind,⁴ orientiert sich die metallurgische Infrastruktur an einigen wenigen Metallen. Für die Nichteisenmetallindustrie bilden Blei, Zink, Zinn, Aluminium und Kupfer das Herzstück. Über diese metallurgischen Verfahren können auch zahlreiche weitere Metalle (insbesondere Edelmetalle und Technologiemetalle) rückgewonnen werden. Sie sind damit das Rückgrat der metallurgischen Recyclingindustrie (Reuter 2016).

2.2 Komplexität und Grenzen des Metallrecyclings

In Abschnitt 1.1.2 sind zwei wesentliche Entwicklungen beschrieben, die eine Herausforderung für das Recycling darstellen – die abnehmenden Konzentrationen und die zunehmende Materialvielfalt. Der empirische Beweis, dass diese Entwicklungen dem Recycling hinderlich sind, ist für die zunehmende Materialvielfalt in Dahmus und Gutowski (2007) und für die abnehmenden Konzentrationen in Johnson et al. (2007) gegeben. Das Resultat sind teils sehr geringe

⁴Getrennte Sammlung der unterschiedlichen EoL-Produktkategorien, unterschiedliche Demontage- und Aufbereitungsanlagen der unterschiedlichen EoL-Produktkategorien.

EoL-RQ zahlreicher Metalle, wie sie in Abbildung 1.2 dargestellt sind. Wie komplex das Recycling von Metallen durch diese Entwicklungen werden kann und welche technischen und thermodynamischen Barrieren in der mechanischen und insbesondere der metallurgischen Aufbereitung existieren, ist in diesem Abschnitt beschrieben.

Wie im vorherigen Abschnitt 2.1 erläutert, ist das Ziel der mechanischen Aufbereitung, die Materialverbände der sekundären Quellen durch mechanische Zerkleinerungsverfahren (z. B. Schreddern) aufzuschließen und zu separieren. Prozesse des Materialaufschlusses und der Separation kommen auch bei der primären Gewinnung von Metallen aus Erzen zum Einsatz. Aus diesen Forschungen zur Zerkleinerung von Erzen ist bekannt, dass die Größe der durch die Zerkleinerung erzeugten Partikel sowie deren Zusammensetzung die beiden wichtigsten Eigenschaften des Zerkleinerungsprozesses sind (King 2001; Heiskanen 1993). Auf dieses grundlegende Wissen aus der mechanischen Aufbereitung von Mineralien bzw. Erzen greifen die Forschungen der mechanischen Aufbereitung aus Recyclingzwecken zurück (van Schaik et al. 2004; van Schaik et al. 2002; van Schaik und Reuter 2004; Castro et al. 2005).

Ziel einer mechanischen Aufbereitung ist der möglichst vollständige Aufschluss, bzw. die Freilegung der unterschiedlichen Materialien. In der Fachliteratur ist dieser Vorgang als Liberation bezeichnet. Ein Partikel, der nur aus einem Material besteht, ist bereits vollständig liberiert (Heiskanen 2014). Bei Erzen existiert ein linearer Zusammenhang zwischen der, durch die Zerkleinerung bzw. das Mahlen erzielten Partikelgröße und der Liberation (King 2001). Je kleiner die Partikelgröße, desto höher ist also die Liberation der Materialien. Dieser lineare Zusammenhang kann bei der Zerkleinerung moderner sekundärer Quellen nicht beobachtet werden (van Schaik et al. 2004; Reuter et al. 2003). Tendenziell bedeutet zwar auch hier eine feinere Zerkleinerung auf eine geringere Partikelgröße, dass insbesondere das dominierende Metall⁵ einer bestimmten Materialzusammensetzung eine verbesserte Liberation erfährt. Das gilt jedoch nicht zwangsläufig für die weiteren Elemente der Materialzusammensetzung. Deren Liberationsgrad kann auch rückläufig sein, u. a. durch Einschlüsse in plastische Verformungen, die Metalle im Schredder erfahren können. Das Liberationsverhalten beim Schreddern von sekundären Quellen ist also unterschiedlich zu dem vom Mahlen von Erzen (van Schaik et al. 2004; Sander et al. 2004; Aboussouan et al. 1999). Dennoch ist es tendenziell so, dass durch einen feineren Aufschluss und eine längere Schredderdauer auch bei sekundären Quellen eine höhere Liberation erzielt wird (He

⁵Das Metall, das den größten Massenanteil ausmacht.

et al. 2015; Russo et al. 2004; Castro et al. 2004), auch wenn der Zusammenhang nicht linear ist.

Wesentliche Probleme bei der Liberation sind neben der Materialvielfalt insbesondere die Materialverbindungen (Soo et al. 2017; Heiskanen 2014). Die Materialverbindungen können entweder von physikalischer oder chemischer Natur sein (Castro et al. 2004). Chemische Verbindungen (z. B. Legierungen, Verschweißungen) können nie durch mechanischen Aufschluss getrennt werden. Eine vollständige Liberation der Materialien von physikalischen Verbindungen (z. B. Verschrauben) ist nur möglich, sofern die zerkleinerten Partikel kleiner als die Verbindungen sind. Das ist darauf zurückzuführen, dass die Verbindungen meist so produziert sind, dass sie stabiler sind als das umliegende Material. Nach der sogenannten *weakest link theory* kann davon ausgegangen werden, dass zuerst das umliegende Material aufgebrochen wird, bevor der Aufschluss des Verbundes stattfindet (Anderson 2005).

Grundsätzlich wird also durch eine intensivere Zerkleinerung eine bessere Liberation erzielt. Allerdings steigt mit zunehmendem Zerkleinerungsgrad bzw. mit abnehmender Partikelgröße auch der dafür notwendige Energieeinsatz überproportional an. Dieser Zusammenhang ist durch das *Bonds Law* beschrieben (Jankovic et al. 2010). Neben dem Energieeinsatz ist dieser Effekt auch bei den ökonomischen Betriebskosten sowie Investitionskosten zu beobachten (Bösch und Kornmeier 2014).

Nach der mechanischen Zerkleinerung folgt die mechanische Separation bzw. Sortierung der Partikel anhand deren physikalischer Eigenschaften wie z. B. Dichte, elektrische Leitfähigkeit oder magnetische Eigenschaften. Je nachdem, nach welchen Eigenschaften sortiert werden soll, werden unterschiedliche physikalische Kräfte genutzt. Bei großen Partikeln sind die massenrelevanten Kräfte von entscheidender Bedeutung. Mit abnehmender Partikelgröße nimmt die Masse jedoch um die dritte Potenz ab, während die Oberfläche nur um die zweite Potenz abnimmt. Ab einer bestimmten Partikelgröße dominieren also die Oberflächenkräfte. Die Kräftebilanz, die entscheidend für die mechanische Separation ist, wird dann überproportional von den Oberflächenkräften (Luftwiderstand, elektrostatische Kräfte etc.) bestimmt. Ab einer bestimmten Partikelgröße gilt dann, je kleiner die Partikel, desto ineffizienter ist die Separation (Heiskanen 2014). Das zeigen auch praktische Untersuchungen (Ruan et al. 2017). Die Aufgabe der mechanischen Aufbereitung sollte also die Optimierung der Partikelgröße hinsichtlich Liberation und Separation sein. Demnach sind nie alle Materialien vollständig liberiert, was eine vollständige Separation ebenso unmöglich macht. In den Separationsprozessen existieren noch weitere operationelle Defizite, sodass die Separation selbst bei vollständiger Liberation nie 100 % genau ist. Es gibt

immer eine gewisse Überlappung zwischen verschiedenen physikalischen Eigenschaften. Bei der Schwerkraftabscheidung wirkt sich z. B. neben der Dichte auch die Partikelgröße auf das Sortierergebnis aus (Heiskanen 2014; Hagelüken 2006; Reuter et al. 2013).

Die Ineffizienzen der mechanischen Liberation und Separation sowie die Zielkonflikte in Bezug auf die Partikelgröße führen dazu, dass es unmöglich ist alle Materialien in komplexen sekundären Quellen vollständig voneinander zu lösen und zu separieren. In diesem Zusammenhang ist die *Grade-Recovery-Curve* eingeführt. Diese gibt die Beziehung zwischen der Rückgewinnungsquote, also dem Anteil eines Materials, der in die richtige Fraktion separiert wird und dem Gehalt bzw. der Konzentration des Materials in der separierten Fraktion an (Heiskanen 2014). Wie in Abbildung 2.4 veranschaulicht, kann ein Material zwar vollständig rückgewonnen werden, allerdings nur zu der Konzentration, in der es in der sekundären Quelle vorliegt. In diesem Fall findet also keine Liberation statt. Mit zunehmender Liberation nimmt die Konzentration der separierbaren Materialfraktion zu, die in Abbildung 2.4 auf der Ordinate abgetragen sind. Gleichzeitig nimmt jedoch die Rückgewinnungsquote ab, bedingt durch die Ineffizienzen in Liberation und Separation. Der Aufschluss auf eine geringere Partikelgröße erhöht die Liberation und damit auch die Konzentration der separierbaren Metallfraktionen. Die Kurve, wie in Abbildung 2.4 dargestellt, verschiebt sich entsprechend nach oben. Dieses Beispiel zeigt, dass bei großen Partikeln eine 90 %ige Konzentration nur mit einer Rückgewinnungsquote von 55 % erzielt werden kann. Bei kleineren Partikeln kann diese Reinheit bereits bei einer Rückgewinnungsquote von 85 % erreicht werden. Zahlreiche Publikationen befassen sich mit der Optimierung dieses Verhältnisses durch verschiedenste Maßnahmen (van Schaik und Reuter 2010; Soo et al. 2018; Owada 2012; Chao et al. 2011; Wang et al. 2017). So wird auch der großflächige Einsatz von moderneren Sortiertechnologien (z. B. Lasersortierung) gefordert, die bis dato lediglich in einigen wenigen Bereichen, wie z. B. bei der Sortierung von Superlegierungen (hoher ökonomischer Wert) eingesetzt werden (Reck und Graedel 2012). Eine vollständige und hochreine Rückgewinnung aller Materialien aus komplexen Produkten durch die mechanische Aufbereitung wird aufgrund thermodynamischer Grenzen jedoch auch in Zukunft nicht möglich sein (Reuter et al. 2006; Reuter et al. 2013).

Die durch die mechanische Aufbereitung aus sekundären Quellen erzeugten Metallfraktionen, liegen also nie in Reinform vor. Das liegt zum einen an den oben beschriebenen Ineffizienzen der Liberation und Separation. Zum anderen sind dafür chemische Materialverbindungen und geringste Materialkonzentrationen verantwortlich, die nicht über mechanische Aufschlussverfahren getrennt und separiert werden können. Deren Liberation ist unabhängig von der Partikelgröße.

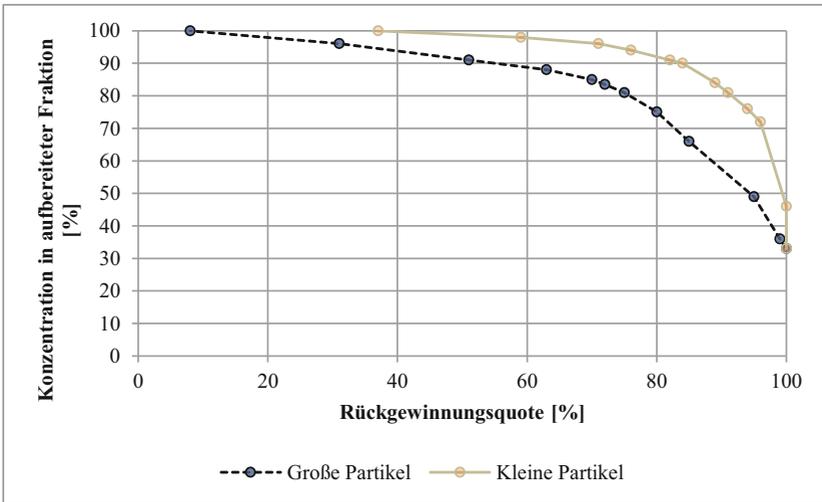


Abbildung 2.4 Grade-Recovery-Curve bei definierter Partikelgröße (Daten nach Heiskanen 2014)

Beispiele hierfür sind Legierungen oder Verschweißungen und der Einsatz von Metallen als Flammenschutzmittel oder Pigmenten (Heiskanen 2014). Auch die in Abbildung 1.4 enthaltenen, dispers eingesetzten Technologiemetalle fallen in diese Kategorie. Um die nach der mechanischen Aufbereitung noch unreinen Metallfraktionen weiter aufzukonzrieren, also von Unreinheiten zu befreien bzw. mehrere Metalle daraus zu gewinnen, werden metallurgische Verfahren eingesetzt.

Die metallurgischen Verfahren und damit auch die metallurgische Infrastruktur haben ihre Wurzeln in der primären Gewinnung der Metalle. Erze bestehen meist aus einem Haupt- bzw. Trägermetall (auch *major metal* genannt), wie z. B. Kupfer, Eisen oder Aluminium und weiteren Nebenmetallen (auch *minor metals* genannt). Die Konzentrationen der Nebenmetalle sind meist sehr gering, sodass sie nur durch eine entsprechende Kuppelproduktion mit dem Hauptmetall wirtschaftlich gewonnen werden können. Die metallurgischen Verfahren wurden im Laufe der Zeit deshalb dahingehend entwickelt, dass möglichst viele Nebenmetalle mit gewonnen werden können (Verhoef et al. 2004; Hagelüken und Meskers 2010; Reuter et al. 2005, 66 ff.). Das metallurgische Verfahren ist durch das

jeweilige Hauptmetall bestimmt, was wiederum ausschlaggebend dafür ist, welche Nebenmetalle rückgewonnen werden können bzw. als Prozessrückstände oder Emissionen anfallen. Um dieses komplexe und verwobene System zu veranschaulichen, haben Verhoef et al. (2004) das sogenannte *Metallrad* bzw. *Metal Wheel* eingeführt. Dieses technologische Wissen der Primärmetallurgie ist auch für die metallurgische Aufbereitung von sekundären Quellen von wesentlicher Bedeutung. Moderne Produkte wie auch die durch die mechanische Aufbereitung erzeugten Metallfraktionen sind jedoch meist weitaus komplexer in ihrer Zusammensetzung als natürliche Erze – was eine entsprechende Herausforderung für die primärbasierte Metallurgie bedeutet.

Ein für das Recycling angepasstes Metallrad haben Reuter et al. (2013, S. 62) entwickelt. Es kann Abbildung 2.5 entnommen werden. Diese Darstellung gibt den aktuellen Status Quo der besten verfügbaren Techniken der metallspezifischen Verfahrensrouten wieder, die durch die jeweiligen Abschnitte des Metallrads repräsentiert sind. Eine grüne Markierung der Elemente gibt an, dass sie mit dem Hauptmetall – das im innersten Ring angezeigt wird – kompatibel sind und über dessen Metallurgie ausgebracht oder auch als Legierungselemente verwendet werden können. Gelbe Markierungen bedeuten, dass die Elemente nicht separat rückgewonnen werden können. Verbleiben die gelb gekennzeichneten Elemente in der Metallphase (zweiter Ring von innen) des Hauptmetalls, so mindern sie jedoch nicht dessen Qualität, sondern fungieren als wertvolle Legierungselemente. Beispiele hierfür sind Molybdän oder Kobalt in Stahlliegierungen. Auch bei der Dissipation in die Schlacke oder Abgase, stellen diese Elemente meist keine Qualitätsminderung dar (z. B., wenn die Schlacke in der Zementproduktion eingesetzt wird). Rot markierte Elemente können ebenfalls nicht durch die jeweiligen metallurgischen Verfahren separiert werden. Beim Verbleib in der Metallphase stellen sie zudem eine Verunreinigung und damit Qualitätsminderung des Hauptmetalls dar, was in diesen Fällen als Senke fungiert. Kupfer, das sich in Stahl anreichert ist z. B. eine solche Verunreinigung, die bei zu hoher Konzentration die kontaminierte Stahlfraktion unbrauchbar werden lässt (Pauliuk et al. 2013). Die Beseitigung solcher Verunreinigungen ist bei Aluminium (Rombach 2006; Nakajima et al. 2010) und Magnesium (Hiraki et al. 2011) eine noch sehr viel größere Herausforderung als bei anderen Hauptmetallen. Auch die im Metallrad als wertvolle Legierungselemente gekennzeichneten Elemente (grüne und gelbe Markierung) können das Recycling von Aluminium und Magnesium einschränken. So wird z. B. Mangan nur in der 3000-Serie der Aluminiumlegierungen eingesetzt. Beim Einschmelzen verbleibt Mangan in der Metallphase, was eine Wiederverwendung für alle anderen Legierungsserien ausschließt. Wird die 3000-Serie der Aluminiumlegierungen also in der Metallurgie nicht separat behandelt,

ist das produzierte Sekundäraluminium für 95 % aller Aluminiumanwendungen ungeeignet (Nakajima et al. 2010). Um die Probleme der Verunreinigungen zu beheben, wird in den meisten metallurgischen Prozessen Primärmaterial hinzugegeben, um durch eine entsprechende Verdünnung den Erhalt der Metallqualität zu erreichen (Verhoef et al. 2004; Pauliuk et al. 2013).

Das Metallrad in Abbildung 2.5 zeigt ein sehr deutliches Bild. Metalle, die metallurgisch nicht mehr separiert werden können (gelbe und rote Kennzeichnung), überwiegen in der existierenden Infrastruktur. Insbesondere die metallurgischen Verfahren von Eisen, Aluminium, Magnesium und Titan ermöglichen keine separate Gewinnung weiterer Metalle und bergen das Risiko von Verunreinigungen. Kupfer, Blei, Zink und Nickel hingegen fungieren als Trägermetalle und können eine Vielzahl an weiteren Metallen ausbringen. Auch wenn andere Metalle bei z. B. Kupfer in die Metallphase übergehen, kann es wieder zu hochreinem Metall raffiniert werden, was im Falle von z. B. Stahl und Aluminium nicht möglich ist. Welche Metalle kompatibel sind und gemeinsam rückgewonnen werden können oder nicht, ist in letzter Konsequenz durch thermodynamische Gesetzmäßigkeiten bestimmt. Je ähnlicher die chemischen Eigenschaften von Metallen sind, desto energieintensiver ist deren metallurgische Separation. Ab einem gewissen Punkt ist deren Trennung sogar unmöglich (Hiraki et al. 2011; Nakajima et al. 2010; Nakajima et al. 2011).

Trägermetalle wie Kupfer und das tiefe Verständnis um deren Metallurgie sind also essenziell für eine gut funktionierende Recyclinginfrastruktur. Insbesondere Markus Reuter verweist immer wieder darauf, dass die metallurgische Infrastruktur und deren optimale Vernetzung das Rückgrat des Metallrecyclings sind und nur so eine optimierte Metallausbeute erzielt werden kann (Reuter et al. 2006; Reuter und Kojo 2012; Reuter et al. 2018). So wird z. B. das Recycling von Edelmetallen aus Elektroaltgeräten, trotz deren geringsten Konzentrationen in dieser sekundären Quelle, durch die Kupfermetallurgie zu hohen Ausbeuten ermöglicht (Nakajima et al. 2010). Würde die edelmetallhaltige Fraktion der Elektroaltgeräte jedoch in der Eisenmetallurgie landen, so würden die Edelmetalle in die Schlacke dissipieren oder sich als Verunreinigung im Stahl anreichern. Die Umicore NV/SA – eines der weltweit größten Recyclingunternehmen – ist mittlerweile in der Lage, basierend auf einer Kombination der Kupfer, Blei und Nickelmetallurgie und der Nutzung dieser Metalle als Trägermetalle für zahlreiche Edel- und Technologiemetalle, über 20 Metalle aus Elektroaltgeräten zu separieren (Hagelüken 2006, 2014a).

Die komplexen sekundären Quellen müssen durch die mechanische Aufbereitung also nicht in jedes einzelne Metall separiert werden – was wie oben gezeigt

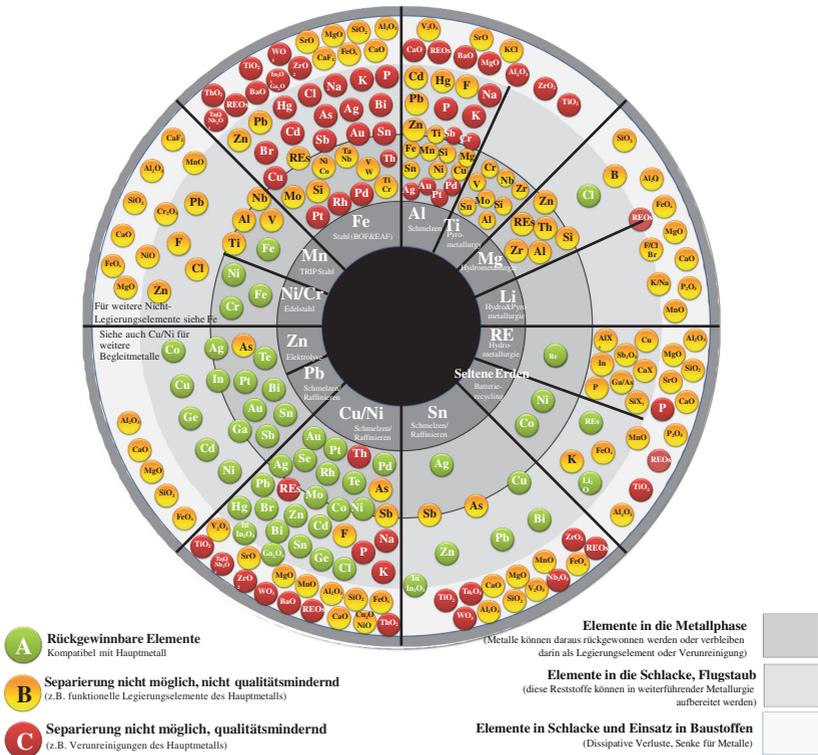


Abbildung 2.5 Recyclingspezifisches Metallrad bzw. Metal Wheel (Modifiziert nach Reuter et al. 2013 und Reuter et al. 2018, mit freundlicher Genehmigung der Autoren)

auch nicht möglich ist – sondern vielmehr in metallurgisch kompatible Metallfraktionen eingeteilt werden (Chanceler et al. 2009). Dafür ist umfangreiches metallurgisches Wissen notwendig, das im Optimalfall auch über entsprechende Informationsrückflüsse im Produktdesign und den Materialwissenschaften genutzt werden kann und sollte, um recyclinggerechter zu produzieren (van Schaik und Reuter 2010). Die existierende Technologie und Infrastruktur der Metallurgie kann und wird stetig, wenn auch über sehr lange Zeiträume, weiter verbessert und vernetzt, um höhere Metallausbeuten und weniger dissipative Verluste (siehe äußerer Ring in Abbildung 2.5) zu erzielen (Reuter 2011; Reuter und Kojo 2012). Es existieren bereits mehrere Studien, die deutliche Verbesserungspotenziale der

Recyclingquoten der Metalle in EoL-Produkten wie u. a. LED Lampen und Smartphones durch bessere Vernetzungen der metallurgischen Systeme, aber auch insbesondere durch eine optimierte Abstimmung der mechanischen und metallurgischen Aufbereitung ermittelt haben (Reuter et al. 2018; Reuter und van Schaik 2015; van Schaik und Reuter 2016; Rombach und Friedrich 2019). Dennoch wird die metallurgische Aufbereitung, wie auch die mechanische, immer mit Metallverlusten verbunden sein (Castro et al. 2004). Die absoluten Grenzen des Recyclings sind durch die Thermodynamik gesteckt, an die durch die immer komplexer werdenden sekundären Quellen immer häufiger gestoßen wird (Reuter und van Schaik 2008; Gutowski 2011).

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.





Zielausrichtung des Recyclings

3

Dieses Kapitel befasst sich mit der noch nicht einheitlich festgelegten Zielausrichtung des Recyclings und der CE. Ein wesentlicher Treiber der CE und des Recyclings ist die Befürchtung um die Verknappung mineralischer Ressourcen. Darum wird seit mittlerweile vielen Jahrzehnten eine sehr kontroverse Diskussion geführt. In Abschnitt 3.1 sind die wichtigsten Fakten dieser Diskussion näher beleuchtet, mit dem Ergebnis, dass kein empirischer Beweis für eine drohende Verknappung der Ressourcen existiert. Es besteht also keine Notwendigkeit Recycling als Maßnahme der Ressourcenschonung auszulegen. Vielmehr sollte Recycling anhand der Aufwände und damit verbundenen Umweltbelastungen bewertet und mit der primären Gewinnung verglichen werden. Der Energiebedarf ist als einheitlicher Aufwandsindikator identifiziert, der Kommensurabilität der beiden Gewinnungsmethoden ermöglicht – siehe hierzu Abschnitt 3.2 und 3.3.

3.1 Recycling im Spannungsfeld der Ressourcendebatte

In Abschnitt 1.1.2 ist bereits angeklungen, dass vollkommen geschlossene Materialkreisläufe nicht das Ziel sein können. Denn auch Recycling ist mit Aufwänden verbunden, die wiederum in Umweltbelastungen resultieren. Diese Aufwände und Umweltbelastungen des Recyclings könnten also, insbesondere vor den in Abschnitt 1.1.2 beschriebenen Herausforderungen, die der primären Rohstoffgewinnung ab einem gewissen Punkt übersteigen. Ein wesentlicher Aspekt, der

Elektronisches Zusatzmaterial Die elektronische Version dieses Kapitels enthält Zusatzmaterial, das berechtigten Benutzern zur Verfügung steht
https://doi.org/10.1007/978-3-658-32924-2_3

entscheidend dafür ist, dass CE und Recycling so stark forciert werden, ist die Schonung der natürlichen Ressourcen, die aus der Angst einer möglichen Verknappung resultieren. Die Endlichkeit von Metallen wurde schon häufiger prognostiziert und ist aktuellen Publikationen zu Folge zum Greifen nahe (Elskhaki et al. 2018). Die grundlegende Frage, die man bei der Zielausrichtung des Recyclings stellen muss, ist also, ob die mineralischen Ressourcen ein eigenes originäres Schutzziel im Sinne einer absoluten Rohstoffschonung sein sollten, oder ob die Aufwände der Rohstoffproduktion und die damit verbundene ökologische Bewertung Vorrang hat (Müller et al. 2017; Schmidt 2014).

3.1.1 Die Ressourcenverfügbarkeit ist kein Mengenproblem...

An der Endlichkeit der nicht-erneuerbaren Ressourcen, wie z. B. Metallen besteht kein Zweifel, denn die Erde ist ein geschlossenes System¹ mit begrenzten Vorkommen. Die Diskussion um die Verknappung dieser Rohstoffvorkommen ist eine alte und stark polarisierende (Tilton 1996). Auf die Historie dieser umfassenden und sehr kontroversen Diskussion ist an dieser Stelle nicht eingegangen. Vielmehr sind nachfolgend einige Fakten aufgeführt, die zeigen, dass es für eine akute Verknappung bzw. eine Verknappung der verfügbaren Vorkommen in absehbaren Zeithorizonten keine empirischen Beweise gibt.

Mit dem Bericht von Meadows et al. (1972) wurden die statischen Reichweiten von Rohstoffen populär. Damit soll angegeben werden, wie viele Jahre ein Rohstoff aus primären Quellen noch zur Verfügung stehen wird. Die Begriffsbezeichnung lässt dabei schon das Problem erahnen – diese Reichweiten werden statisch kalkuliert. Sie beziehen also keine Dynamiken der Angebotsseite mit ein, wie sie typisch im Rohstoffsystem sind, über die jedoch kein bzw. erst in der Retrospektive ausreichendes Wissen existiert. So verändern sich die bekannten und wirtschaftlich abbaubaren Rohstoffvorkommen – Reserven genannt – über die Zeit, gesteuert durch marktwirtschaftliche Prinzipien. Steigende Nachfrage bzw. Engpässe im Angebot führen zu einer Erhöhung der Rohstoffpreise, die wiederum neue Abbautechnologien und verstärkte Exploration finanzieren und ggf. Substitute und eine effizientere Rohstoffnutzung hervorbringen. Man spricht hier vom *Regelkreis der Rohstoffversorgung*, auch *Feedback Control Cycle* genannt (Wellmer und Dalheimer 2012). Die Wirkung dieses Regelkreises kann durch historische Daten belegt werden. Eine Auswertung der statischen Reichweiten einiger

¹Ein geschlossenes System kann mit seiner Umwelt kein Material, aber Energie austauschen kann.

Metalle, die vom United States Geological Service (USGS) veröffentlicht sind, ist in Abbildung 3.1 dargestellt. In den letzten 60 Jahren sind für alle untersuchten Metalle kurz- bis mittelfristige Schwankungen in den statischen Reichweiten zu erkennen. Das ist darauf zurückzuführen, dass das Rohstoffsystem ein relativ langsam reagierendes System ist, das durch hohe und langfristige Investitionen geprägt ist. Der Regelkreis funktioniert entsprechend langsam bzw. zeitverzögert. Langfristig sind allerdings kaum Änderungen der statischen Reichweiten passiert, die per Definition über die Zeit linear abnehmen müssten. Im Gegenteil, für manche Metalle wie Kupfer oder Silber sind die statischen Reichweiten heute höher als vor 60 Jahren. Nach den Prognosen von Meadows et al. (1972) hätten fast alle untersuchten Metalle in Abbildung 3.1 noch vor der Jahrtausendwende versiegen müssen. Die statische Reichweite ist somit kein geeigneter Indikator der Rohstoffverfügbarkeit.

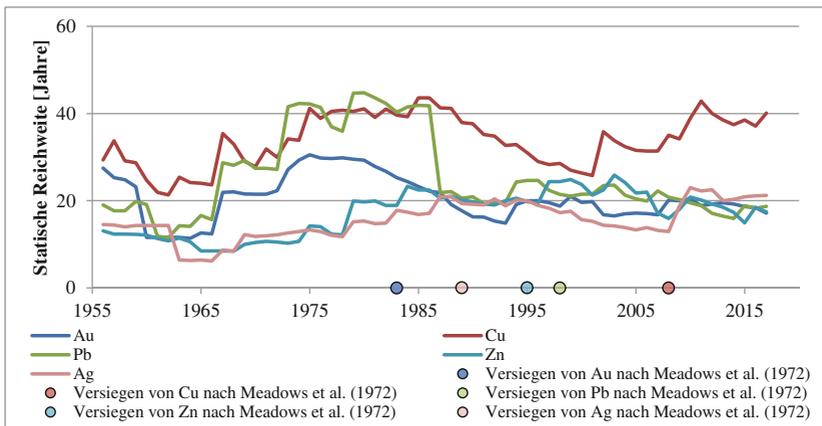


Abbildung 3.1 Statische Reichweiten mehrerer Metalle (1956–2017) (Daten nach USGS 1957–2018)

Die Reserven sind, wie oben gezeigt, dynamische Größen, die maßgeblich über den Regelkreismechanismus bestimmt werden. Die Erde ist in ihren mineralischen Vorkommen jedoch definitiv begrenzt, also muss auch diese ständige Erweiterung der Reserven Grenzen unterliegen. Wo diese Grenzen liegen könnten, ist nicht so einfach vorherzusagen, denn es ist noch lange nicht alles exploriert. Es ist umfangreiches geologisches Wissen notwendig, um Hochrechnungen oder

vielmehr Schätzungen anstellen zu können, welche Vorkommen zu welchen Qualitäten vorhanden sind bzw. sein könnten (Arndt et al. 2017; West 2020). Das kann am besten am Beispiel Kupfer erklärt werden, da hier eine entsprechend gute Datenlage existiert. Das damit aufgezeigte Grundprinzip kann weitestgehend auf andere Metalle und Rohstoffe übertragen werden.

Mudd et al. (2013) haben eine Analyse aller im Jahr 2010 operierenden Kupferminen sowie damals laufenden Minen-Projekten vorgenommen und deren Kupfermengen aufaddiert. Sie kamen zu dem Ergebnis von $1,7 \times 10^9$ t. Johnson et al. (2014) bestätigen die Größenordnung dieser identifizierten Kupfervorkommen (Reserven) mit $2,1 \times 10^9$ t. Zudem haben sie eine Abschätzung der nicht-identifizierten Kupfervorkommen mit gleicher Qualität (Erzgehalt, Tiefe) wie aktuell betriebene Minen vorgenommen, was weiteren $3,5 \times 10^9$ t entspricht. Diese Abschätzung beinhaltet jedoch nur porphyrische und Sedimentlagerstätten. Die Auswertung von Mudd et al. (2013) hat ergeben, dass diese beiden Lagerstättentypen 83 % an den aktuellen identifizierten Vorkommen ausmachen. Überträgt man diesen Anteil auf die nicht-identifizierten Vorkommen von Johnson et al. (2014), so kommen weitere $1,1 \times 10^9$ t Kupfer hinzu. Arndt et al. (2017) verweisen zudem noch auf Vorkommen in den Ozeanen, mit ebenfalls vergleichbaren Qualitäten. Damit kommen noch weitere 1×10^9 (Hannington 2011) und $0,2 \times 10^9$ t (Hein et al. 2013) hinzu. So kommt man in Summe auf mindestens $7,5 \times 10^9$ t Kupfer. Dabei sind jedoch nur bereits identifizierte und nicht-identifizierte Vorkommen berücksichtigt, die eine ähnliche Tiefe und Erzgehalte aufweisen wie aktuell betriebene Minen. Diese Mengen stellen aber noch lange nicht die absoluten Grenzen der möglichen Ausdehnung der Reserven dar, da sie nur die aktuelle Qualität erfassen. Durch den Regelkreismechanismus können aber zukünftig auch schlechtere Qualitäten abbaubar werden. Kesler und Wilkinson (2008) haben ein Modell erstellt, um auch die Vorkommen zu quantifizieren, die über die aktuelle Abbautiefe hinausgehen. Arndt et al. (2017) schätzen die zukünftig technisch möglichen Abbautiefen auf bis zu 3,3 km. Die Kupfervorkommen mit vergleichbarem Erzgehalt sind bis zu dieser Tiefe auf $8,9 \times 10^{10}$ t errechnet (Kesler und Wilkinson 2008). Bezieht man nun noch die Vorkommen mit ein, die einen geringeren Erzgehalt aufweisen, zukünftig aber abbauwürdig sein könnten, so steigen diese Massen auf geschätzte 1×10^{13} t (Arndt et al. 2017). Diese Zahl kommt der absoluten Grenze der Kupferreserven – zumindest nach heutigem Wissen – wohl am nächsten. In Abbildung 3.2 sind die Verhältnisse der Reserven, die Hochrechnungen bzw. Abschätzungen der Vorkommen unterschiedlicher Qualitäten und die aktuelle jährliche Fördermenge von $2,1 \times 10^7$ t an Kupfer (USGS 2019) im Größenvergleich veranschaulicht.

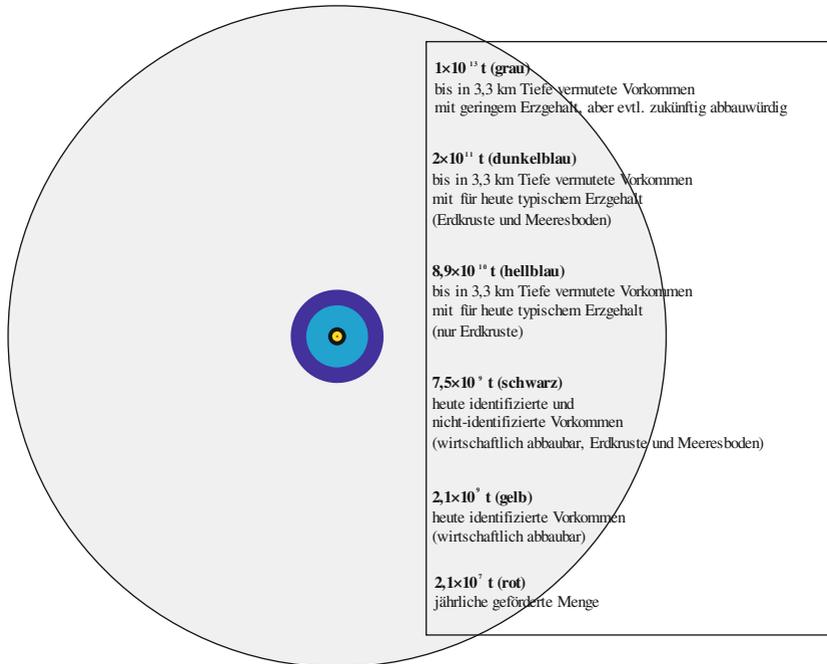


Abbildung 3.2 Größenordnungen der globalen Kupfervorkommen unterschiedlicher Qualitäten und die jährliche Fördermenge

Gäbe es ein akutes Versiegen wirtschaftlich relevanter Metalle, so müsste alles darangesetzt werden, um diese Metalle durch Recycling im Wirtschaftskreislauf zu halten. Nicht zuletzt im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung und Generationengerechtigkeit (siehe Abschnitt 1.1.3). Wie oben gezeigt, gibt es dafür aber keinerlei empirische Grundlage. Es stehen noch ausreichende Mengen an Metallen in der Erdkruste mit entsprechenden abbauwürdigen Qualitäten zur Verfügung. Deren genaue Massen können bisher zwar nur grob abgeschätzt werden, es kann aber mit einiger Sicherheit gesagt werden, dass ein mögliches Versiegen nicht in absehbaren Zeiträumen stattfinden wird. Zu diesem Ergebnis kommen u. a. auch Meinert et al. (2016): „Wir wissen nicht, wo die Grenzen der mineralischen Ressourcen liegen, aber wir wissen, dass wir sie noch nicht annähernd erreicht haben.“ und widersprechen damit den vorschnellen Aussagen, wie sie u. a. von Bardi (2013,

S. 166) in seinem Bericht an den Club of Rome getätigt wurden, dass alle Bereiche der Erde und deren Ressourcen – bis auf die Antarktis – ausreichend erforscht sind.

3.1.2 ...sondern ein Konzentrationsproblem

Die größten noch verfügbaren und zukünftig ggf. abbaubwürdigen Massen an Kupfer liegen, wie oben gezeigt, in relativ geringen Konzentrationen vor. Dieser Aspekt steht im Zusammenhang mit der von Skinner (1979) postulierten bimodalen Konzentrationsverteilung, die besagt, dass höher konzentrierte Vorkommen den geringsten Anteil an der in der Erdkruste enthaltenen Gesamtmasse eines Minerals ausmachen. Das sind die abbaubaren Erze wie wir sie kennen. Der Großteil der Mineralien ist sehr niedrig konzentriert und in gewöhnlichem Gestein eingebunden. Auch vor dieser Veröffentlichung der bimodalen Konzentrationsverteilung haben andere Autoren auf das Mengen-Konzentrationsverhältnis hingewiesen (Lasky 1950; Ahrens 1954, 1953). Skinner hat in diesem Zusammenhang den Begriff der mineralogischen Barriere eingeführt, die irgendwo zwischen diesen beiden Verteilungsfunktionen liegen soll und den Übergang von Erz zum Gestein markiert. Wie weit wir aktuell noch von den mineralogischen Barrieren der unterschiedlichen Metalle, sofern sie existieren, entfernt sind, ist nicht bekannt (Skinner 1979). Es ist allerdings davon auszugehen, dass wir uns diesen Barrieren zwangsläufig annähern und die Konzentrationen der Vorkommen mit zunehmender Förderung der Metalle immer weiter sinken.

Derzeit weist z. B. Eisen eine durchschnittliche Konzentration in Minen von 62 % auf – Kupfer von 0,5 % und Gold sogar von unter 0,005 % (USGS 2019, S. 88; Rankin 2011, S. 88). Auswertungen historischer Minendaten zeigen deutliche Rückgänge der Konzentrationen (Erzgehalte) unterschiedlichster Metalle über die letzten 150 Jahre. Dieser Trend wird sich vermutlich auch in Zukunft fortsetzen (Mudd 2007a; Giurco et al. 2009). Die Gründe dafür sind vielfältig und insbesondere technischer und ökonomischer Natur. Sinkende Erzgehalte als Knappheitsindikator zu verwenden, also davon auszugehen, dass geringere Erzgehalte angegangen werden, weil die hochkonzentrierten erschöpft sind, ist allerdings nicht korrekt. Vielmehr ist dieser Trend als Zeichen zu verstehen, dass wir uns durch technologische Fortschritte in die Lage versetzen, die niedriger konzentrierten aber dafür größeren Vorkommen wirtschaftlich abzubauen (Rötzer und Schmidt 2018).

Die vorhandenen aktuellen und historischen Daten geben keinen Hinweis auf ein drohendes Versiegen der mineralischen Rohstoffe. Es existiert somit entgegen der weitläufigen Meinung in absehbaren Zeithorizonten kein Mengenproblem bei der primären Metallgewinnung. Die Primärgewinnung ist vielmehr durch ein Konzentrationsproblem geprägt, das sich in Zukunft aller Voraussicht nach weiter zuspitzen wird. Dieses Konzentrationsproblem ist unmittelbar mit Aufwand und ökologischen Belastungen verbunden, denn je geringer die Konzentration, desto mehr Gesteinsmasse muss für eine Masseneinheit gewonnenes Metall bewegt werden. Der Aufwand der betrieben werden muss, kann also annähernd durch das Reziproke der Konzentration beschrieben werden (Gutowski et al. 2013). Palacios et al. (2019) haben eine realitätsnahe modellbasierte Untersuchung vorgenommen, welche Energiebedarfe notwendig sind, um Gold aus der durchmischten Erdkruste – in Fachkreisen spricht man hier von *Thanatia* – zu gewinnen. Diese Energiebedarfe liegen aufgrund der sehr geringen Goldkonzentration um den Faktor 440 über denen der Goldgewinnung aus Erzen, wie sie z. B. von Mudd (2007b) veröffentlicht sind.

Sind die Metalle aus den Minen – also der Ökosphäre – gefördert und zur Reinform aufkonzentriert, finden sie in der Technosphäre in unterschiedlichsten Produkten Anwendung. Dabei findet wieder eine Verdünnung bzw. Absenkung der Konzentrationen statt. Abbildung 3.3 gibt einen Überblick über die Konzentrationen von 48 Metallen in ihren Erzen (primäre Quellen) und Produkten bzw. den Hauptanwendungsgebieten (zukünftige sekundäre Quellen). Letztere sind Ciacci et al. (2015) und Graedel et al. (2015) entnommen. Die Konzentrationen eines Metalls in Erzen können zwar von Mine zu Mine unterschiedlich sein, allerdings sind die Bandbreiten eher gering. In Abbildung 3.3 sind daher Durchschnittswerte der Konzentrationen in primären Quellen angegeben. Die Metallkonzentrationen in sekundären Quellen schwanken hingegen enorm und sind daher differenziert aufgeführt. Jeder Datenpunkt gibt also die Konzentration eines Metalls in einer spezifischen sekundären Quelle sowie den Durchschnittswert der primären Quelle an. Die Datengrundlage dieser Abbildung wurde über eine umfangreiche Literaturrecherche ermittelt und kann mit entsprechenden Referenzen dem Appendix I des elektronischen Zusatzmaterials entnommen werden.²

Die Diagonale in Abbildung 3.3 gibt an, wo die Konzentrationen der primären und sekundären Quellen identisch sind. Alle Punkte über der Diagonale weisen geringere Konzentrationen in den sekundären als in den primären Quellen auf,

²Es wurden dabei lediglich die Metallkonzentrationen der Produkte betrachtet. Die Konzentrationen der Abfall- bzw. EoL-Produktströme, in der Zusammensetzung wie sie in ein eventuelles Recycling gehen, können davon abweichen.

unter der Diagonale verhält es sich vice versa. Mit anderen Worten: bei allen Punkten, die über der Diagonale liegen, wurden die Metalle in der Technosphäre unter ihr ursprüngliches Konzentrationsniveau der Ökosphäre (Erze) verdünnt. Das betrifft insbesondere die Technologiemetalle. Extrembeispiele hierfür sind u. a. der Einsatz von Seltenen Erden in Elektronikprodukten. So ist z. B. die Konzentration von Cer in Flachbildschirmen um den Faktor 150.000 geringer als in Erzen. Für die meisten Metalle in sekundären Quellen, deren Konzentrationen niedriger sind als die der primären Quellen, liegen die Unterschiede allerdings in einem moderaten Bereich zwischen Faktor 1 und 100 (siehe Appendix I des elektronischen Zusatzmaterials).

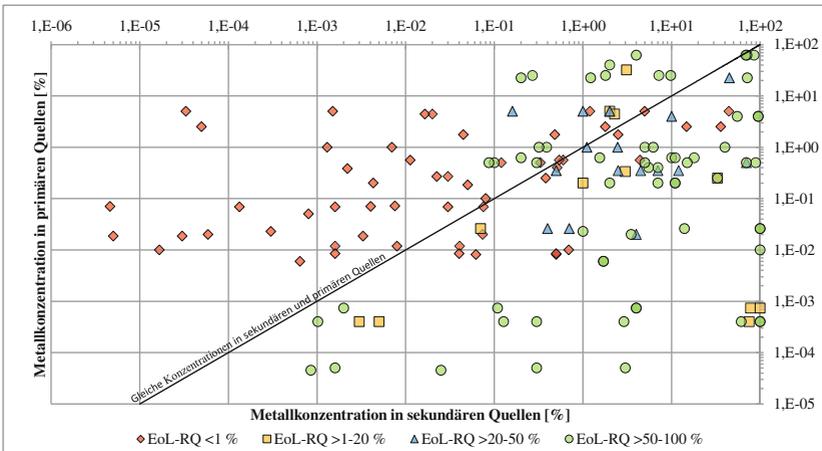


Abbildung 3.3 Konzentrationen von 48 Metallen in ihren sekundären und primären Quellen (Jeder Datenpunkt gibt die Metallkonzentration in einer sekundären Quelle im Verhältnis zur durchschnittlichen Metallkonzentration der primären Quelle an. Nachdruck mit freundlicher Genehmigung von Schäfer und Schmidt (2020). Copyright (2020) American Chemical Society)

In [Abbildung 3.3](#) ist zudem ersichtlich, dass dieses Konzentrationsverhältnis Auswirkungen auf die spezifischen EoL-RQ der Metalle in den jeweiligen sekundären Quellen zu haben scheint. Die EoL-RQ sind dabei durch die entsprechende Farbgebung der Punkte gekennzeichnet. Ist die Konzentration in den sekundären Quellen geringer als in den primären, findet tendenziell kein Recycling des Metalls aus der sekundären Quelle statt. Die Ausnahmen in [Abbildung 3.3](#)

zeigen, dass das Konzentrationsverhältnis nicht der einzige Faktor ist. Insbesondere im Bereich der höheren Konzentrationen existieren einige Ausnahmen. Denn es spielen u. a. auch verfügbare Mengen, um entsprechende Skaleneffekte erzielen zu können, sowie die technische und metallurgische Machbarkeit (siehe Abschnitt 2.2) eine Rolle. Ein Beispiel für hohe EoL-RQ trotz geringerer Konzentrationen in den sekundären Quellen ist das Recycling von Kupfer aus Bau- und Abbruchabfällen. Die Kupferkonzentrationen sind hier zwar geringer als in Erzen, es stehen jedoch große Massen dieser sekundären Quelle zur Verfügung. Der umgekehrte Effekt ist z. B. bei Gallium in Magneten oder Seltene Erden in Glaspoliturmitteln zu beobachten. Hier sind die Konzentrationen wesentlich höher als in den entsprechenden Erzen, ein Recycling findet jedoch aufgrund der relativ geringen Massen der sekundären Quellen nicht statt. Die Konzentration der Metalle in den sekundären Quellen ist also von ganz wesentlicher Bedeutung. Denn wie auch bei der primären Gewinnung hat die Konzentration entscheidenden Einfluss auf den Aufwand, der betrieben werden muss.

Metalle, die, wie in Abschnitt 1.1.3 erläutert, nicht verbraucht sondern gebraucht werden, bleiben in den auf der Erde vorhandenen Massen konstant, lediglich ihre Konzentrationen werden durch die Nutzung in der Technosphäre verringert und das teils unter ihr Konzentrationsniveau in der Ökosphäre. Die Diskussion um die Verfügbarkeit mineralischer Ressourcen – insbesondere Metallen – sollte also nicht anhand von Massen, sondern vielmehr anhand des Aufwandes, der für die Gewinnung benötigt wird, geführt werden.

3.2 Der Energieindikator

Die Zielausrichtung des Recyclings und der CE allgemein sollte – wie in den vorangestellten Abschnitten gezeigt – anhand der Aufwände vorgenommen werden. Abbildung 3.3 deutet darauf hin, dass die Aufwände und Umweltbelastungen des Recyclings durchaus die der primären Gewinnung übersteigen können, was zwangsläufig dem angestrebten Ziel einer nachhaltigen Entwicklung der CE entgegenlaufen würde. Somit müssen die unterschiedlichen Aufwände und Umweltbelastungen der primären und sekundären Metallgewinnung quantifiziert und verglichen werden. Für eine eindeutige und klare Zielausrichtung, die keinen multikriteriellen Entscheidungsproblemen unterliegt, wird also ein Aufwandsindikator benötigt, der Kommensurabilität der primären und sekundären Gewinnung ermöglicht und alle wesentlichen Aufwände und ökologischen Belastungen einbezieht. Um einen geeigneten Indikator zu identifizieren und eine begründete Auswahl zu treffen, wird nochmal auf das Ursprungsproblem – die Konzentration – zurückgegangen.

Physikalisch können die Zustände unterschiedlicher Konzentrationen (und auch der Materialdurchmischung) durch die Größe der Entropie beschrieben werden. Liegen Metalle in Reinform vor, so ist deren Entropie gering. Sekundäre und primäre Quellen mit geringen Konzentrationen an Metall bzw. Erz haben hingegen eine hohe Entropie. Für die Gewinnung eines Metalls aus einer sekundären oder primären Quelle, muss also deren Entropie verringert bzw. abgeführt werden, was per Definition³ nur durch die Zufuhr von Exergie, also dem Teil der Energie, der Arbeit verrichten kann, möglich ist. Die Exergie kann damit als Gegenspieler zur Entropie verstanden werden (Faber et al. 1995; Ayres et al. 2006; Gößling 2001; Gößling-Reisemann 2006, 2008; Gutowski 2011). Sie ist der Input, der mindestens geleistet werden muss, um die Aufkonzentration und damit Entropieabfuhr zu erzielen. Aufgrund von Wirkungsgradverlusten sind die realen Inputs in die Gewinnungsprozesse allerdings nicht nur die minimal notwendige Exergie, sondern die dafür benötigte Energie. Denn alle technischen und thermischen Prozesse unterliegen thermodynamischen Grenzen, wie z. B. dem Wirkungsgrad des Carnotschen Kreisprozesses, der die Effizienz von Wärmekraftmaschinen bestimmt. Die realen Energieinputs, also das was tatsächlich geleistet werden muss, wird also immer (wesentlich) größer sein als die theoretisch minimal notwendigen Exergiebedarfe. Abbildung 3.4 veranschaulicht schematisch den Zusammenhang von Konzentration bzw. Entropie und Energie über den Metalllebenszyklus, beginnend bei der primären Gewinnung, über die Nutzung und der damit verbundenen Konzentrationssenkung bis zur sekundären Gewinnung und erneuten Aufkonzentration des Metalls.

Die Energie ist also eine physikalische Notwendigkeit, um Metalle aus Minen und sekundären Quellen zu gewinnen. Während die Metalle durch ihre Nutzung in der Technosphäre in ihrer Konzentration gesenkt (siehe Abbildung 3.3 und 3.4) und im schlimmsten Fall dissipativ verteilt werden (Ciacci et al. 2015), aber massenbilanziell erhalten bleiben, werden Energieträger in ihren molekularen Strukturen aufgebrochen und damit verbraucht. Da der Energieeinsatz jedoch unabdingbar für die Metallgewinnung ist, sind nicht die Metalle per se der limitierende Faktor, sondern der dafür notwendige Energiebedarf, der eben auch nicht substituierbar ist (Weinberg 1977, 1978; Chapman et al. 1983, S. 16; Bardi 2013, S. 154).

Ein Blick in die Geschichte des Bergbaus zeigt, dass die Menschheit die Grenzen der Energieverfügbarkeit für die Metallproduktion bereits erfahren hat. Im

³Gouy-Stodola Gleichung beschreibt die Beziehung zwischen Entropie und Exergie (positive Exergieänderung entspricht einer negativen Entropieänderung des Systems); siehe auch Gößling-Reisemann 2006.

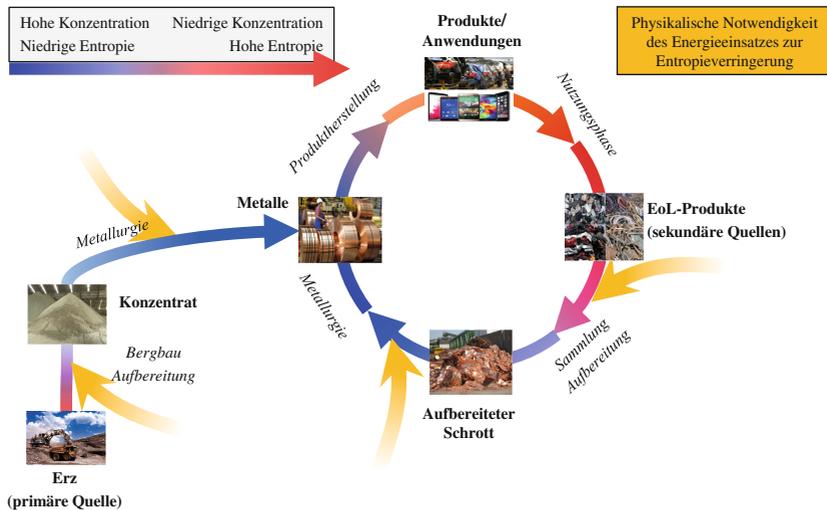


Abbildung 3.4 Energie als physikalische Notwendigkeit der Metallproduktion im Sinne der Entropieverringering (Prozessverluste aus Übersichtsgründen vernachlässigt)

Jahr 1540 diskutierte der italienische Metallurge Vannoccio Biringuccio (1480–1539) in seinem postum veröffentlichten Werk *De la Pirotechnia*, ob zuerst die Erze knapp werden, oder kein Holz mehr vorhanden sein wird, um die Schmelzöfen zu betreiben (Schmidt 2019). In der Tat kam es im 16. Jahrhundert in Europa zu einer Holzknappheit, dem damals vorherrschenden Energieträger (Nef 1977). Besonders bezeichnend ist, dass die erste Definition der Nachhaltigkeit eben genau aus diesem Problem resultiert. Hans Carl von Carlowitz (1645–1714) kritisierte in seinem Werk *Sylvicultura oeconomica* aus dem Jahr 1713 den, durch den damals sehr hohen Energiebedarf der Schmelzhütten und der Erzgruben im Erzgebirge ausgelösten Raubbau der umliegenden Wälder und Holzbestände. Er forderte daher einen pfleglicheren Umgang mit den Wäldern, der ihren Erhalt und zukünftige Nutzung sichert (Carlowitz et al. 2013).

Die Gewinnung von Metallen bzw. Rohstoffen ist also nur durch Energie möglich und durch sie auch limitiert. Das ist durch den physikalischen Zusammenhang von Entropie und Exergie bedingt. Alle drei Größen – Energie, Exergie und Entropie – sind daher auch in der Fachliteratur vorgeschlagen, um Rohstoffsysteme und Rohstoffgewinnungsprozesse zu bewerten. Welche Größe am besten geeignet ist, um die Aufwände und Umweltbelastungen der primären und sekundären Metallgewinnung vergleichend zu bewerten, ist nachfolgend erörtert.

Die Entropie ist in zahlreichen Publikationen vorgeschlagen, um die Recyclingfähigkeit (Zeng und Li 2016; Dahmus und Gutowski 2007) oder auch die Aufwände des Recyclings auf einer theoretischen Ebene zu quantifizieren (Gutowski und Dahmus 2005; Gutowski 2011, 2008; Spangenberg 2000; Vidal 2018). Meist wird dabei die statistische Entropie oder auch informationstheoretische Shannon Entropie der sekundären Quellen bestimmt und damit direkt auf die Recyclingfähigkeit bzw. die minimal notwendige Arbeit für ein Recycling geschlossen. Solche Ansätze können allerdings nur zur groben Orientierung verwendet werden, für die sie auch gedacht sind.

Göbbling-Reisemann schlägt eine weitaus umfangreichere Methode vor, indem er die Entropieänderung eines Systems verwendet, um dessen Ressourcennutzung zu beschreiben. Die Entropie wird hier für jeden realen Input- und Outputstrom bestimmt. Die Anwendungsbeispiele, die er aufführt, sind die primäre und sekundäre Kupferproduktion. Über die Entropie schafft er so Vergleichbarkeit der Ressourcennutzung und damit der Aufwände beider Metallgewinnungsvarianten anhand einer aggregierten Größe. Neben den Aufwänden der Gewinnungsprozesse, also der positiven Ressourcennutzung und den entstehenden Abfällen und Emissionen, kann so auch die Ressourcenbereitstellung bzw. die negative Ressourcennutzung erfasst werden (Göbbling 2001; Göbbling-Reisemann 2006, 2008).

Weitaus verbreiteter als die Entropie ist bei der Bewertung von Ressourcennutzung und -systemen die Exergie. Ihre ursprüngliche Nutzung ist die Analyse thermischer und chemischer Prozesse, mit dem Ziel der Identifikation von Ineffizienzen. Mittlerweile finden Exergieanalysen vermehrt im Kontext der Ressourcen- und Umweltnutzung Anwendung (Dewulf et al. 2008; Finnveden et al. 2016) und sind insbesondere bei der Analyse von Metallerzeugungsprozessen weit verbreitet (Ayres et al. 2003; Ayres et al. 2006; Abadías Llamas et al. 2019; Domínguez et al. 2013; Khoo et al. 2017; Ignatenko et al. 2007). Ebenso wie die Entropie ermöglicht auch die Exergie eine Bewertung von Systemen anhand einer aggregierten Größe und schafft somit Vergleichbarkeit. Dabei werden für alle realen Inputs und Outputs des Systems die Exergiewerte⁴ errechnet – also im Grunde die minimale Exergie, die theoretisch notwendig war, um den entsprechenden Stoff zu produzieren. Basierend auf diesen Daten können dann Ineffizienzen und mögliche Verbesserungspotenziale aufgedeckt werden, indem die tatsächlichen Exergieinputs ins Verhältnis zu dem theoretisch notwendigen Minimum an Exergie (z. B.

⁴Bei Metallgewinnungsprozessen bzw. der Bewertung des Ressourcenverbrauchs ist die chemische Exergie zentral. Das ist die inhärente Exergie eines Stoffes bzw. die Exergie, die minimal notwendig war, um den Stoff aus einer definierten Referenzumgebung zu gewinnen.

Differenz der Exergie des Erzes (Input) und des raffinierten Metalls (Output)) gesetzt werden (Abadías Llamas et al. 2019; Ayres et al. 2006; Boryczko et al. 2014)

Exergie- und Entropieanalysen sind eng verwandte Konzepte, die beide eine vollaggregierte Bewertung von sekundären und primären Metallgewinnungsprozessen ermöglichen, d. h. eine Quantifizierung von energetischen und gleichermaßen nicht-energetischen Stoffen sowie aller In- und Outputs anhand einer physikalischen Größe. Beide Ansätze sind daher bestens geeignet, um Bewertungen der Effizienz von Systemen vorzunehmen und darauf aufbauend Verbesserungspotenziale zu identifizieren. Dass Entropie und Exergie auch ein Maß für die Qualität⁵ der In- und Outputs sind, kann insbesondere beim Recycling von Metallen hilfreich sein – wenn z. B. die Qualität bei Aluminium oder Magnesium durch die Anreicherung von Verunreinigungen im metallurgischen Recycling sinkt (siehe Abschnitt 2.2).

Doch wie steht es um die ökologische Bewertung der Aufwände bzw. der Quantifizierung der Umweltbelastungen anhand der Exergie und Entropie? Insbesondere die Verwendung der Exergie als Indikator der ökologischen Bewertung wird von zahlreichen Forschern befürwortet (Ayres et al. 2006; Dewulf et al. 2008; Rosen 2002; Rosen et al. 2008). Die Argumente, die dafürsprechen, sind jedoch sehr theoretischer Natur, sodass die Exergie maximal eine grobe Annäherung, keinesfalls aber ein Indikator mit empirischer Qualität sein kann. So treffen u. a. Ayres et al. (2006) die Aussage, dass die Exergie der Emissions- bzw. Abfallströme eines Systems dessen generelle Umweltbelastung indiziert. Denn je höher die Exergien dieser Ströme, desto weiter sind sie vom Gleichgewichtszustand der natürlichen Umwelt (Referenzsystem) entfernt und desto höher ist die Tendenz der chemischen Reaktionen in der Atmosphäre oder Gewässern, die zu Umweltschäden führen können. In diesem Zusammenhang wird auch von der Schaffung von Chaos und der Zerstörung der Ordnung natürlicher Systeme gesprochen (Rosen 2002; Rosen et al. 2008) – es handelt sich also um sehr theoretische Überlegungen. Gößling-Reisemann – ein wesentlicher Vertreter der Entropieanalyse – verweist ebenso im Falle der Entropie darauf, dass sie im besten Falle nur eine grobe Abschätzung der tatsächlichen Umweltwirkungen liefern kann (Gößling-Reisemann 2006, 2008).

Exergie- und Entropieansätze sind mächtige, umfangreiche und vielseitig einsetzbare Methoden und prädestiniert, um die Ressourcennutzung von Systemen wie auch die Qualität der Ressourcen quantitativ zu bewerten. Der wesentliche

⁵Hohe Exergie respektive geringe Entropie bedeuten eine hohe Qualität der Stoffe und vice versa.

Mehrwert beider Methoden ist dabei die Bewertung der technischen Effizienz der Systeme⁶ und damit der Identifikation von Verbesserungspotenzialen. Gleichzeitig sind sie aber auch hochkomplex, sehr aufwändig und insbesondere für Nicht-Spezialisten schwer zu verstehen und zu interpretieren (Craig 2001; Domínguez et al. 2013). Die hohe Komplexität und der hohe Abstraktionsgrad der beiden Ansätze sind u. a. auch darauf zurückzuführen, dass die Entropie und Exergie nicht einfach gemessen werden können, sondern basierend auf den entsprechenden thermodynamischen Grundlagen und Daten aufwändig berechnet werden müssen. Bei der Berechnung der Exergie ist zudem die Festlegung von Referenzumgebungen und Referenzsubstanzen notwendig. Hier werden noch unterschiedlichste Methoden und Meinungen verfolgt (Gaudreau et al. 2012) die zu unterschiedlichen Ergebnissen führen (Brammer 2012). Die Anwendung der Exergie im Kontext der Umwelt- und Ressourcennutzung ist also noch nicht vollkommen konsistent und somit mit gewissen Unsicherheiten verbunden. Zudem ist die Bewertung der Umweltbelastungen anhand der thermodynamischen Größen Entropie und Exergie im besten Falle nur eine grobe und unspezifische Abschätzung.

Wesentlich praktischer, handhabbarer, greifbarer und zudem einfach messbar, um die Aufwände von sekundären und primären Metallgewinnungsprozessen einheitlich zu quantifizieren, ist die Energie. Würde man nur die reinen Energieaufwände eines Prozesses erfassen, so blieben nicht-energetische Inputs wie z. B. chemische Substanzen, die für hydrometallurgische Prozesse benötigt werden, unberücksichtigt. Der kumulierte Energieaufwand (KEA)⁷ hingegen ermöglicht auch eine Quantifizierung dieser nicht-energetischen Stoffe, indem er alle Energieaufwände, die notwendig sind, um Stoffe zu produzieren, mitberücksichtigt. Er ist demnach definiert als *„[...] die Summe der primärenergetisch bewerteten Energieaufwendungen [...], die sich bei der Herstellung selbst sowie bei der Gewinnung, Verarbeitung, Herstellung und Entsorgung der Fertigungs-, Hilfs- und Betriebsstoffe und Betriebsmittel einschließlich der Transportaufwendungen für einen Gegenstand oder eine Dienstleistung ergeben.“* (VDI 2012) Jeder Inputstoff hat also einen *Energierucksack*, der die Aufwände seiner Herstellung beinhaltet. Das gilt auch für die energetischen Stoffe, die zusätzlich noch mit ihrem inhärenten Energiegehalt bewertet werden. Die VDI-Norm definiert diesen inhärenten Energiegehalt – sofern er (noch) nicht energetisch eingesetzt wurde – als kumulierten nicht energetischen Aufwand (KNA), der Teil des oben definierten KEA ist. Bei Prozessen bzw. Systemen, die stark durch Energieinputs bestimmt sind – wie es bei den

⁶Wird häufig auch als Ressourceneffizienz oder Exergieeffizienz bezeichnet.

⁷Kumulierter Energieaufwand der Herstellung nach VDI-Norm 4600 (VDI 2012)

sekundären und primären Metallgewinnungsprozessen der Fall ist (UNEP 2013a) – unterscheiden sich der KEA und die Exergie daher kaum (Domínguez et al. 2013).

Der KEA ist somit ebenfalls ein geeigneter Indikator, um die inputseitigen Aufwände zu quantifizieren. Wesentlicher Nachteil des KEA im Vergleich zu der Entropie und Exergie ist, dass über ihn die Outputströme nicht direkt bewertet werden können. Dazu gehören outputseitige Aufwände, wie z. B. Tailings, die beim Bergbau anfallen, und eben auch die gewonnenen bzw. rückgewonnenen Metalle. Die Qualität der Metalle zu erfassen, kann, wie oben erläutert, durchaus hilfreich sein. So ist sie entscheidend dafür, ob überhaupt Primärmetall substituiert werden kann bzw. ob das Sekundärmetall mit Primärmetall verdünnt werden muss, um die benötigte Qualität zu erzielen (siehe Abschnitt 2.2). Der zusätzliche Aufwand durch die Zugabe von Primärmetall kann wiederum über den KEA erfasst werden. Ähnlich verhält es sich bei den outputseitigen Aufwänden – sie zu minimieren bzw. nachträglich zu behandeln, ist ebenfalls unmittelbar mit energetischen Aufwänden verbunden (für das Beispiel Tailings siehe Reid et al. 2009; Song et al. 2017). Der KEA kann also prozessspezifische Outputströme nicht direkt, aber durchaus indirekt bewerten – und das anhand realer Werte.

Insbesondere in Punkto Quantifizieren von Umweltbelastungen ist der KEA ein valider Indikator (Huijbregts et al. 2010). Das ist darauf zurückzuführen, dass der KEA unmittelbar die realen Energiebedarfe wiedergibt und diese wiederum maßgeblich die Emissionen der Metallgewinnungsprozesse bestimmen (UNEP 2013a). Alle Umweltwirkungen vollumfänglich und präzise zu erfassen, kann der KEA selbstverständlich nicht leisten. Insbesondere für die THGE, gemessen in CO₂eq, ist der KEA jedoch ein überaus geeigneter Indikator (Huijbregts et al. 2006; Ciacci et al. 2016). Das zeigt u. a. die in Abbildung 3.5 dargestellte Korrelationsanalyse der Werte für den KEA und der THGE einiger sekundärer und primärer Metallgewinnungsprozesse der Ökobilanz-Datenbank ecoinvent.

Die Reduktion der THGE ist von entscheidender Bedeutung im globalen Umweltschutz und unterliegt zu Recht ambitionierten politischen Zielen (u. a. EC 2009; Bundesregierung 2010) und noch ambitionierteren Forderungen (IPCC 2018), denn der Klimawandel ist eine der Belastungsgrenzen der Erde (sogenannte *planetare Grenzen*), die bereits überschritten wurden (Rockström et al. 2009; Steffen et al. 2015). Nach Steffen et al. (2015) kommt dem Klimawandel als Kerngrenze eine besondere Bedeutung zu, denn dessen wesentliche und langfristige Überschreitung würde das Erdsystem durch enorme Schädigungen des ökologischen Systems in ein neues irreversibles und von Instabilitäten der Umwelt geprägtes erdgeschichtliches Zeitalter führen. Selbst mit der Anpassung der Klimaschutzziele des Pariser Abkommens von einem 2 °C auf ein 1,5 °C-Ziel,

kann nicht ausgeschlossen werden, dass das Erdsystem kippt (Steffen et al. 2018). Der Klimaschutz ist also mit höchster Priorität zu verfolgen. Dennoch dürfen die zahlreichen weiteren ökologischen und auch sozialen Belastungen, die insbesondere im Bergbau existieren, nicht außer Acht gelassen werden. Hierzu gibt es auch mehrere Forschungsprojekte. Dabei sind insbesondere die ÖkoRes Studien des Umweltbundesamtes zu nennen (Dehoust et al. 2017). Eine erste Sondierung der Umweltbelastungen anhand der THGE, die als *Leitwährung des Umweltschutzes* verstanden werden können, ist durchaus sinnvoll. Ob etwaige Zielkonflikte in nennenswertem Umfang mit weiteren ökologischen und sozialen Faktoren bestehen, sollte im Einzelfall geprüft werden.

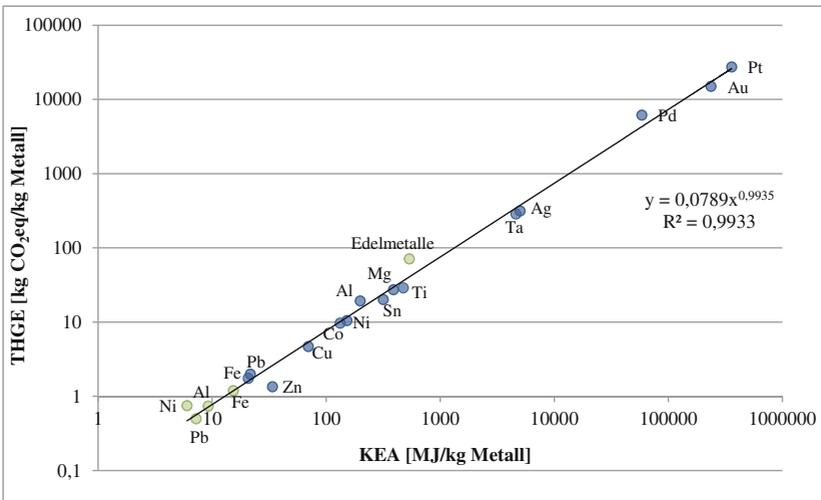


Abbildung 3.5 Korrelationsanalyse des KEA und THGE der sekundären und primären Metallgewinnung (Grüne Datenpunkte stehen für die sekundäre Metallgewinnung, blaue Datenpunkte stehen für die primäre Metallgewinnung; Daten nach der ecoinvent-Datenbank)

Metallgewinnungsprozesse anhand der dafür notwendigen Energie bzw. dem KEA als Indikator zu bewerten, ermöglicht also eine vollaggregierte Bewertung der Aufwände und spiegelt zudem zahlreiche Umweltwirkungen – insbesondere die THGE – wider. Die stark theoretischen Ansätze der Entropie und Exergie sind zwar weitaus umfangreicher und ermöglichen u. a. Effizienzbewertungen, sie sind jedoch auch sehr viel komplexer, was sie schwer verständlich macht

und ihre Akzeptanz, insbesondere bei politischen Entscheidungsträgern, schmälert. Der KEA ist damit der Indikator der Wahl, um die primäre und sekundäre Metallgewinnung zu bewerten und zu vergleichen.

3.3 Empfehlung der Zielausrichtung

Wie gezeigt, ist die Bereitstellung von Metallen kein Mengenproblem, sondern ein Konzentrations- bzw. Aufwandsproblem, das wiederum auf den Energieeinsatz bzw. KEA reduziert werden kann. Die Konzentrationen der primären und sekundären Quellen (siehe Abschnitt 3.1.2 Abbildung 3.3) lassen darauf schließen, dass bei beiden Gewinnungsmöglichkeiten der Energieeinsatz sehr hoch ausfallen kann. Insbesondere bei dissipativ verteilten Metallen würde der Energiebedarf eines Recyclings theoretisch gegen unendlich tendieren (Moreau et al. 2017). Aktuell wird der globale Energieeinsatz noch überwiegend aus fossilen Energieträgern bereitgestellt und ist damit für einen Großteil der mit der Metallbereitstellung verbundenen Umweltwirkungen verantwortlich. An erster Stelle sind hier die CO₂eq Emissionen zu nennen – siehe hierzu auch das vorangestellte Abschnitt 3.2.

An diesem Punkt könnte man argumentieren, dass dieses Problem der Umweltbelastungen, die aus den Energieverbräuchen resultieren, mit einer vollbrachten Energiewende obsolet geworden sein wird. Optimistische Studien kommen zu dem Ergebnis, dass es theoretisch technisch und wirtschaftlich möglich wäre, eine vollständige Energieversorgung durch Erneuerbare Energien bis 2050 in Deutschland (Henning und Palzer 2012; Hansen et al. 2019) und auch global zu erreichen (Teske et al. 2015). Realistische Szenarien weisen zwar darauf hin, dass die Erneuerbaren Energien weiterhin stark ausgebaut werden, eine vollständige erneuerbare Energieversorgung auf globaler Ebene jedoch nicht in naher Zukunft erreicht werden wird (IEA 2016). Zum anderen benötigen Erneuerbare Energien wesentlich mehr Metalle (insbesondere Technologiemetalle und als kritisch eingestufte Metalle) pro erzeugte Energieeinheit als die konventionelle Energieerzeugung aus fossilen Energieträgern (Kleijn et al. 2011). Die Energiebereitstellung wird also immer mit entsprechenden Aufwänden verbunden und damit ein limitierender Faktor sein. Der herausgearbeitete Zusammenhang zwischen Energie und Rohstoffen – der *Rohstoff-Energie-Nexus* – existiert also auch in umgekehrter Richtung.

Die Zielausrichtung des Recyclings, als zentrale Strategie der CE, sollte also anhand der Energiebedarfe bzw. des KEA erfolgen. Recycling sollte nur

dann praktiziert werden, wenn es im Vergleich zur primären Gewinnung energetisch vorteilhaft ist. Die damit verbundenen Umweltbelastungen, insbesondere die CO₂eq-Emissionen, sind dabei von entscheidender Bedeutung. Denn nur durch diese Zielausrichtung kann Recycling dazu beitragen, dass die viel geforderte Entkopplung der Wirtschaftsleistung und der Rohstoffbereitstellung von den Umweltwirkungen erreicht werden kann. Nur auf diesem Wege kann Klimaschutz betrieben und das definierte Ziel der CE, eine nachhaltige Entwicklung zu unterstützen, realisiert werden (UNEP 2011a).

Ein wesentlicher Vorteil des Recyclings, der in der bisherigen Ausarbeitung noch keine Beachtung erfahren hat, ist die Vermeidung von Abfall bzw. die Vermeidung von Deponierung.⁸ Dieser Aspekt spielt jedoch eine nur untergeordnete Rolle. So unterliegen die Umweltbelastungen, die in Verbindung mit der Deponierung stehen, größenordnungsmäßig bei weitem den Umweltbelastungen der Gewinnungsprozesse, insbesondere bei modernen Deponierungsbedingungen (UNEP 2010).

Recycling und CE werden zudem positive Auswirkungen auf die Wirtschaftsleistung und die Schaffung von Arbeitsplätzen zugesprochen (Kalmykova et al. 2018). Diese Faktoren sind selbstverständlich positiv zu bewerten, allerdings im Vergleich zum Klimaschutz nicht zu priorisieren und sollten daher der vorgeschlagenen Zielausrichtung anhand des Energieindicators untergeordnet sein.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



⁸Die thermische Verwertung ist eine noch vor der Deponierung priorisierte Methode der Abfallbehandlung, trifft allerdings nicht auf Metalle zu.



In diesem Kapitel ist das methodische Vorgehen beschrieben, anhand dessen die eingangs formulierten Forschungsfragen (1), (2) und (3) beantwortet sind. Nach der Definition des Untersuchungsrahmens und der Systemgrenzen (Abschnitt 4.1) sind die theoretischen Grundlagen der Modellbildung der Recyclingsysteme erläutert (Abschnitt 4.2). Für diese Modelle sind umfangreiche Datengrundlagen notwendig. Wie diese Daten ermittelt sind und wie in diesem Zusammenhang mit Unsicherheiten und Allokationsproblematiken umgegangen wird, ist in Abschnitt 4.3 behandelt. Um die zentrale Forschungsfrage (3) der Arbeit zu beantworten – bis zu welcher EoL-RQ Recycling praktiziert werden sollte – ist abschließend eine Optimierungsmethode ausgewählt und ausführlich beschrieben (Abschnitt 4.3.5).

4.1 Untersuchungsrahmen und Systemgrenzen

Ein wesentliches Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die sekundäre Produktion, also das Recycling von Metallen aus den verfügbaren sekundären Quellen, anhand der damit verbundenen KEA zu bewerten (Forschungsfrage (1)). Die sekundären Quellen sind dabei ab dem Ort ihres Anfallens betrachtet. Einbezogen sind damit z. B. auch Elektroaltgeräte, die nicht in eine dafür vorgesehene Sammlung gehen, sondern über den Hausmüll entsorgt werden und damit erst in der Verbrennungsasche der Siedlungsabfälle als entsprechende sekundäre Quelle anfallen. Der Untersuchungsrahmen ist auf Deutschland und ein Jahr festgelegt. D. h. für

Elektronisches Zusatzmaterial Die elektronische Version dieses Kapitels enthält Zusatzmaterial, das berechtigten Benutzern zur Verfügung steht
https://doi.org/10.1007/978-3-658-32924-2_4

die Berechnung der EoL-RQ sind alle sekundären Quellen berücksichtigt, die innerhalb eines Jahres in Deutschland anfallen und demnach für ein potenzielles Recycling zur Verfügung stehen. Deutschland ist ausgewählt, da hier aufgrund der etablierten Recyclinginfrastruktur mit modernsten Recyclingtechniken eine gute und umfangreiche Datengrundlage existiert. Zudem werden durch diese existierende Recyclinginfrastruktur hohe Recyclingquoten erzielt, die Deutschland zu einem der führenden Recyclingländer und damit zu einem *best-estimate Szenario* machen (EEB 2017). Für eine vollumfängliche Analyse müssen alle für ein Recycling relevanten Prozessschritte berücksichtigt werden. Die Untersuchung beginnt somit bei der Sammlung der sekundären Quellen und endet mit der metallurgischen Raffination zum reinen Metall; analog zum typischen Recyclingverfahren nach Abbildung 2.3.

Da die Untersuchungen auf realen Daten basieren, also den tatsächlich benötigten Energiebedarfen, Hilfs- und Betriebsstoffen etc. können nur Recyclingverfahren betrachtet werden, die im Industrie- oder Forschungsmaßstab existieren. Gibt es für das Recycling eines Metalls aus einer sekundären Quelle bis dato kein Recyclingverfahren, kann diese sekundäre Quelle also nicht in die Untersuchung mit einbezogen werden. Mögliche Erhöhungen der sekundärquellenspezifischen EoL-RQ sind ebenfalls nicht Bestandteil der Untersuchung. Um hierfür möglichst reale Daten generieren zu können, würden umfangreiche technische Modelle für jede spezifische sekundäre Quelle benötigt – siehe u. a. Reuter et al. (2018) und Reuter et al. (2015). Generische Ansätze wie sie u. a. von Gutowski et al. (2007), Gutowski (2011) oder Vidal (2018) vorgeschlagen sind, erfassen nur das theoretische Aufwandsminimum (Exergie bzw. Entropie) und vernachlässigen zahlreiche Faktoren wie technische Wirkungsgrade oder Materialverluste aufgrund von Prozessineffizienzen, die für die Erfassung realer Daten unabdingbar sind.

Die KEA des Metallrecyclings sind anhand von Modellen der Recyclingsysteme ermittelt. Die Modellierung erfolgt in der Software Umberto LCA+[®]. Die Recyclingsystemmodelle sind parametrisiert, um die Berechnung von Szenarien zu ermöglichen (Forschungsfrage (2)). Genauere Informationen hierzu können den nachfolgenden Abschnitten entnommen werden.

Ein weiteres, darauf aufbauendes Ziel dieser Arbeit ist die Bestimmung energetisch optimaler EoL-RQ der beispielhaften Metalle Kupfer, Tantal und Kobalt (Forschungsfrage (3)). Der dafür verwendete Optimierungsansatz basiert auf dem

Vergleich der KEA des Recyclings mit dem KEA der Primärproduktion. Um vollständige Vergleichbarkeit der beiden Produktionsmöglichkeiten zu gewährleisten, ist die Definition einer funktionellen Einheit¹ notwendig:

Bereitstellung 1 kg reines Metall (>99 %) aus sekundären bzw. primären Quellen.

Der Untersuchungsrahmen der Primärproduktion von Metallen setzt, analog zur sekundären Produktion, am frühestmöglichen Zeitpunkt an – der Gewinnung von Erzen aus Minen (primäre Quellen) und endet mit dem raffinierten Metall. Die Primärproduktion dominiert mengenmäßig die globale Metallproduktion und wird durch die weiterhin steigende Nachfrage an Metallen auch zukünftig noch eine wichtige Rolle spielen (van der Voet et al. 2019). Nationen, die keine eigenen bzw. ausreichenden Metallvorkommen im eigenen Land haben, beziehen die primären Metalle aus dem globalen primären Produktionssystem. Das zeigt beispielhaft die Kupferversorgung in Deutschland, die auf importierten Kupferkonzentraten aus zahlreichen Ländern basiert (Dorner et al. 2013b). Ändert sich nun die inländische Recyclingquote ist unklar, welche primären Quellen durch die Änderungen in der Bereitstellung von Sekundärmetall substituiert bzw. aus welchen vermehrt bezogen wird. Annäherungsweise wird daher der Untersuchungsrahmen der Primärproduktion global angesetzt und dessen KEA als globaler Durchschnitt erfasst. Weitere Ausführungen hierzu können Abschnitt 4.4.1 entnommen werden. Abbildung 4.1 fasst die wichtigsten Informationen dieses Abschnitts zusammen.

4.2 Modellbildung

In Kapitel 3 ist erläutert, dass der KEA der Indikator der Wahl ist, um das Rohstoffsystem primär sowie sekundärseitig zu bewerten und zu vergleichen. Die primäre Produktion zahlreicher Metalle ist weitestgehend über Ökobilanz-Datenbanken wie ecoinvent oder GaBi abgedeckt. Hier kann also auf eine umfangreiche Datenlage zurückgegriffen werden. Die sekundäre Produktion ist hingegen kaum erfasst und gestaltet sich als sehr komplex, da unterschiedlichste sekundäre Quellen, mit teils sehr unterschiedlichen Material- bzw. Metallkombinationen und -konzentrationen, als Inputs dienen (siehe hier auch Abschnitt 1.1.2 und Abbildung 3.3). Die unterschiedlichen sekundären Quellen benötigen teils

¹Die funktionelle Einheit gibt in der Ökobilanzierung den Nutzen des zu untersuchenden Systems an. Nähere Informationen können DIN 2009 entnommen werden.

	Primärgewinnung	Recycling
Räumlicher Bezug	global	deutschlandweit
Input	Erz in Minen	Sekundäre Quelle am Ort des Anfallens
Gewinnungsprozess	Fördern – Aufbereiten – Metallurgie	Sammeln – Aufbereiten – Metallurgie
Output	Reines Metall (>99%)	Reines Metall (>99%)
Funktionelle Einheit	Bereitstellung 1 kg reines Metall	

Abbildung 4.1 Untersuchungsrahmen und funktionelle Einheit der zu untersuchenden Systeme

unterschiedlichste Recyclingverfahren, die je nach sekundärer Quelle sehr komplex und umfangreich werden können. Über Datenbanken könnten zum einen nur Bruchteile des Gesamtsystems abgedeckt werden. Zum anderen wäre so keine Rechnung von Szenarien möglich. Es besteht somit die Notwendigkeit der Entwicklung entsprechender Modelle der Recyclingsysteme, die es ermöglichen, den KEA sowie auch weitere Umweltwirkungen (z. B. CO₂eq) der Sekundärgewinnung von Metallen differenziert zu erfassen. Die Modelle, die im Zuge der vorliegenden Arbeit erstellt sind, sind dabei so aufgebaut, dass sie für das Recycling eines Metalls aus den verfügbaren sekundären Quellen die Aufwände (in KEA oder CO₂eq) pro Masseneinheit recyceltes Metall ausgeben.

Die Modelle sind entsprechend der Zielsetzung der Arbeit jeweils auf das Recycling des spezifischen Beispielmetalls ausgerichtet. Prozesse, die das Recycling dieses Metalls nicht unterstützen, sind daher nicht modelliert. Die Modelle bestehen aus Foreground- und Backgroundprozessen. Erstere sind die Prozesse, die direkt am Recycling beteiligt sind. Das schließt u. a. Sammel- und Transportprozesse sowie alle Prozesse der manuellen, mechanischen und metallurgischen Aufbereitung ein. Diese Prozesse sind mit Primärdaten erstellt, deren Erhebung bzw. Simulation im nachfolgenden Abschnitt 4.3 erläutert ist. Als Backgroundprozesse werden alle Prozesse bezeichnet, die den Foregroundprozessen vorgeschaltet sind. Ein Beispiel hierfür ist die Stromerzeugung und alle ihr vorgelagerten Prozesse. Die entsprechende Datengrundlage ist der Datenbank ecoinvent entnommen.

Neben den reinen prozessspezifischen Daten der Foregroundprozesse, wie Energiebedarfe oder Massen an benötigten Hilfs- und Betriebsstoffen, sind noch weitere prozessspezifische Parameter notwendig, die für jeden Prozess j ($j = 1, 2, \dots, m$) und für jede sekundäre Quelle x_i ($i = 1, 2, \dots, n$) differenziert ermittelt werden müssen:

- Inputkonzentrationen $\omega(x_i)_j$
- Konzentrationserhöhung $\eta(x_i)_j$
- Prozess- bzw. Recyclingeffizienzen $RE(x_i)_j$
- Allokationsfaktoren des Zielmetalls $A(x_i)_j$

Die Inputkonzentrationen $\omega(x_i)_j$ des Zielmetalls bestimmen entscheidend den notwendigen Durchsatz und damit auch den Aufwand der Prozesse, um eine Masseneinheit des Zielmetalls zu recyceln. Dieser Effekt ist bereits aus der primären Gewinnung von Metallen bekannt. Mit sinkendem Erzgehalt folgt der Aufwand für eine Masseneinheit gewonnenes Metall einem Potenzwachstum (Norgate und Jahanshahi 2010). Die Konzentrationserhöhung $\eta(x_i)_j$ des Zielmetalls, die durch einen Recyclingprozess j erzielt wird, bestimmt die Outputkonzentration, die wiederum die Inputkonzentration $\omega(x_i)_{j+1}$ des nachfolgenden Prozesses $j + 1$ ist:

$$\omega(x_i)_j \cdot \eta(x_i)_j = \omega(x_i)_{j+1} \quad (4.1)$$

Aufbereitungsprozesse die einer Aufkonzentration des Zielmetalls dienen – ob mechanisch (van Schaik et al. 2004) oder metallurgisch (Castro et al. 2004) – unterliegen grundsätzlich gewissen Ineffizienzen und damit Metallverlusten (siehe

auch Abschnitt 2.2). In den Modellen sind diese Metallverluste durch Recyclingeffizienzen $RE(x_i)_j$ der jeweiligen Prozesse j und sekundären Quellen x_i erfasst. Verluste des Zielmetalls führen dazu, dass größere Inputmengen benötigt werden, um eine Masseneinheit des Zielmetalls zu recyceln. Das bedeutet wiederum einen höheren Aufwand des spezifischen Prozesses pro Masseneinheit ausgebrachten Zielmetalls. Je später die Verluste in der Recyclingkette entstehen, d. h. je näher sie am recycelten Zielmetall anfallen, desto höher sind die Auswirkungen auf den Gesamtaufwand, da alle vorherigen Prozesse ebenfalls größere Inputmengen durchsetzen müssen. Die Metallverluste haben also in den vorherigen Prozessen bereits eine gewisse Wertschöpfung erfahren, die mit entsprechenden Aufwänden verbunden war. Diese Aufwände erhöhen den Gesamtaufwand, ohne den Output an recyceltem Metall zu erhöhen. Der Gesamtaufwand pro Masseneinheit recyceltes Metall wird also ebenfalls entsprechend erhöht. Hier gibt es entsprechende Analogien zur Methode der Materialflusskostenrechnung (DIN 2011).

Da das Recycling von sekundären Quellen jedoch meist nicht auf nur ein Zielmetall beschränkt ist, sondern das Recycling von mehreren Metallen bzw. Materialien ermöglicht, müssen die Aufwände entsprechend zugerechnet werden. Hierfür sind Allokationsfaktoren $A(x_i)_j$ für das Zielmetall notwendig. Um diese Allokationsfaktoren ermitteln zu können, müssen die oben angesprochenen Parameter nicht nur für das Zielmetall, sondern auch für alle weiteren Materialien bestimmt werden, die in den Prozessen recycelt werden, bzw. deren Recycling durch die Prozesse begünstigt wird. Wie diese Allokationsfaktoren gebildet werden, ist in Abschnitt 4.3.4 beschrieben.

Die reinen Prozessinputdaten (Energiebedarfe, Hilfs- und Betriebsstoffe) pro Masseneinheit Durchsatz sind nachfolgend als $KEAD(x_i)_j$ zusammengefasst. Wie oben erläutert, skalieren die Parameter $\omega(x_i)_j$ und $RE(x_i)_j$ die $KEAD(x_i)_j$ auf jeweils eine Masseneinheit des recycelten Zielmetalls. In Abbildung 4.2 sind die oben genannten Zusammenhänge und Funktionsweisen der Prozessparameter für ein Recyclingsystem mit $m = 2$ Prozessen veranschaulicht. Die resultierenden Gesamtaufwände der Prozesse pro Masseneinheit recyceltes Zielmetall am Ende der Recyclingkette (hier Output Prozess II) sind als $KEAS(x_i)_j$ definiert.

Der Gesamtaufwand des Recyclings eines Zielmetalls aus einer sekundären Quelle x_i , nachfolgend als $KEAS(x_i)$ definiert, ist die Summe der Aufwände aller m Prozesse. Im obigen Beispiel ist der Gesamtaufwand $KEAS(x_i) = KEAS(x_i)_I + KEAS(x_i)_{II}$. Die allgemeine Definition ist wie folgt (Gleichung (4.2)):

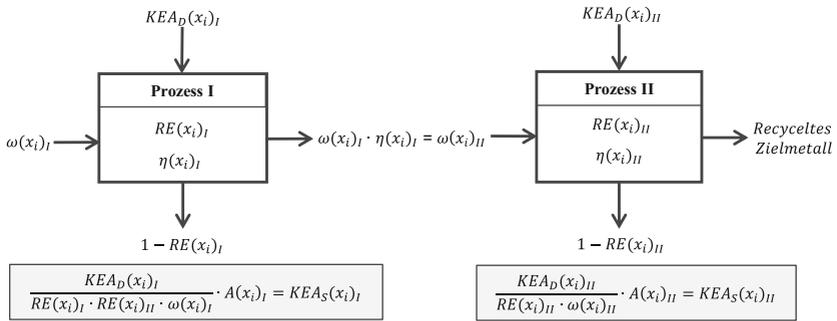


Abbildung 4.2 Parametrisiertes Recyclingverfahren mit 2 Prozessen

$$KEAS(x_i) = \sum_{j=1}^m \frac{KEAD(x_i)_j}{\omega(x_i)_j \cdot \prod_{j=1}^m RE(x_i)_j} \cdot A(x_i)_j \quad (4.2)$$

4.3 Vorgehen der Datenermittlung

Um umfassende metallspezifische Recyclingmodelle bilden zu können, ist eine umfangreiche Datengrundlage notwendig, die alle erforderlichen Prozesse abdeckt. Die Wegstrecken der Sammel- und Transportlogistik sind über Simulationen ermittelt. Die Erläuterung hierzu ist in Abschnitt 4.3.1 gegeben. Abschnitt 4.3.2 beinhaltet Informationen über die Ermittlung der Prozessparameter und prozessspezifischen Inputs (Energiebedarfe, Hilfs- und Betriebsstoffe) der mechanischen und metallurgischen Aufbereitungsprozesse. Der Umgang mit eventuellen Datenunsicherheiten und der Allokationsproblematik ist in den Abschnitten 4.3.3 und 4.3.4 behandelt. Für die Ermittlung der energetisch optimalen EoL-RQ sind zudem Massenbilanzen notwendig, die Auskunft darüber geben, welche Massen eines Metalls in welchen sekundären Quellen zur Verfügung stehen und welche Anteile daraus rückgewonnen werden können. Informationen über das Vorgehen der Ermittlung der Massenbilanzen sind im Abschnitt 4.3.5 enthalten.

4.3.1 Datenerhebung der Transportdistanzen und Sammellogistik

Die Sammellogistik der verschiedenen sekundären Quellen und die weiterführenden Transporte der aufbereiteten Metallfraktionen und EoL-Produktkomponenten erfolgt im Wesentlichen nach den in Abbildung 4.3 aufgeführten Schritten – der Sammlung in einem Einzugsgebiet, den Transporten zu den nächstgelegenen manuellen und mechanischen Weiterbehandlungs- bzw. Aufbereitungsanlagen und dem Transport zur metallurgischen Aufbereitung. Die Anzahl der beteiligten Akteure nimmt dabei immer weiter ab (siehe auch Abbildung 2.3). Dieses Transportschema kann je nach Metall und sekundärer Quelle variieren. Darauf ist in den jeweiligen Unterkapiteln untersuchten Metalle explizit eingegangen. Als Datengrundlage dienen reale Adressen der Sammel- und Aufbereitungsstellen, die in den meisten Fällen bereits gesammelt über entsprechende Organisationen zur Verfügung gestellt sind. Fehlende Adressdaten und Informationen sind durch Umfragen, Online-Recherchen oder entsprechende Literatur ermittelt.



Abbildung 4.3 Typische Abfolge der Sammel- und Transportlogistik des Metallrecyclings

Die Simulationen der jeweiligen Transportdistanzen sind anhand der Software ArcGIS Desktop bzw. dessen Produktkomponente ArcMap des Herstellers ESRI[®] durchgeführt. Dieses Programm ermöglicht komplexe räumliche Auswertungen georeferenzierter Daten. Im Folgenden ist das methodische Vorgehen der Simulation der Transportdistanzen der in Abbildung 4.3 aufgeführten Transporte erläutert.

Es ist die grundsätzliche Annahme getroffen, dass die räumliche Verteilung der sekundären Quellen mit der Einwohnerzahl (EWZ) korreliert.² D. h. je größer die Anzahl an Einwohnern einer bestimmten Region, desto größere Massen

²Diese Annahme ist dadurch begründet, dass alle ehemaligen Produkte bzw. sekundäre Quellen unmittelbar mit menschlichem Handeln zusammenhängen. Je mehr Einwohner, desto mehr Autos, Elektrogeräte und Siedlungsabfälle. Ebenso ist die Infrastruktur – wie Bebauung und Stromversorgung – in dicht besiedelten Gebieten stärker ausgeprägt.

an sekundären Quellen fallen in diesem Bereich an. Über diesen Zusammenhang kann ein Gewichtungsfaktor (GF) abgeleitet werden. Dieser GF ist notwendig, um die Transportdistanzen, die zurückgelegt werden müssen und von Region zu Region unterschiedlich ausfallen, entsprechend ihres tatsächlichen Aufkommens an sekundären Quellen zu gewichten. So können die für Deutschland durchschnittlichen Transportdistanzen, der in Abbildung 4.3 dargestellten typischen Verfahrensschritte, ermittelt werden. Ein Beispiel zur Veranschaulichung: Gäbe es nur eine Sammelstelle für Elektroaltgeräte in ganz Deutschland, so müsste aus allen Regionen diese eine Sammelstelle angefahren werden. Die unterschiedlichsten Transportdistanzen der Regionen nun gleichgewichtet für eine Mittelwertbildung zu nutzen, um eine für Deutschland durchschnittliche Transportdistanz zu bestimmen, wäre sehr ungenau. Denn die Aufkommen sind von Region zu Region unterschiedlich, d. h. das unterschiedliche Mengen transportiert werden müssen, was der oben erläuterten Gewichtung bedarf.

Anhand des ersten Transportprozesses – der Sammlung – ist eine Gewichtung über die EWZ auf Kreisebene vorgenommen. Diese ist die kleinstmögliche räumliche Einteilung, für die ausreichende Daten zur Verfügung stehen und Deutschland vollumfänglich erfasst. Abbildung 4.4 zeigt die Einteilung nach Kreisebenen sowie die entsprechenden Einwohnerzahlen. An diesem Punkt ist unterstellt, dass die Sammlung der sekundären Quellen immer bei der nächstgelegenen Sammelstelle erfolgt. Jede Sammelstelle hat also ein Einzugsgebiet, aus dem die sekundären Quellen angeliefert werden. Für jedes Einzugsgebiet kann eine durchschnittliche Transportdistanz errechnet werden. Die durchschnittlichen Transportdistanzen müssen entsprechend gewichtet werden, was über die EWZ des Kreisgebietes vorgenommen ist, in dem die Sammelstelle liegt. Befindet sich nur eine Sammelstelle in einem Kreisgebiet a (mit $a = 1, 2, \dots, h$), so entspricht die EWZ des Kreisgebietes dividiert durch die EWZ Deutschlands dem GF. Sind mehrere Sammelstellen in einem Kreisgebiet a vorhanden, so muss zudem durch die Anzahl der Sammelstellen im Kreisgebiet a geteilt werden, um den GF der einzelnen Sammelstellen des Kreises a zu erhalten. Siehe hierzu auch Gleichung (4.3). Dass in einem Kreisgebiet keine Sammelstelle lokalisiert ist und damit nicht in die Betrachtung miteingeht, kann nahezu ausgeschlossen werden, da in Deutschland knapp 300 Kreise aber für die meisten sekundären Quellen, die in eine dezentrale Sammlung gehen, weit über 5.000 Sammelstellen existieren.

$$GF_{\text{Sammelstelle in Kreis } a} = \frac{EWZ_{\text{Kreis } a}}{EWZ_{\text{Deutschland}} \cdot \text{AnzahlSammelstellen}_{\text{in Kreis } a}} \quad (4.3)$$

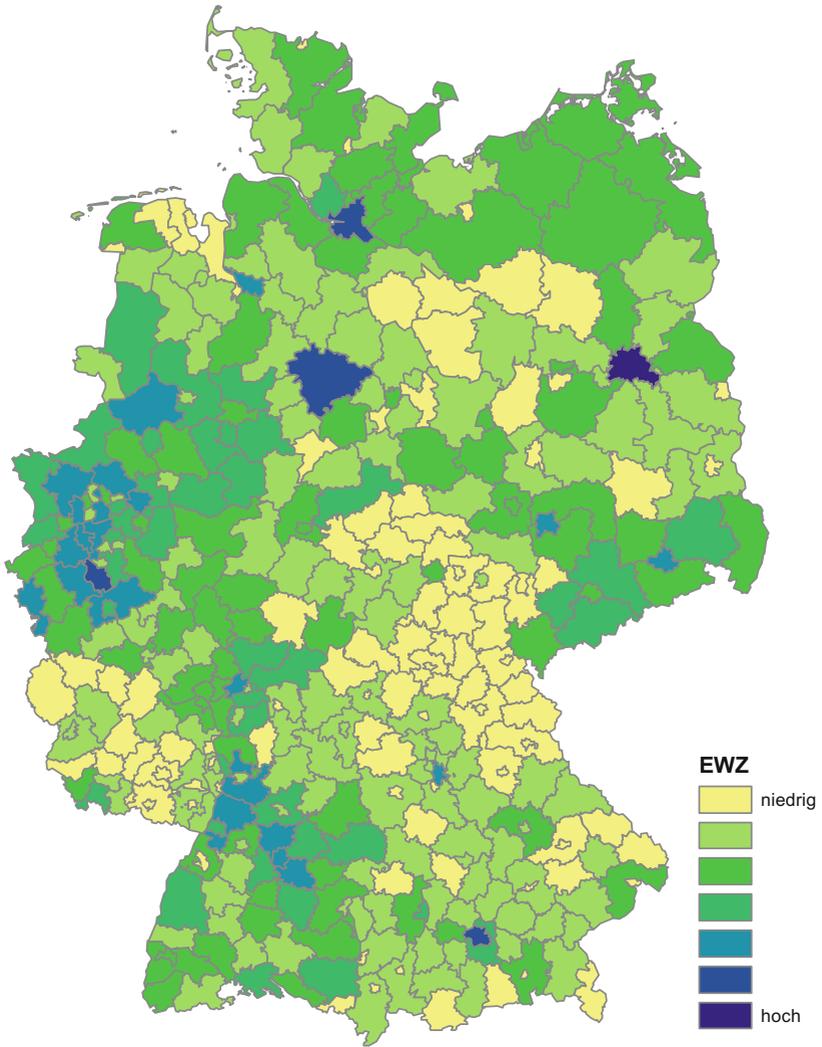


Abbildung 4.4 Einwohnerzahlen auf Kreisebene der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2014

Dieser Ansatz geht also annäherungsweise von einer gleichen Aufteilung der sekundären Quellen auf die verschiedenen Sammelstellen innerhalb eines Kreisgebiets a (mit $a = 1, 2, \dots, h$) aus. Durch Gleichung (4.3) sind Mehrfachzählungen der EWZ ausgeschlossen, sodass Gleichung (4.4) gilt:

$$\sum_{a=1}^h (GF_{\text{Sammelstelle Kreis } a} \cdot \text{Anzahl Sammelstelle in Kreis } a) = 1 \quad (4.4)$$

Die GF der Sammlung sind mit Gleichung (4.3) eindeutig definiert. Alle weiteren Transporte, wie in Abbildung 4.3 dargestellt, benötigen ebenfalls GF. Hier muss berücksichtigt werden, dass die Aufbereitungsanlagen aus verschiedenen Sammelstellen beliefert werden. Dasselbe gilt auch für alle weiteren Transporte. Somit müssen die jeweiligen GF der beteiligten Vortransporte aufsummiert werden, um einen neuen GF zu erhalten. Hierfür ist der oben hergeleitete GF der Sammelstellen als GF I und damit als Ausgangsbasis für alle weiteren GF definiert. Die darauffolgenden GF sind jeweils als GF II bzw. III etc. bezeichnet. Abbildung 4.5 veranschaulicht beispielhaft wie sich die angepassten GF zusammensetzen. Die Punkte stellen dabei Sammel- bzw. Aufbereitungsanlagen dar, die Pfeile die entsprechenden Transportwege.

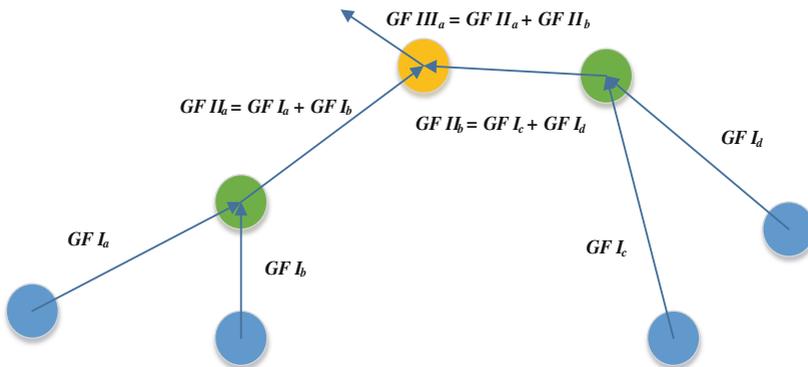


Abbildung 4.5 Beispiel zur Bestimmung der GF II und III

Um die durchschnittliche Transportdistanz der Sammlung einer sekundären Quelle zu ermitteln, ist, wie oben bereits erwähnt, für jede reale Sammelstelle ein Einzugsgebiet bestimmt. In diesem Einzugsgebiet ist die Sammelstelle die

nächstgelegene für jeden darin enthaltenen Punkt. Es handelt sich also um optimale Einzugsgebiete. Abbildung 4.6 zeigt beispielhaft die Methode der optimalen Einzugsgebiete, die im mathematischen Sinne sogenannte Thiessen-Polygone darstellen.

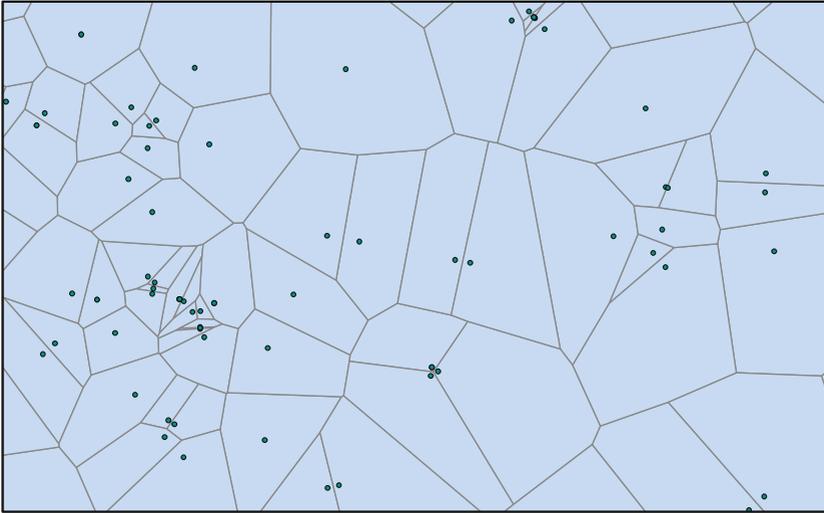


Abbildung 4.6 Beispiel für optimale Einzugsgebiete im Sinne von Thiessen Polygonen

Um die durchschnittliche Distanz aller Punkte in einem Polygon zur entsprechenden Sammelstelle zu bestimmen, können die ArcMap Werkzeuge *Euklidische Allokation* und *Euklidische Abstände* verwendet werden. Über die Gewichtung mit den GF I der resultierenden Distanzen kann dann die durchschnittliche Distanz bestimmt werden, die in Deutschland zurückgelegt werden muss, um eine bestimmte sekundäre Quelle zur nächstgelegenen Sammelstelle zu transportieren.

Die Transportstrecken, die von den Sammelstellen zu den weiterführenden Aufbereitungsanlagen zurückgelegt werden, sind über das ArcMap Werkzeug *Near* bestimmt. Dadurch ist für jede Sammelstelle die nächstgelegene Weiterbehandlungsanlage ermittelt und die Transportdistanz bestimmt. Auch hier sind also wieder die kleinstmöglichen Transportdistanzen angenommen. Die Gewichtung dieser Transportdistanzen erfolgt ebenfalls über die GF I, da noch keine Kumulation der sekundären Quellen aus den unterschiedlichen Einzugsgebieten stattgefunden hat. Das gleiche Verfahren ist auch für die Distanzbestimmung

der ersten Weiterbehandlungsanlage zu einer weiteren anwendbar. In diesem Fall müssen die GF II verwendet werden, um die durchschnittliche Distanz zu bestimmen. Der finale Transport der aufbereiteten Metallfraktionen von der letzten Weiterbehandlungsanlage zur Metallurgie kann in ArcMap ebenfalls über das Werkzeug *Near* bei mehreren Standorten, bzw. das Werkzeug *Point Distance* bei einem Standort durchgeführt werden. Auch hier erfolgt wieder eine gewichtete Mittelwertbildung mit den GF III (bzw. GF II sollte es keine zweite Weiterbehandlungsanlage geben). Die oben beschriebene gewichtete Mittelwertbildung ist in Gleichung (4.5) allgemeingültig formuliert. Dabei ist \bar{D}_u das gewichtete arithmetische Mittel aller w Distanzen (mit $t = 1, 2, \dots, w$) eines Transportprozesses u .

$$\bar{D}_u = \sum_{t=1}^w D_t^u \cdot GF_t^u \quad (4.5)$$

\bar{D}_u : Gewichtetes arithmetisches Mittel der Distanzen eines Transportprozesses u

D_t^u : Distanz t des Transportprozesses u , mit $t=1,2,\dots,w$

GF_t^u : Gewichtungsfaktor der Distanz t des Transportprozesses u

Das beschriebene Verfahren der Simulation der Transportdistanzen mit dem Softwareprogramm ArcMap weist einige Unsicherheiten auf, die nachfolgend diskutiert werden. So ermittelt die Methode immer die kleinstmöglichen Transportdistanzen, d. h. die Distanzen, die mindesten zurückgelegt werden müssen, um die Metalle aus den sekundären Quellen zu recyceln. In der Realität sind die Transportwege jedoch deutlich komplexer. So ist z. B. die Verfahrenskette aus Abbildung 4.3 häufig durch zahlreiche Zwischenhändler gekennzeichnet, die Schrotte und aufbereitete Metallfraktionen in Abhängigkeit des aktuellen Weltmarktpreises kaufen oder verkaufen (Langner 2011). Zudem handeln die Aufbereitungsbetriebe die aufbereiteten Metallfraktionen nicht nach räumlichen Distanzen, sondern nach dem besten ökonomischen Angebot (Electrocycling GmbH 2017b). Ebenso ist davon auszugehen, dass die Annahme, Endkonsumenten würden bei der Entsorgung bzw. Sammlung der EoL-Produkte, wie z. B. Elektroaltgeräten, die nächstgelegene Sammelstelle anfahren und so die kürzeste Distanz wählen, nicht immer der Realität entspricht. Eine realitätsnähere Erfassung der Transportdistanzen müsste zahlreiche soziale und ökonomische Faktoren mitberücksichtigen und wäre daher nur unter enormem Aufwand möglich. Die vorgestellte Methode der optimalen Transportdistanzen kann für alle sekundären Quellen unter vertretbarem Aufwand einheitlich angewandt werden und

ermöglicht eine annäherungsweise Abbildung der in der Realität stattfindenden Transportdistanzen.

Die verwendeten Werkzeuge des Softwareprogrammes ArcMap errechnen lediglich die direkte Distanz bzw. die Luftlinie zwischen den einzelnen Punkten. Um diese Unschärfe aus den Daten zu eliminieren, ist ein Korrekturfaktor (KF) eingeführt, der über einen stichprobenartigen Vergleich der Luftliniendistanzen mit den tatsächlichen Straßenrouten ermittelt ist. Der KF beträgt 1,3018³.

Neben den Transportdistanzen (in km), die zurückgelegt werden müssen, muss zudem bekannt sein, welche Massen über diese Distanzen transportiert werden, welche Transportmittel dafür verwendet werden und welche Auslastung der Transportkapazitäten erzielt werden. Die Massen, die gesammelt und transportiert werden müssen, um eine Masseneinheit des Zielmetalls zu recyceln, berechnen sich dabei ähnlich zur in Abschnitt 4.2 beschriebenen Berechnungsmethode der Recyclingmodelle. Die Massen entsprechen dem reziproken Wert der Inputkonzentrationen, dividiert durch die Recyclingeffizienzen aller nachfolgenden Prozesse. Bei Sammlungen und Transporten, die durch Unternehmen vorgenommen werden, sind Lastkraftwagen (LKW) als Transportmittel angenommen. Da jedes Unternehmen nach der Maxime der Gewinnmaximierung operiert, kann davon ausgegangen werden, dass die Transportkapazitäten immer weitestgehend ausgelastet sind. Im Falle der Sammlung durch Endkonsumenten, also Privatpersonen, ist die Sammlung mit Personenkraftwagen (PKW) angenommen. Ein typisches Beispiel ist hier die Sammlung von Elektroaltgeräten. Die Auslastungen der Transportkapazitäten, die dabei erzielt werden, können nur schwer abgeschätzt werden, da sie vom Individualverhalten der Privatpersonen abhängen. Hinzu kommt, dass weitere Nutzen der zurückgelegten Wegstrecke existieren können, die Allokationen der Aufwände notwendig machen würden. Typische Beispiele sind z. B. Erledigungen wie Einkäufe, die durch die Privatperson im Zuge der zurückzulegenden Wegstrecke der Sammlung getätigt werden. Um zu diesen möglichen weiteren Nutzen und den Auslastungen der Transportkapazitäten belastbare Aussagen treffen zu können, müssten umfangreich angelegte Umfragen vorgenommen werden, die den Rahmen der vorliegenden Arbeit sprengen würden. Es sind daher vereinfachend eine vollständige Auslastung der Kapazitäten und keine zusätzlichen Nutzen angenommen. Diese Annahmen sind darin begründet, dass die Effizienzgewinne der vollständigen Auslastung – die in der Praxis vermutlich nicht erreicht wird – die Allokationseffekte der möglichen zusätzlichen Nutzen aufwiegen.

³Luftliniendistanz \times 1,3018 = Straßenroutendistanz

4.3.2 Datenerhebung der mechanischen und metallurgischen Aufbereitung

Die Prozessdaten der manuellen, mechanischen und metallurgischen Aufbereitung umfassen die Recyclingeffizienzen $RE(x_i)_j$, die Eingangskonzentrationen $\omega(x_i)_j$, die Konzentrationserhöhungen $\eta(x_i)_j$ sowie alle Energie-, Hilfs- und Betriebsstoffe ($KEAD(x_i)_j$). Die Daten sind – sofern möglich – über direkte Kooperationen mit Aufbereitungsunternehmen, wie z. B. Electrocyling GmbH, Aurubis AG, Cablo GmbH oder H.C. Starck GmbH, erfasst. Daten, die nicht aus der betrieblichen Praxis erhoben werden können, sind aus der entsprechenden Fachliteratur entnommen. In wenigen Ausnahmefällen, in denen keine Prozessdaten in der Literatur oder über betriebsinterne Abschätzungen verfügbar sind, ist auf theoretische Ansätze, wie stöchiometrische Berechnungen bei metallurgischen Verfahren oder das Bonds Law, um Zerkleinerungsaufwände zu erfassen, zurückgegriffen. Wird ein Metall bis dato nicht (in industriellem Umfang) aus einer sekundären Quelle recycelt, so ist auf Anlagentechniken im Forschungs- und Pilotmaßstab zurückgegriffen. Stehen mehrere Aufbereitungsverfahren zur Verfügung, so ist die mit den besten Prozessdaten angenommen. Die Datenerhebung und -kalkulationen sind metall-, prozess- und sekundärquellenspezifisch in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials dokumentiert.

Entsprechend der in Abschnitt 4.2 vorgestellten Funktionsweise der Modelle, sind die Prozessdaten pro Masseneinheit Durchsatz bzw. Input erfasst. Die Skalierung auf eine Masseneinheit Sekundärmetall erfolgt anhand der Modelle.

4.3.3 Umgang mit Datenunsicherheiten

Selbst bei etablierten Prozessen ist die Datenlage nicht immer eindeutig. So kann es durchaus vorkommen, dass unterschiedliche Quellen auf unterschiedliche Prozessdaten verweisen. Weisen die unterschiedlichen Werte eine akzeptable Varianz auf, so ist ein arithmetischer Mittelwert berechnet. Liegen die Werte unverhältnismäßig weit auseinander, ist eine fundierte Auswahl getroffen. Nähere Informationen sind der Datendokumentation in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials zu entnehmen.

In Fällen, in denen bis dato kein Recycling in der Praxis stattfindet, aber Abschätzungen der Prozessdaten über entsprechende Technologien im Pilot- bzw. Forschungsmaßstab vorgenommen werden können, existieren ebenfalls Datenunsicherheiten. Diese sind auf die zu erwartenden Unterschiede der Prozessdaten von Anlagen im Pilot- bzw. Forschungsmaßstab und industriellen

Anlagen zurückzuführen. In der Literatur finden sich zwar Ansätze und Beispiele für die Extrapolation der Daten vom Labor- bzw. Forschungsmaßstab auf den Industriemaßstab (Kupfer 2005) und vom Pilotmaßstab auf den Industriemaßstab (Shibasaki 2009). Um dabei valide Daten zu generieren, sind jedoch umfangreiche Informationen über die Auslegung, die räumliche Lage etc. der industriellen Umsetzung notwendig. Diese Informationen sind in den entsprechenden Fällen, in denen kein Recycling stattfindet, nicht vorhanden. Damit kann auch keine sinnvolle Extrapolation der Daten des Forschungs- bzw. Pilotmaßstabes auf den industriellen Maßstab vorgenommen werden. Da jedoch in den Fällen, in denen kein Recycling praktiziert wird, auch meist die verfügbaren Mengen des zu recycelnden Metalls gering sind (Graedel et al. 2011), kann davon ausgegangen werden, dass kein gravierender Unterschied in der Größenordnung zwischen Pilotmaßstab und industriellem Maßstab existiert. Die Daten der Pilot- bzw. Forschungsanlagen können somit annäherungsweise verwendet werden.

Findet kein Recycling eines Metalls aus einer sekundären Quelle statt, existieren auch keine Informationen über die Transportlogistik. Um diese Datenlücken zu schließen, sind Szenarien erstellt, die die wahrscheinlichsten Möglichkeiten erfassen. Anhand dieser Szenarien können nicht nur die Aufwände abgeschätzt, sondern zudem auch Aussagen darüber getroffen werden, wie das Recycling und die damit verbundene Transportlogistik bei einer industriellen und großflächigen Umsetzung konzeptioniert sein sollte.

4.3.4 Allokationsproblematik

Sollen die Aufwände eines Prozesses bzw. einer Handlung, die mehrere Nutzen erfüllt, diesen Nutzen anteilig zugerechnet werden, so spricht man von einem Allokationsproblem. So wie Metalle in primären und sekundären Quellen meist in Kombination mit anderen Metallen vorkommen, findet auch die Gewinnung eines Metalls im Grunde nie vollständig isoliert statt, sondern meist in Verbindung mit der Gewinnung weiterer Metalle und Materialien (siehe auch Abschnitt 1.1.2 und 2.2). Prozesse der Metallgewinnung sind deshalb meist Multifunktionsprozesse d. h. Prozesse mit mehreren Nutzen bzw. Produkten. Die Recyclingmodelle, die in dieser Arbeit erstellt sind, unterliegen also Allokationsproblemen.

In der Ökobilanzierung können sich Allokationen entscheidend auf die Ergebnisse auswirken und sorgen somit für gewisse Unsicherheiten (van der Voet et al. 2010; Liu und Müller 2012). Die Wahl der Allokationsmethode ist von entscheidender Bedeutung und muss fundiert und transparent stattfinden. Zwar geben die ISO Normen 14040/44 der Ökobilanzierung eine Reihenfolge für die

Wahl der Allokationsmethoden vor – (1) Vermeiden der Allokation (durch Systemdisaggregation oder Systemerweiterung), (2) physikalische Allokation und (3) ökonomische Allokation – verweisen aber gleichzeitig auf die Möglichkeit, dass mehrere Allokationsmethoden zulässig sein könnten (DIN 2018). Das zeigt sich auch in der praktischen Anwendung (Pelletier et al. 2015). Die Wahl der Allokationsmethode unterliegt damit dem Modellierer und dessen Argumentation.

Ein Vermeiden der Allokationen, wie es die ISO 14044 vorschlägt, ist bei Metallgewinnungsprozessen nicht möglich. Zum einen ist der Inputstrom für alle aus einer sekundären oder primären Quelle gewonnenen Metalle gleich, was in der Regel eine Vermeidung durch Disaggregation der Prozesse nicht zulässt (Tuusjärvi et al. 2012). Zum anderen ist eine Vermeidung der Allokationen durch Systemerweiterungen – insbesondere bei solchen komplexen Metallgewinnungsprozessen mit zahlreichen Kuppelprodukten – stark eingeschränkt (Ekvall und Finnveden 2001; Heijungs und Guinée 2007). Zudem müssten für Systemerweiterungen Metallgewinnungsprozesse existieren, die keiner Allokation bedürfen, also keinen Multifunktionsprozessen entstammen. Wie oben bereits erwähnt, gibt es im Grunde keine vollkommen isolierte Gewinnung von Metallen, was diese Option der Systemerweiterung nicht anwendbar macht. Allokationen sind folglich bei der Ermittlung der Aufwände der Gewinnung von einzelnen Metallen unumgänglich.

Zahlreiche Publikationen verweisen auf die Schwierigkeiten der Wahl der Allokationsmethode bei der sekundären (Valero Navazo et al. 2014; Bigum et al. 2012) und primären Metallgewinnung (Sun et al. 2017; Santero und Hendry 2016; Stamp et al. 2013; Tuusjärvi et al. 2012). Neben den beiden in der Ökobilanzierung gängigen Methoden der Preis- und Massentallokation (DIN 2018, 2009) lassen sich in der Literatur noch weitere spezifische Allokationsmethoden für die Metallgewinnung finden. Valero et al. (2015) schlagen eine Allokation nach den Exergiewerten der Metalle in den Erzen vor, also die Exergie, die die Erde aufgewandt hat, um die Konzentration in den Minen zu erreichen und damit auch die Exergie, die der Mensch aufwenden müsste, um die natürlichen Minen zu reproduzieren. Die Idee dahinter ist, einen auf physikalischen Grundlagen basierenden Allokationsfaktor zu bekommen, der die Knappheit⁴ eines Metalls miteinbezieht. Valero et al. (2015) kommen allerdings auch zu dem Ergebnis, dass die errechneten Exergiewerte stark mit den Metallpreisen korrelieren. Das ist darauf zurückzuführen, dass bei der Berechnung der Exergiewerte die Metallkonzentrationen in den Minen von entscheidender Bedeutung sind und diese wiederum eine

⁴Gemessen am Konzentrationsverhältnis der Mine zur Referenzsubstanz, letztere ist die durchschnittliche Erdkruste, auch Thanatia genannt.

hohe Korrelation mit den Metallpreisen aufweisen (Johnson et al. 2007; Tuusjärvi et al. 2012). Zudem ist dieser Ansatz bis dato nur für die primäre Metallgewinnung ausgelegt, in der vorliegenden Arbeit ist jedoch die sekundäre Gewinnung zu allozieren.

Zahlreiche weitere Studien, die Metallgewinnungsprozesse analysieren, verwenden ebenfalls Allokationsmethoden, die auf physikalischen Werten wie Masse, Energie oder Exergie basieren (Domínguez et al. 2013; Eckelman 2010; Yellishetty et al. 2009; Swart et al. 2014). Sun et al. (2017) kritisieren diese Allokationsmethoden dahingehend, dass die zugrundeliegenden physikalischen Beziehungen der In- und Outputs nicht ausreichend im Sinne der ISO 14044 analysiert wurden. Sie schlagen eine Methode vor, die Allokationen der Energieinputs der Prozesse nach deren tatsächlichen Bedarf vornimmt und somit einen klaren physikalischen Zusammenhang zwischen In- und Outputs gewährleistet. Diese Allokationsmethode ist jedoch im Grunde nur bei pyrometallurgischen Prozessen von Vorteil, da hier über die spezifischen Wärmekapazitäten der Metalle deren tatsächliche Energiebedarfe errechnet werden können. Bei Prozessen des Bergbaus und der Zerkleinerung (primären Gewinnung), wie auch beim Transport oder der mechanischen Aufbereitung (sekundären Gewinnung), resultiert die Methode von Sun et al. (2017) in einer einfachen Massenallokation. Grundsätzlich muss bei einer Allokation nach physikalischen Werten die Frage gestellt werden, ob eine solche Zuteilung – auch wenn sie die realen physikalischen Gegebenheiten widerspiegelt – die „richtige“ bzw. „gerechte“ ist.

Um zu erklären, warum eine Massenallokation bzw. eine Allokation nach physikalischen Grundlagen in den meisten Fällen der Metallproduktion keine gerechte Zuteilung ist, ist das Beispiel einer fiktiven Goldmine herangezogen. Aus dieser Mine können nur zwei Stoffe gefördert werden – Gold und Gestein. Letzteres wird für den Straßenbau und ähnliche Einsatzgebiete verwendet. Die tatsächlichen Massen, die bewegt werden, bestehen zu deutlich über 99 % aus einfachem Gestein. Gold hat dabei lediglich einen Anteil im niedrigen ppm Bereich. Der ökonomische Anreiz eine solche Mine zu betreiben, ist dennoch auf das Gold zurückzuführen. Wäre kein Gold in dieser Mine, würde auch das Gestein nicht gefördert werden. Wäre es gerecht, obwohl diese Mine hauptsächlich aus Gründen des Goldes betrieben wird, fast alle Aufwände dem Gestein zuzurechnen? Vielmehr erscheint eine Zurechnung nach den ökonomischen Werten (Marktpreisen) der beiden Stoffe, also den Werten, die auch die Aufwände der Gewinnung rechtfertigen, gerecht. Dieser Argumentationslogik folgen auch die zwei führenden ökobilanziellen Datenbanken ecoinvent und GaBi und wenden Allokationen nach Marktpreisen an (Classen et al. 2009; Kupfer et al. 2019).

Dieselbe Logik gilt auch für die Allokation der sekundären Metallgewinnung. Bigum et al. (2012) argumentieren, dass für Recycling, sofern es aus dem Blickwinkel der Gewinnung von Rohstoffen gesehen wird, eine Allokation nach den Marktpreisen vorgenommen werden sollte, da eben genau diese den Anreiz der Gewinnungsprozesse darstellen. Denn Recycling wird, ebenso wie Bergbau, nur dann praktiziert, wenn es einen ökonomischen Mehrwert bietet. Das bestätigen auch andere Untersuchungen (Johnson et al. 2007; Dahmus und Gutowski 2007). Bigum et al. (2012) verweisen zudem darauf, dass Recycling auch aus dem Gesichtspunkt der Entsorgung ausgedienter Produkte gesehen werden kann, also als Maßnahme der Abfallbeseitigung. In diesem Fall ist die Allokation nach Masse bzw. nach den realen physikalischen Gegebenheiten die Methode der Wahl.

Der Argumentation von Bigum et al. (2012) folgend, sind in dieser Arbeit alle Prozesse der Recyclingkette, die unmittelbar der Gewinnung von Metallen bzw. Materialien dienen, also einem ökonomischen Anreiz unterliegen, nach Marktpreisen alloziert.⁵ Das betrifft alle Prozesse, mit Ausnahme der Sammlung, die, sofern sie als Entsorgungsmaßnahme verstanden werden kann, nach der Masse der Produkte alloziert ist. Die Sammlung ist dann als eine Entsorgungsmaßnahme zu bewerten, wenn sie von einem Akteur vorgenommen wird, der keinen ökonomischen Anreiz verfolgt, sondern sich nur der ausgedienten Produkte bzw. Abfälle entledigen will. Ein typisches Beispiel hierfür ist der Transport von Elektroaltgeräten durch den Endkonsumenten zur Sammelstelle. Grundsätzlich sind die jeweiligen Prozesse der Recyclingmodelle, der Empfehlung von Ekvall und Finnveden (2001) folgend, soweit disaggregiert, dass Allokationen, wo immer möglich, vermieden sind.

Ein wesentlicher Kritikpunkt der ökonomischen Allokation nach Marktpreisen, der immer wieder angeführt wird (siehe u. a. Valero et al. 2015), ist die teils hohe Volatilität der Marktpreise. Diese Unsicherheit wird typischerweise über eine Mittelwertbildung über mehrere Jahre behoben. Für die Recyclingmodelle dieser Arbeit sind die Marktpreise der Metalle über fünf Jahre (2013–2017) gemittelt.

4.3.5 Ermittlung der Massenbilanzen

Die EoL-RQ eines Metalls schließt alle verfügbaren bzw. anfallenden sekundären Quellen in einem definierten Untersuchungsrahmen und -zeitraum ein. Eine

⁵Die Aufwände der Transportprozesse (außer Sammlung) sind mit den gleichen Allokationsfaktoren, wie der nachgelagerte Aufbereitungsprozess alloziert. Denn für diesen nachgelagerten Prozess wird der Transport vorgenommen.

EoL-RQ eines Metalls von 100 % entspricht der Summe aller Massen dieses Metalls in seinen sekundären Quellen, die im definierten Untersuchungsrahmen und -zeitraum für ein potenzielles Recycling zu Verfügung stehen. Zu welchen Anteilen das Recycling aus den jeweiligen sekundären Quellen zur EoL-RQ eines Metalls theoretisch beitragen könnte, ist folglich anhand der verfügbaren Massen bestimmt. Zu welchen Anteilen das Recycling aus den jeweiligen sekundären Quellen zur tatsächlichen EoL-RQ beiträgt, ist demnach durch die Metallmassen bestimmt, die auch tatsächlich recycelt werden. Um diese Größen zu ermitteln müssen zusätzlich die Verluste durch unzureichende Sammlung (Sammelquoten $SQ(x_i)$) und prozessspezifische Aufbereitung (Recyclingeffizienzen $RE(x_i)_j$) berücksichtigt werden. Die Sammelquote $SQ(x_i)$ gibt an, welcher Anteil der verfügbaren Massen der sekundären Quellen tatsächlich gesammelt wird. Die Recyclingeffizienz $RE(x_i)_j$ bestimmt den Anteil des Inputs in einen Recyclingprozess, der funktionell recycelt wird.

Für einige ausgewählte Metalle wurden bereits solche Massenbilanzen für unterschiedlichste Regionen publiziert. So gibt es zahlreiche globale und kontinentale Analysen für u. a. Kupfer (Ruhrberg 2006; Bertram et al. 2002; Glöser et al. 2013), Eisen und Stahl (Pauliuk et al. 2013; Wang et al. 2007), Zink (Gradel et al. 2005), Silber (Johnson et al. 2005), Kobalt (Harper et al. 2012) und Nickel (Reck et al. 2008). Einige Analysen sind auch auf nationaler Ebene verfügbar (Daigo et al. 2009; Bertram et al. 2003; Tanimoto et al. 2010). Diese sind aber teils stark veraltet, meist sehr unspezifisch und zudem für nur wenige Metalle für den Untersuchungsrahmen Deutschland verfügbar. Zudem erfassen diese Massenbilanzen Recycling nur dann, wenn es auch tatsächlich praktiziert wird. Um die energetisch optimalen EoL-RQ zu ermitteln, sollen allerdings auch sekundäre Quellen berücksichtigt werden, die bis dato nicht recycelt werden, deren Recycling allerdings technisch möglich wäre. Es besteht somit die Notwendigkeit, die Massenbilanzen selbst zu erstellen.

Die Ermittlung der Massen der sekundären Quellen der oben zitierten Studien basieren in der Regel auf dem sogenannten *Lifetime-Approach*. Dieser Ansatz unterliegt der Annahme, dass die Lebensdauern von Produkten über Verteilungsfunktionen beschrieben werden können. Über diese Verteilungsfunktionen wird ermittelt, in welchem Jahr welche Mengen der sich in der Nutzung befindlichen Produkte als EoL-Produkte bzw. sekundäre Quellen anfallen. Der Vorteil dieses Lifetime-Approachs liegt im Wesentlichen darin, dass so Daten der anfallenden sekundären Quellen über mehrere Jahre abgeschätzt werden können. Das ist insbesondere dann hilfreich, wenn keine statistischen Daten über die anfallenden sekundären Quellen zur Verfügung stehen oder Aussagen über deren zukünftige Entwicklungen getroffen werden sollen. Ein wesentlicher Nachteil ist

dabei, dass es sich um eine modellhafte Annäherung handelt, die mit gewissen Unsicherheiten verbunden ist. So ist u. a. nicht bekannt welche Verteilungsfunktion am besten geeignet ist, um zu ermitteln, wann die sekundären Quellen anfallen (siehe u. a. Glöser et al. 2013). In dieser Arbeit sind die Massen der anfallenden sekundären Quellen anhand aktueller statistischer Erhebungen (u. a. des statistischen Bundesamtes) ermittelt. Auch die Sammelquoten $SQ(x_i)$ sind weitestgehend statistischen Erhebungen und teils Abschätzungen aus der Literatur entnommen. Die Recyclingeffizienzen $RE(x_i)_j$ entsprechen den aktuell eingesetzten Technologien und sind entweder direkt über Unternehmenskontakte ermittelt oder aus entsprechenden Fachveröffentlichungen entnommen (siehe hierzu auch Abschnitt 4.3.2).

4.4 Optimierungsmethode

Um die Forschungsfrage (3) der vorliegenden Arbeit – bis zu welcher EoL-RQ ein Metall recycelt werden sollte – zu beantworten, müssen die Recyclingaufwände, die mithilfe der Recyclingmodelle ermittelt sind, entsprechend ausgewertet werden. Hierfür ist eine Optimierungsmethode angewandt, die auf dem Vergleich der KEA der primären und sekundären Metallgewinnung basiert. Die grundsätzlichen Überlegungen dieser Methode sowie eine detaillierte Beschreibung der mathematischen Grundlagen kann den Abschnitten 4.4.1 und 4.4.2 entnommen werden.

4.4.1 Beschreibung der Methode und kritische Betrachtung

Um herauszufinden, ob das Recycling eines Metalls aus einer sekundären Quelle im Vergleich zur primären Gewinnung energetisch vorteilhafter ist, bedarf es keiner speziellen Methode. Hier reicht ein simpler Vergleich der beiden Gewinnungsmöglichkeiten aus. Die Ermittlung einer energetisch optimalen EoL-RQ eines Metalls für einen spezifischen Untersuchungsrahmen benötigt hingegen ein methodisches Vorgehen. Die Grundlage hierfür bietet der Artikel von Stumm und Davis (1991). Die grafische Veranschaulichung der Methode ist in Abbildung 4.7 gegeben.

Der Grundgedanke dieser Methode ist, dass die Menge an Metall in allen verfügbaren sekundären Quellen⁶ durch das Recycling dieser Quellen oder aber durch die primäre Gewinnung des Metalls bereitgestellt werden kann. Die Aufwände, die mit dem Recycling verbunden sind, steigen mit zunehmender EoL-RQ überproportional an. Das ist durch die Annahme begründet, dass zuerst die qualitativ hochwertigen sekundären Quellen ausgeschöpft werden – also die Quellen mit hohen Metallkonzentrationen. Mit zunehmender EoL-RQ werden dann auch die Quellen angegangen, die geringere Qualitäten bzw. Metallkonzentrationen aufweisen (siehe hierzu insbesondere Abbildung 3.3 in Abschnitt 1.1.2). Um eine EoL-RQ von 100 % zu erzielen, müssten also alle sekundären Quellen vollständig recycelt werden, auch die, die nur sehr geringe Anteile des Zielmetalls enthalten, was mit entsprechend hohen Aufwänden verbunden wäre. Die Metalle, die durch ihre Nutzungsphase dissipativ verteilt wurden – was in der Praxis durchaus der Fall ist (Zimmermann 2015; Zimmermann und Gößling-Reisemann 2013; Ciacci et al. 2015) – sind zwar nach der Definition von UNEP (2011b) kein Bestandteil der EoL-RQ (siehe Abschnitt 2.1), können jedoch im Grunde auch als sekundäre Quelle verstanden werden. Wie hoch dieser dissipative Anteil ausfällt, ist stark von den Metallen abhängig. So macht z. B. der dissipative Verlust in der Nutzungsphase von Kupfer 1 % der Gesamtmasse aus, der von Zink ca. 19 % (Ciacci et al. 2015). Der theoretische Aufwand des Recyclings dieser dissipativ verteilten Metalle würde gegen Unendlich tendieren, was eine vollständige Kreislaufführung der Metalle nicht nur aus Gründen der Machbarkeit sondern zudem auch aus energetischer Sicht ausschließt.

Den Aufwänden der sekundären Gewinnung stehen die Aufwände der primären Gewinnung des Metalls gegenüber. Diese nehmen mit zunehmender EoL-RQ linear ab, da primäres Metall durch sekundäres Metall substituiert wird.⁷ Die Aufwände der primären und sekundären Metallproduktion sind dabei als Funktionen der EoL-RQ angegeben. Die Summe beider Funktionen ergibt die Gesamtaufwandfunktion, deren Minimum die energetisch optimale Kombination aus primärer und sekundärer Metallgewinnung bzw. die energetisch optimale EoL-RQ ist. Eine höhere EoL-RQ würde zu einer Erhöhung des Gesamtaufwandes der Metallbereitstellung führen und somit zu negativen Trade-offs. In der qualitativen Darstellung in Abbildung 4.7 ist die energetisch optimale EoL-RQ bei x_{opt} erreicht. In diesem Punkt werden ca. 70 % der theoretisch verfügbaren

⁶Die Metallmassen aller verfügbaren sekundären Quellen entsprechen einer EoL-RQ von 100 %.

⁷Die lineare Abnahme des Aufwandes ist auf die lineare Abnahme der bereitzustellenden Metallmasse zurückzuführen. Der Aufwand pro Masseneinheit primär bereitgestelltes Metall bleibt konstant.

Metallmassen der sekundären Quellen recycelt. Die verbleibenden 30 % werden aus primären Quellen bereitgestellt. Der Aufwand, der betrieben werden muss, um die 70 % zu recyceln, liegt bei y_s . Der Aufwand der verbleibenden 30 % Primärgewinnung liegt bei y_p . Der resultierende Gesamtaufwand $y_{total} = y_s + y_p$ ist der benötigte Aufwand, um die gesamte Masse an Metall zu produzieren (entspricht 100 % EoL-RQ).

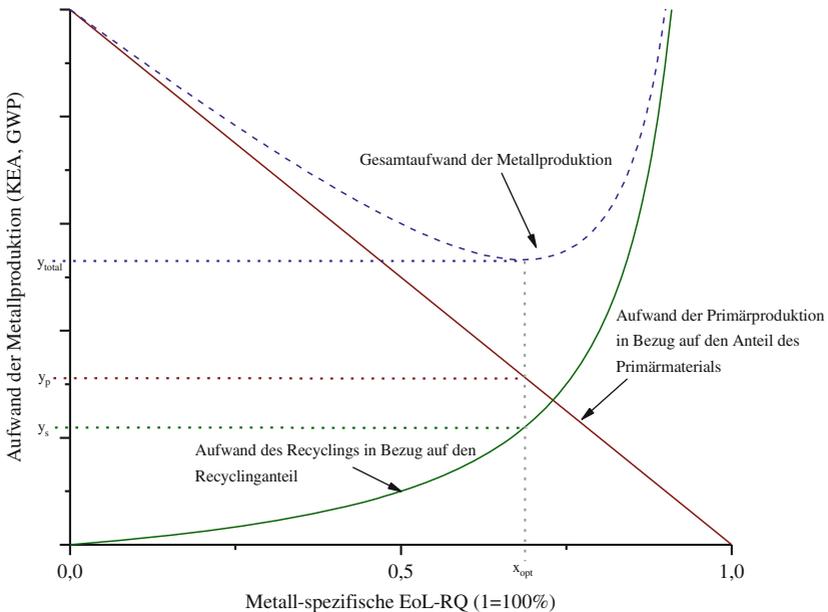


Abbildung 4.7 Qualitative Darstellung der Optimierungsmethode (Modifiziert nach Stumm und Davis 1991)

Diese Methode zur Ermittlung einer aus Aufwandssicht optimalen EoL-RQ ist mittlerweile in mehreren Studien vorgeschlagen (Steinbach und Wellmer 2010; Simon und Holm 2017; Rankin 2011, S. 278) und ebenso in produktspezifischen Untersuchungen angewandt (Quinkertz et al. 2001; Rydh und Karlström 2002; Schenk et al. 2004).

Bunge (2016) und Stäubli und Bunge (2015) schlagen eine Methode vor, die nicht die Minimierung des Gesamtaufwandes als Optimierungsziel ansetzt,

sondern die Maximierung der Aufwandsersparnis durch die Substitution von primären Rohstoffen durch sekundäre Rohstoffe. Diese Methode unterscheidet sich jedoch nur in ihrer Sichtweise von der Methode der Aufwandsminimierung. Mathematisch sind beide Methoden identisch. Die Methode der Ersparnismaximierung bietet somit keinen zusätzlichen Mehrwert.

Die vorgestellte Optimierungsmethode basiert auf drei zentralen Annahmen. Eine ist, dass primär und sekundär produzierte Metalle als vollständige Substitute agieren (1:1 Substitution). Das bedeutet, dass eine Masseneinheit an primärem Metall vollständig durch eine Masseneinheit desselben Metalls aus der sekundären Produktion ersetzt werden kann und vice versa. Diese Annahme unterliegt jedoch gewissen Ausnahmen. Im Falle von Aluminiumrecycling bspw. ist es ein zentrales Problem, dass unerwünschte Legierungselemente oder andere Metalle, die nicht vorab entfernt wurden, im metallurgischen Prozess nicht mehr entfernt werden können und sich so als Verunreinigungen anreichern (siehe auch Abschnitt 2.2). Die Qualität des sekundären Metalls sinkt und kann nicht mehr mit hochreinem Aluminium aus primären Quellen gleichgesetzt werden. Eine vollständige Substitution kann also nur angenommen werden, wenn die Qualität des sekundären Metalls der Qualität des primären Metalls entspricht (Zink und Geyer 2017). Es muss also ein funktionelles Recycling vorgenommen werden. In Kapitel 5 – der exemplarischen Anwendung der Optimierung – sind daher nur Metalle betrachtet, bei denen im Recyclingprozess typischerweise keine Qualitätsverluste entstehen.

Eine weitere Annahme ist, dass ein aktueller globaler Durchschnittswert der Energiebedarfe der primären Metallproduktion angesetzt werden kann. Dieser Wert kann über die Zeit variieren, da sich neben dem Erzgehalt auch die Produktions- und Fördertechniken verändern können (Norgate und Jahanshahi 2010; Rötzer und Schmidt 2018). Ein aktueller Wert gibt somit lediglich eine Momentaufnahme wieder. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass diese Momentaufnahme für mehrere Jahre Gültigkeit besitzt, da die Planungshorizonte in diesem Bereich sehr langfristig sind und Investitionen in Technologien und Minen für mehrere Jahrzehnte getätigt werden. Die zeitliche Perspektive spielt demnach eine eher untergeordnete Rolle.

Wichtiger ist an dieser Stelle die Frage, aus welchen Minen und Aufbereitungsprozessen die Massen an primären Metallen kommen, die durch sekundäre Metalle substituiert werden und welche Aufwände tatsächlich damit verbunden sind? Denn die primäre Produktion eines Metalls kann, je nach Art der Mine (Über- oder Untertage), Aufbereitungsverfahren und Erzgehalt, unterschiedliche Energiebedarfe benötigen (Koppelaar und Koppelaar 2016; Norgate und Jahanshahi 2010). Geht man von dem Prinzip aus, dass die entscheidende Größe, die bestimmt, was substituiert wird, die Energie ist, so kann man von einer

Substitution analog zum *Merit-Order Prinzip* der Energiewirtschaft ausgehen. Sekundärmetall würde also zuerst die Minen verdrängen, die am energieintensivsten sind. Da die primäre Metallproduktion ein globales System ist, ist von entscheidender Bedeutung, welcher räumliche Untersuchungsrahmen für die sekundäre Gewinnung angesetzt wird. Ist die globale Ebene untersucht, so können beide Systeme vollständig miteinander verglichen werden. Die produzierten Massen beider Metallgewinnungssysteme wären dabei in einer ähnlichen Größenordnung. Die sekundäre Produktion würde also zuerst die energieintensivsten Minen substituieren, gefolgt von den energieeffizienteren. In diesem Fall ist es möglich, dass die sekundären Quellen, die die Grenze der aktuellen EoL-RQ darstellen, mit primären Quellen konkurrieren, die einen geringeren Energiebedarf aufweisen als der globale Durchschnittswert der Energiebedarfe. Ist der Untersuchungsrahmen, wie in der vorliegenden Arbeit, auf eine eher kleine Volkswirtschaft festgelegt, so kann nicht nach dem Merit-Order Prinzip vorgegangen werden. Denn es ist nicht bekannt, welche primären Quellen durch das Recycling der untersuchten Volkswirtschaft und das Recycling der restlichen Welt substituiert werden.

Der Energiebedarf wird jedoch nicht der (alleinige) entscheidende Faktor sein, der bestimmt was substituiert wird. Vielmehr ist anzunehmen, dass eine solche Entscheidung auf Basis ökonomischer Faktoren getroffen wird. Dabei sind bei der primären Metallgewinnung insbesondere Investitionskosten, die über mehrere Jahrzehnte getätigt werden, von entscheidender Bedeutung. Das kann dazu führen, dass Minen die solche Investitionen erst vor kurzen Zeiträumen getätigt haben, kurzfristig eher unelastisch auf systemische Änderungen reagieren, was die Substitutionsfrage zusätzlich erschwert.

Die bisher getätigten Ausführungen basieren auf der Annahme, dass bereits existierende Minen substituiert werden. Da der globale Metallbedarf zukünftig weiterhin steigen wird (siehe Abschnitt 1.1.3) ist jedoch anzunehmen, dass Änderungen in der EoL-RQ die Substitution möglicher zukünftiger Minen bedeutet. Welche primären Quellen mit welchen Energiebedarfen tatsächlich durch die sekundäre Produktion substituiert werden, kann nach aktuellem Wissensstand also nicht so einfach beantwortet werden. Hier sind noch weiterführende Forschungen notwendig.

Die Annahme eines aktuellen Durchschnittswertes der Energiebedarfe ist somit als erste Annäherung durchaus berechtigt. Um die oben angesprochenen möglichen Änderungen der Energiebedarfe der primären Produktion über die Zeit abzubilden, sind zudem fundierte Zukunftsszenarien angesetzt.

In Abbildung 4.7 sind die Aufwände des Recyclings als Funktion der EoL-RQ beschrieben. Diese dritte Annahme kann jedoch im besten Fall nur eine ungefähre

Annäherung sein, da die sekundären Quellen, die für ein Recycling zur Verfügung stehen, sehr inhomogen in ihren Qualitäten sind (siehe Abschnitte 5.2–5.4). Die Aufwandsfunktion des Recyclings besteht daher aus diskreten Datenpunkten, welche die Recyclingaufwände der einzelnen sekundären Quellen angeben. Die detaillierte mathematische Beschreibung der Ermittlung dieser Datenpunkte sowie die Anwendung der Methodik sind nachfolgend aufgeführt.

4.4.2 Mathematische Beschreibung der Optimierung

Im vorherigen Abschnitt ist bereits erwähnt, dass die Aufwände – also der KEA – des Recyclings in der Realität nicht anhand einer Funktion abgebildet werden können, sondern als diskrete Datenpunkte abgetragen sein müssen. Jeder Datenpunkt entspricht dabei einer sekundären Quelle, die theoretisch für ein Recycling zur Verfügung steht. Die sekundären Quellen sind als x_i definiert, wobei n die Gesamtanzahl aller sekundären Quellen ist (siehe auch Abschnitt 4.2). Die sekundären Quellen x_i sind Elemente der Menge T und als Objekte mit verschiedenen Eigenschaften zu verstehen. Eine Eigenschaft ist die in einer sekundären Quelle x_i enthaltene Masse des zu recycelnden Metalls $m(x_i)$, das in einem zeitlich und räumlich definierten Untersuchungsrahmen theoretisch für ein Recycling zur Verfügung steht. Die Summe aller $m(x_i)$ entspricht einer EoL-RQ von 100 %. Metallmassen, die als dissipativ in der Nutzung eingestuft sind, sind nach der Definition von UNEP (2011b) kein Bestandteil der EoL-RQ (siehe Abschnitt 2.1) und daher auch nicht in den exemplarischen Anwendungen in Kapitel 5 erfasst.

Da unzureichende Sammlungen der sekundären Quellen die EoL-RQ schmälern, müssen Sammelquoten $SQ(x_i)$ berücksichtigt werden. Zudem unterliegen Recyclingprozesse immer Prozessineffizienzen in der mechanischen Aufbereitung (van Schaik et al. 2004) und thermodynamischen Grenzen in den metallurgischen Verfahren (Castro et al. 2004), die ebenfalls zur Schmälerung der EoL-RQ beitragen (siehe hierzu auch Abschnitt 2.2). Es müssen daher die Recyclingeffizienzen der mechanischen Aufbereitung $RE_A(x_i)_j$ und metallurgischen Aufbereitung $RE_M(x_i)_j$ ebenfalls für jeden Prozess ($j = 1, 2, \dots, m$) berücksichtigt werden. Der Anteil, zu dem eine sekundäre Quelle x_i zur EoL-RQ beiträgt, ist demnach durch die folgende Formel (4.6) bestimmt:

$$\frac{m(x_i) \cdot SQ(x_i) \cdot \prod_{j=1}^m RE_A(x_i)_j \cdot RE_M(x_i)_j}{\sum_{i=1}^n m(x_i)} \quad (4.6)$$

Die unter den gegebenen $SQ(x_i)$, $RE_A(x_i)_j$ und $RE_M(x_i)_j$ maximal mögliche EoL-RQ ist durch Formel (4.7) bestimmt. Hier würden also alle theoretisch verfügbaren sekundären Quellen nach den aktuellen Sammelquoten und Recyclingeffizienzen recycelt werden.

$$\frac{\sum_{i=1}^n (m(x_i) \cdot SQ(x_i) \cdot \prod_{j=1}^m RE_A(x_i)_j \cdot RE_M(x_i)_j)}{\sum_{i=1}^n m(x_i)} \quad (4.7)$$

Für die theoretisch mögliche EoL-RQ der Formel (4.7) können reale KEA des Recyclings eines Zielmetalls aus den jeweiligen sekundären Quellen x_i durch die in Abschnitt 4.2 beschriebene Modellbildung ermittelt werden. Diese sind als $KEA_S(x_i)$ definiert. Die Anordnung dieser $KEA_S(x_i)$ in Bezug zur EoL-RQ erfolgt, entsprechend der getroffenen methodischen Annahme aus Abschnitt 4.4.1, nach ihrer Größe – siehe hierzu Formel (4.8).

$$KEA_S(x_1) < KEA_S(x_2) < KEA_S(x_3) \dots < KEA_S(x_n) \quad (4.8)$$

Im Sinne einer Optimierung des gesamten KEA der Metallproduktion KEA_G sollte das Recycling eines Metalls für alle sekundären Quellen x_i durchgeführt werden, die einen geringeren $KEA_S(x_i)$ aufweisen als der KEA der Gewinnung desselben Metalls aus primären Quellen (KEA_P). Somit sind alle x_i , deren Recycling des Zielmetalls zur Minimierung des KEA_G beitragen, Elemente der Menge R , die wiederum Teil der Menge T sind.

$$R = \{x_i \in T / KEA_S(x_i) < KEA_P\} \quad (4.9)$$

Die letzte sekundäre Quelle x_i , deren Metallrecycling noch zur Minimierung des KEA_G beiträgt, ist demnach die mit dem höchsten $KEA_S(x_i)$ der Menge R und nachfolgend als x_k definiert.

$$KEA_S(x_k) \equiv \max\{KEA_S(R)\} \quad (4.10)$$

Die energetisch optimale EoL-RQ ist dann erreicht, wenn der KEA_G minimal ist:

$$\min\{KEA_G\} = \frac{\sum_{i=1}^k (m(x_i) \cdot SQ(x_i) \cdot \prod_{j=1}^m RE_A(x_i)_j \cdot RE_M(x_i)_j)}{\sum_{i=1}^n m(x_i)} \quad (4.11)$$

Die energetischen Ersparnisse $KEA_{Ersparnisse}$, die durch eine optimierte EoL-RQ im Vergleich zu einer vollständigen Metallproduktion aus primären Quellen erzielt werden, sind durch Formel (4.12) bestimmt.

$$KEA_{Ersparnisse} = \sum_{i=1}^k \left((KEA_P - KEA_S(x_i)) \cdot m(x_i) \cdot SQ(x_i) \cdot \prod_{j=1}^m RE_A(x_i)_j \cdot RE_M(x_i)_j \right) \quad (4.12)$$

Mit den Definitionen aus Gleichung (4.9) und (4.10) ist gewährleistet, dass die $KEA_{Ersparnisse} > 0$ sind. Der durchschnittliche KEA des Recyclings bei einer optimierten EoL-RQ ($\overline{KEA_S}$) ist durch das mit den recycelten Massen gewichtete arithmetische Mittel der $KEA_S(x_i)$ mit $x_i \in R$ definiert:

$$\overline{KEA_S} = \frac{\sum_{i=1}^k (KEA_S(x_i) \cdot m(x_i) \cdot SQ(x_i) \cdot \prod_{j=1}^m RE_A(x_i)_j \cdot RE_M(x_i)_j)}{\sum_{i=1}^k (m(x_i) \cdot SQ(x_i) \cdot \prod_{j=1}^m RE_A(x_i)_j \cdot RE_M(x_i)_j)} \quad (4.13)$$

Eine EoL-RQ, die über die der Formel (4.7) hinausgeht, kann nur durch Steigerungen der Sammelquoten $SQ(x_i)$ und Recyclingeffizienzen $RE(x_i)_j$ realisiert werden. Dabei ist von entscheidender Bedeutung, wie sich der $KEA_S(x_i)$ bei Änderungen dieser Parameter verhält. Ob mit einer Erhöhung der Sammelquoten $SQ(x_i)$ auch gleichzeitig Erhöhungen des $KEA_S(x_i)$ verbunden sind, kann nur schwer prognostiziert werden. Grundsätzlich ändert sich die durchschnittliche Transportdistanz der Sammellogistik (siehe Abschnitt 4.3.1) mit steigender $SQ(x_i)$ nicht. Wesentlich dafür, dass die EoL-Produkte erst gar nicht den Weg in eine Sammlung finden, sind insbesondere soziale und gesellschaftliche Faktoren. Das zeigen Untersuchungen am Beispiel von Smartphones (Welfens et al. 2016; Martinho et al. 2017). Des Weiteren führen illegale Exporte von EoL-Produkten und legale Exporte von als Gebrauchtgeräte deklarierten Produkten zu einer Schmälerung der Sammelquote $SQ(x_i)$ (Kohlmeyer et al. 2017; Sander und Schilling 2010). Auch hier liegt im Grunde kein Aufwandsproblem vor, das mit einem höheren Energieeinsatz gelöst werden könnte, sondern vielmehr ein politisches Problem. Somit kann angenommen werden, dass die Erhöhung der Sammelquote $SQ(x_i)$ der sekundären Quellen zumindest nicht unmittelbar mit dem Energiebedarf zusammenhängt. Diese Annahme gilt jedoch nur für die sekundären Quellen, für die auch Transportdistanzen nach der in Abschnitt 4.3.1 vorgestellten Methode ermittelt werden können. Eine generelle Erhöhung der Sammelquoten, also auch von z. B. dissipativen Metallfraktionen, ist von dieser

Annahme ausgenommen. In den nachfolgenden exemplarischen Anwendungen sind die Energiebedarfe bei Erhöhungen der $SQ(x_i)$ anhand bestimmter Parameter variiert, um die aufgezeigten Unsicherheiten zu minimieren.

Welche Änderungen der $KEAS(x_i)$ mit Erhöhungen der Recyclingeffizienzen $REA(x_i)_j$ und $REM(x_i)_j$ verbunden sind, kann nicht anhand realer Daten erhoben werden, sondern müsste über umfangreiche theoretische Modelle ermittelt werden – das zeigen u. a. Studien im Bereich des Altautorecyclings (Castro et al. 2005; van Schaik et al. 2004; van Schaik et al. 2002). Erste Ansätze existieren auch bereits für das Recycling von Elektroaltgeräten (Reuter et al. 2015; Reuter et al. 2018). Die Entwicklung solcher umfangreicher theoretischer Modelle würde bei der vorliegenden Arbeit, die mit der Analyse von drei kompletten Metallrecyclingsystemen sehr breit angelegt ist, zu weit führen. Ein semi-quantitativer Ansatz ist von Stäubli und Bunge (2015) vorgeschlagen. In dieser Publikation ist die Annahme getroffen, dass Erhöhungen der Recyclingeffizienzen $RE(x_i)_j$ grundsätzlich einem exponentiellen Wachstum unterliegen. Eine solche Annahme ist jedoch ohne jegliche empirische Grundlage, daher mit hohen Unsicherheiten verbunden und führt somit zu keinem neuen Erkenntnisgewinn.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.





Exemplarische Anwendung

5

Das in Kapitel 4 beschriebene methodische Vorgehen ist in diesem Kapitel auf drei exemplarische Metalle – Kupfer, Tantal und Kobalt – angewandt. Die dabei generierten Ergebnisse liefern Antworten zu den Forschungsfragen (1), (2) und (3). Die drei Beispielmetalle sind in den Abschnitten 5.2–5.4 abgehandelt. Jeder dieser Abschnitte erläutert zu Beginn die Bedeutung des jeweiligen Metalls und gibt eine kurze Beschreibung über die Ermittlung dessen sekundärer Quellen. Danach ist eine kurze Beschreibung der wichtigsten Recyclingverfahren und der darauf aufbauenden Recyclingmodelle gegeben. Die Auswertungen der Recyclingmodelle sind nach dem Status Quo sowie nach Parametervariationen vorgenommen und diskutiert. Ebenso sind die Massenbilanzen und die Ergebnisse der energetischen Optimierung der KEA beschrieben. Auf eine detaillierte Erläuterung der Ermittlung der Datengrundlage der Modelle und Massenbilanzen ist in diesem Kapitel verzichtet. Diese kann dem Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials entnommen werden.

5.1 Auswahl der Metalle

Die Metalle Kupfer, Tantal und Kobalt sind aufgrund mehrerer Faktoren als beispielhafte Metalle für die nachfolgenden Auswertungen ausgewählt. Ein wesentlicher Aspekt ist ihre aktuelle und vor allem zukünftige Nachfrage. Die Kupferbedarfe werden insbesondere durch die Elektrifizierung, den Ausbau der

Elektronisches Zusatzmaterial Die elektronische Version dieses Kapitels enthält Zusatzmaterial, das berechtigten Benutzern zur Verfügung steht
https://doi.org/10.1007/978-3-658-32924-2_5

Erneuerbaren Energien und die damit verbundene Netzinfrastruktur überproportional ansteigen (Elshkaki et al. 2016). Der Bedarf an Tantal ist im Wesentlichen auf die Nachfrage nach Kondensatoren in elektrischen Geräten und Superlegierungen zurückzuführen. Alleine für diese beiden Anwendungsbereiche ist ein Bedarfsanstieg bis 2035 um den Faktor 4 prognostiziert (Marscheider-Weidemann et al. 2016). Für Kobalt ist sogar ein Wachstum um den Faktor 24 errechnet. Wesentlicher Treiber ist hier der Einsatz in Lithium-Ionen Batterien für die automobilen Anwendung (Marscheider-Weidemann et al. 2016). Die bereits hohe wirtschaftliche Bedeutung aller drei Metalle wird demnach in Zukunft noch entscheidend zunehmen.

Ein weiterer Aspekt ist, dass die ausgewählten Metalle exemplarisch für bestimmte Metallgruppen herangezogen werden können. Kupfer ist ein Industriemetall mit sehr guten Recyclingeigenschaften und entsprechend hohen EoL-RQ (Graedel et al. 2011; Langner 2011). Tantal, ein Technologiemetall, das bedingt durch seine Anwendungsbereiche meist sehr gering in sekundären Quellen konzentriert ist, weist nur sehr niedrige EoL-RQ auf (Graedel et al. 2011). Kobalt ist insbesondere aufgrund des enormen zukünftigen Bedarfs für hochtechnologische Anwendungen – insbesondere Batterietechniken – als kritisches Metall für den europäischen Wirtschaftsraum eingestuft (EC 2018). Auch bei diesem Metall sind die Konzentrationen in den verfügbaren Quellen meist relativ gering. Dennoch sind die EoL-RQ von Kobalt aktuell relativ hoch (Graedel et al. 2011).

Alle drei Metalle kommen in ihren sekundären Quellen in niedrigeren aber auch in höheren Konzentrationen als in ihren primären Quellen vor. Das ist in Abbildung 5.1 veranschaulicht. Die Ordinate gibt die Konzentrationsverhältnisse der Metalle an (sekundär/primär). Beim Faktor 1 sind die Konzentrationen der primären und sekundären Quellen identisch. Ein Faktor kleiner 1 bedeutet eine geringere Konzentration in der sekundären Quelle und entsprechend vice versa. Dieser Aspekt ist insbesondere vor dem in Abschnitt 3.2 beschriebenen Zusammenhang zwischen der Metallkonzentration und dem Energiebedarf der Metallgewinnung interessant.

Die in Abbildung 5.1 aufgeführten sekundären Quellen sind die mengenmäßig relevantesten für die Metalle Kupfer, Tantal und Kobalt. Eine genaue Beschreibung der sekundären Quellen, deren Kennzahlen sowie die Begründung ihrer Auswahl ist in den jeweiligen Unterkapiteln aufgeführt.

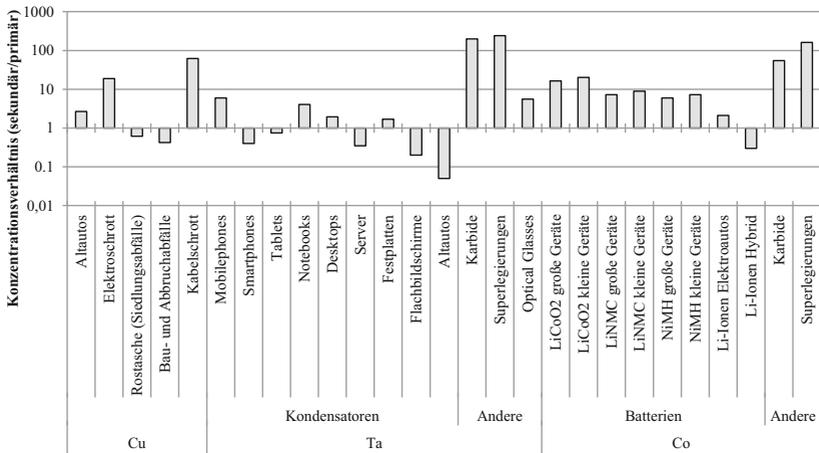


Abbildung 5.1 Konzentrationsverhältnis der sekundären und primären Quellen der Metalle Kupfer, Tantal und Kobalt (>1 sekundäre Quelle höher konzentriert und vice versa; die Datengrundlage kann Appendix I und II des elektronischen Zusatzmaterials entnommen werden)

5.2 Kupfer

5.2.1 Die Bedeutung von Kupfer

Kupfer ist insbesondere aufgrund seiner inhärenten Eigenschaften, die eine gute Verarbeitung, Korrosionsresistenz und eine hohe thermische Leitfähigkeit ermöglichen, eines der ersten Metalle, das die Menschheit aktiv zum Gebrauch herangezogen hat. Seine Nutzung geht bis auf 10.000 Jahre v. Ch. zurück. Mit der fortschreitenden Erforschung und vermehrten Nutzung der Elektrizität rückte ab dem Ende des 18. Jahrhunderts eine weitere zentrale Eigenschaft von Kupfer in den Mittelpunkt – die elektrische Leitfähigkeit. Mit $59,1 \times 10^6$ Siemens pro Meter (S/m) liegt Kupfer nur knapp hinter Silber mit $61,5 \times 10^6$ S/m und ist damit das Element der Erde mit der zweitbesten elektrischen Leitfähigkeit. Mit deutlichem Abstand folgt Aluminium ($36,6 \times 10^6$ S/m) auf Platz 3. Somit gibt es für Kupfer kein wirkliches Substitut, das einen moderaten Marktpreis hat, um den enormen Bedarf an leitfähigem Material decken zu können und gleichzeitig nicht in zu großen Leitungsverlusten resultiert (Langner 2011).

Heute besitzt Kupfer als Industriemetall eine solch hohe Bedeutung für das ökonomische, soziale und ökologische System wie nie zuvor. Alleine im Jahr 2018 wurden 21 Mio. t Kupfer aus primären Quellen gefördert – mehr als jemals in einem einzigen Jahr zuvor (USGS 2019). Die Abhängigkeit der Wirtschaft von Kupfer ist offensichtlich – beinahe jede ökonomische Aktivität benötigt elektrische Energie, deren Bereitstellung und vor allem Distribution, wie oben erläutert, ohne Kupfer kaum möglich wäre. Zudem bedarf eine enorme Bandbreite an Produkten der spezifischen Eigenschaften von Kupfer. Allen voran natürlich die elektrische Leitfähigkeit, aber auch z. B. die Korrosionsbeständigkeit oder die hohe thermische Leitfähigkeit. Die Abhängigkeit der Gesellschaft bzw. des sozialen Systems von Kupfer ist ebenfalls leicht zu erkennen. Der Einsatz von Kupfer ist eine zentrale Notwendigkeit, um ausreichende Mengen an elektrischer Energie und elektronischen Produkten bereitzustellen, die eine moderne Kommunikation, Unterhaltung, Mobilität und entsprechenden Komfort ermöglichen.

Neben der allgemeinen wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Bedeutung kommt Kupfer zudem eine besondere Rolle in der nachhaltigen Entwicklung zu. Wesentliche Maßnahmen einer nachhaltigen Entwicklung sind der Umschwung auf Erneuerbare Energien und die Elektrifizierung des Verkehrs. In beiden Fällen ist Kupfer unabdingbar (Elshkaki et al. 2016; Schipper et al. 2018).

Abschnitt 3.1.1 zeigt, dass noch enorme Mengen an abbauwürdigem Kupfer in primären Quellen vermutet werden. Dennoch ist Kupfer mit einer mittleren Konzentration in der Erdkruste von ca. 0,005 % für ein Industriemetall relativ selten (Dorner et al. 2013a). Aufgrund dieser Tatsache, sowie der hohen wirtschaftlichen Bedeutung, ist Kupfer in zahlreichen Studien mit einer mittleren Kritikalität eingestuft (Erdmann und Behrendt 2011; Kroop et al. 2014; Graedel et al. 2015).

5.2.2 Sekundäre Kupferquellen

In Deutschland wurden im Jahr 2014 ca. 1.465.000 t Kupfer verwendet (Wirtschaftsvereinigung Metalle 2016). Diese Kupfermassen lassen sich auf sechs Hauptanwendungsgebiete herunterbrechen – siehe hierzu Abbildung 5.2. In Abhängigkeit der unterschiedlichen Lebensdauern der jeweiligen Anwendungen ist diese Menge Kupfer im anthropogenen Stofflager gebunden und fällt schließlich zu unterschiedlichen Zeitpunkten in sekundären Quellen an.

Rund 81 % der im Jahr 2014 verwendeten Kupfermenge entfiel auf die prozentual größten Anwendungsbereiche Kabel und Elektro, Bauwesen und Automobil. Diese Anwendungsbereiche sind zudem durch eine teils starke räumliche

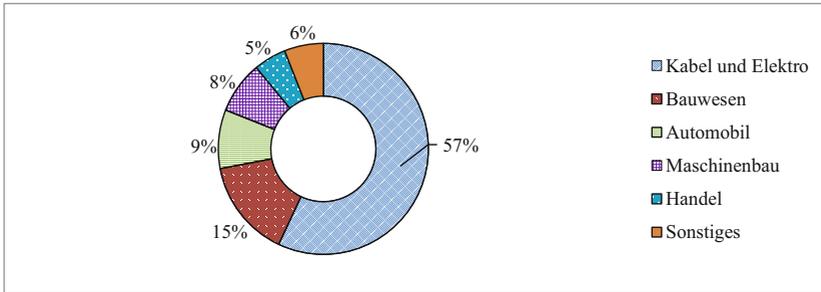


Abbildung 5.2 Hauptanwendungsgebiete Kupfer (2014) (GDB 2014)

Verteilung der Produkte in der Nutzungsphase und relativ geringe Kupferkonzentrationen gekennzeichnet, was sie für die vorgesehene Untersuchung besonders interessant und relevant macht. Die Maschinenbaubranche ist aus mehreren Gründen nicht in die Untersuchung mitaufgenommen. Grundsätzlich funktioniert das Recycling von EoL-Produkten, die in einem unternehmerischen Bereich anfallen, meist sehr koordiniert und zu hohen Quoten (Graedel et al. 2011). Allerdings ist bei betriebsinternen Prozessen meist keine ausreichende und zugängliche Datenlage vorhanden. Zudem liegt bei Produkten der Maschinenbaubranche für gewöhnlich kein Kupferkonzentrationsproblem (Ruhrberg 2006) und kein Verteilungsproblem vor, was die Relevanz für die vorgesehenen Untersuchungen schmälert. Durch den relativ geringen Massenanteil am Gesamtkupferverbrauch und die durchweg langen Lebenszeiten der Maschinenbauprodukte ist zudem der Einfluss auf die Massenbilanz des für ein Recycling verfügbaren Kupfers in sekundären Quellen marginal. Das Anwendungsfeld Handel fließt ebenfalls nicht in diese Massenbilanz ein. Hier werden keine Produkte hergestellt werden und somit auch keine sekundären Quellen generiert.

Die nachfolgend betrachteten sekundären Quellen sind Altfahrzeuge, Elektroaltgeräte bzw. Elektroschrott, Kabelschrott, Bau- und Abbruchabfälle sowie Rostasche aus der Verbrennung von Siedlungsabfällen. Letztere ist untersucht, da verschiedenste kupferhaltige Produkte unweigerlich auch Wege in den Gewerbe- oder Hausmüll finden. Zahlreiche Publikationen, die die Massenbilanzen bzw. Stoffströme von Kupfer untersucht haben, verweisen auf die gleichen bzw. sehr ähnliche sekundäre Quellen (Bertram et al. 2002; Ruhrberg 2006; Tanimoto et al. 2010; Vexler et al. 2004; Glöser et al. 2013). Die sekundären Kupferquellen und deren Kupferkonzentrationen $\omega_{Cu}(x_i)$ sind in Tabelle 5.1 zusammengefasst.

Tabelle 5.1 Sekundäre Kupferquellen und deren Kupferkonzentrationen (Datengrundlage in Kapitel B.1 des Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials)

sekundäre Quelle	$\omega_{Cu}(x_i)$ [g/g]
Kabelschrott	0,36
Elektroaltgeräte	0,1059
Altautos	0,0155
Rostasche (Siedlungsabfälle)	0,00355
Bau- und Abbruchabfälle	0,00245

5.2.3 Recyclingmodell

5.2.3.1 Recyclingverfahren und Prozessdaten

Im Gegensatz zu vielen anderen Metallen hat Kupfer einen entscheidenden Vorteil – aufgrund dessen chemischer Eigenschaften kann es durch eine elektrolytische Raffination ohne Qualitätsverluste in höchster Reinheit unendlich oft aufbereitet werden. Dabei werden die in den metallurgisch aufbereiteten Kupferfraktionen enthaltenen Begleitmetalle über die metallurgische Prozesskette nicht nur vom Kupfer abgetrennt, sondern häufig auch als Kuppelprodukte ausgebracht und in entsprechenden Nebenprozessen aufbereitet. Kupfer fungiert dabei für eine Vielzahl an Metallen – insb. Edelmetalle – als Trägermetall (Kawohl 2011; Samuelsson und Björkman 2014; Langner 2011). Die Rückgewinnung der weiteren Metalle als Kuppelprodukte trägt dabei zur Wirtschaftlichkeit des Gesamtprozesses bei (Steinacker et al. 2016). Der Wandel von relativ reinen Kupferschrotten hin zu komplexen sekundären Quellen mit teils bedeutenden Edelmetallgehalten, wie z. B. Elektroaltgeräten (Rombach und Friedrich 2019; Kawohl 2011), beschränkt die Kupferhütten nicht mehr rein auf die Kupferrückgewinnung. Sie sind nun vielmehr auf ein *Multi-Metall-Recycling* spezialisiert (Schlesinger et al. 2011; Langner 2011).

Kupferschrotte bzw. aufbereitete sekundäre Kupferquellen finden in zwei metallurgischen Verfahrensrouten Einsatz – in der reinen sekundären und in der primären Kupfermetallurgie. In der primären Metallurgie, die, wie der Name vermuten lässt, hauptsächlich Kupfer aus Erzkonzentraten gewinnt, können jedoch nur sehr reine Kupferschrotte eingesetzt werden. Kupferfraktionen mit Konzentrationen unter 90 % müssen über die eigens dafür ausgelegte sekundäre Kupfermetallurgie aufbereitet werden. Beide Verfahrensrouten funktionieren pyrometallurgisch mit einer finalen elektrolytischen Raffination.¹ Im Falle von

¹Es existieren auch hydrometallurgische Verfahren, über die jedoch großindustriell keine sekundären Quellen aufbereitet werden.

hochreinen Schrotten, kann auf eine pyro- und elektrometallurgische Raffination verzichtet und ein direktes Umschmelzen der Schrotte vorgenommen werden (Schlesinger et al. 2011). Detaillierte Beschreibungen der metallurgischen Prozesse sowie eine Auflistung aller relevanten Prozessdaten können Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials entnommen werden.

Das Kupferrecycling aus sekundären Quellen läuft in den meisten Fällen analog zu dem typischen Recyclingverfahrensschema ab, das in Abbildung 2.3 (Abschnitt 2.1) illustriert ist. Altautos, Elektroaltgeräte, Kabelschrotte und Rostaschen werden nach der Sammlung über mechanische und physikalische Trenn- und Separationsverfahren in unterschiedliche Metallfraktionen getrennt, die wiederum in die entsprechenden metallurgischen Verfahren eingebracht werden. Bau- und Abbruchabfälle weichen leicht vom typischen Recyclingverfahren ab. Im Falle dieser sekundären Quelle findet die Sammlung im Grunde zeitgleich mit der mechanischen Aufbereitung statt. Man spricht hier von einem selektiven Rückbau, also einer Separation der sekundären Quellen in die entsprechenden Stofffraktionen am Ort des Anfallens.

Für die meisten Transporte, die für das Kupferrecycling notwendig sind, sind LKWs angenommen. Ausnahmen sind die Sammlungen der Elektroaltgeräte und Altautos. Diese werden typischerweise von den Endkonsumenten per PKW vorgenommen. Die Sammel- und Transportdistanzen sind basierend auf realen Standorten der Sammelstellen und Aufbereitungsbetrieben ermittelt. Ausführliche Beschreibungen der Prozesse, Transporte und der Prozessdatenermittlung sind Kapitel B.1 in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials zu entnehmen. Die generierten sekundärquellenspezifischen Prozessdaten der Modellbildung sind in Tabelle 5.2 enthalten.

5.2.3.2 Modellergebnisse

Abbildung 5.3 zeigt das Modell des Kupferrecyclingsystems, das mit der Software Umberto LCA+[®] erstellt ist (nachfolgend als Umberto-Modell bezeichnet), in einer Sankey Darstellung. Die grünen Pfeile geben dabei die KEA an. Je breiter ein Pfeil, desto höher ist der KEA. Grüne Kreise stehen für Inputstellen (Energie, Materialien), rote Kreise für Outputstellen (Emissionen, Abfälle, Produkte) eines Prozesses. Gelbe Kreise sind Verbindungsstellen zwischen zwei Prozessen. Vierecke mit blauen Rändern und weißer Füllung stellen die Foregroundprozesse dar, also die eigentlichen Recycling- bzw. Transportprozesse, deren Prozessdaten in Tabelle 5.2 enthalten sind. Vierecke mit blauen Rändern und gelber Füllung sind Backgroundprozesse, die wiederum die Energie- und Materialinputs der Foregroundprozesse bereitstellen und alle damit verbundenen Aufwände (KEA, CO₂eq usw.) abdecken.

Tabelle 5.2 Sekundärquellenspezifische Prozessdaten des Kupferrecyclingmodells, Werte pro kg Durchsatz der jeweiligen Prozesse (für die Datenerhebung siehe Kapitel B.1 in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials)

Prozess	$RE(x_t)_j$	$A(x_t)_j$	$\omega(x_t)_j$ [g/g]	$\omega(x_t)_j \cdot \eta(x_t)_j$ [g/g]	Strom [kWh]	Distanz [tkm]	Diesel [kg]	Erdgas [m ³]	Heizöl [kg]	O ₂ [kg]	Koks [kg]
Altautos	Sammlung	0,02	0,02	0,02		0,01					
	Transport 1		0,15	0,02		0,001					
	Mechanische Aufbereitung	0,72	0,15	0,02	0,49	0,03					
	Transport 2		0,95	0,49	0,49		0,37				
	Schmelzen/Reduzieren	0,97	0,95	0,49	0,93				0,06	0,16	0,01
	Anodenofen	1,00	0,95	0,93	0,93			0,01		0,06	
	Elektrolyse	1,00	0,95	0,93	1,00	0,36					
	Sammlung		0,11	0,11	0,11		0,00				
	Transport 1		0,41	0,11	0,11		0,02				
	Mechanische Aufbereitung	0,88	0,41	0,11	0,60	0,20					
Kabelschrott	Transport 2		0,52	0,60	0,60		0,34				
	Schmelzen/Reduzieren	0,97	0,52	0,60	0,93				0,06	0,16	0,01
	Anodenofen	1,00	0,56	0,93	0,93			0,01	0,06		
	Elektrolyse	1,00	0,56	0,93	1,00	0,36					
	Transport 1		0,86	0,36	0,36		0,04				
	Mechanische Aufbereitung	0,95	0,86	0,36	0,95	0,30					
	Transport 2		1,00	0,95	0,95		0,33				

(Fortsetzung)

Tabelle 5.2 (Fortsetzung)

Prozess	$RE(x_i)_j$	$A(x_i)_j$	$\omega(x_i)_j$ [g/g]	$\omega(x_i)_j \cdot \eta(x_i)_j$ [g/g]	Strom [kWh]	Distanz [tkm]	Diesel [kg]	Erdgas [m ³]	Heizöl [kg]	O ₂ [kg]	Koks [kg]
Anodenofen	0,99	1,00	0,95	0,95				0,01	0,06		
Elektrolyse	1,00	1,00	0,95	1,00	0,36						
Rückbau	0,72	0,59	0,002	0,90	0,00		0,01				
Transport 1		1,00	0,90	0,90		0,03					
Mechanische Aufbereitung	0,91	1,00	0,90	0,95	0,00		0,01				
Transport 2		1,00	0,95	0,95		0,38					
Anodenofen (ohne Aufb.)	0,91	1,00	0,90	0,93				0,01	0,06		
Elektrolyse (ohne Aufb.)	1,00	1,00	0,93	1,00	0,36						
Anodenofen	0,99	1,00	0,95	0,95				0,01	0,06		
Elektrolyse	1,00	1,00	0,95	1,00	0,36						
Transport 1		0,04	0,003	0,00		0,10					
Mechanische Aufbereitung	0,43	0,40	0,003	0,68	0,01						
Transport 2		0,55	0,68	0,68		0,25					
Schmelzen/Reduzieren	0,95	0,55	0,68	0,93					0,06	0,16	0,01
Anodenofen	1,00	0,59	0,93	0,93				0,01	0,06		
Elektrolyse	1,00	0,59	0,93	1,00	0,36						

Die verschiedenfarbigen Bereiche unterteilen die Recyclingkette in die jeweiligen Phasen (Sammlung, Aufbereitung etc.) und ermöglichen so eine differenzierte Auswertung. Die gepunkteten Linien sind ein rein visuelles Hilfsmittel. Sie grenzen die Recyclingverfahren der jeweiligen sekundären Quellen voneinander ab. Die Aufwände des Recyclings der sekundären Quellen sind im abgebildeten Modell auf jeweils 1 kg recyceltes Kupfer skaliert. Die Breite der grünen Pfeile, die nach der Phase der Metallurgie in einer Outputstelle zusammenlaufen, gibt an, welcher KEA für das Recycling von 1 kg Kupfer aus den jeweiligen sekundären Quellen benötigt wird. Diese Pfeile sind über die Recyclingverfahren hinweg aus den jeweiligen Backgroundprozessen gespeist. Pfeile, die innerhalb der Phasen die Recyclingkette in eine Outputstelle verlassen, sind auf Allokationen zurückzuführen, also Zurechnungen der Aufwände auf die verschiedenen Kuppelprodukte (siehe auch Abschnitt 4.3.4).

Abbildung 5.3 veranschaulicht, dass das Recycling von Kupfer, selbst aus relativ hoch konzentrierten Quellen wie Elektroaltgeräten oder Kabelschrotten, eine Reihe von Transporten und Aufbereitungsschritten benötigt, die jeweils unterschiedliche KEA erfordern. Beim Recycling der sekundären Quellen Kabelschrott, Bau- und Abbruchabfälle und Rostasche sind jeweils zwei Recyclingpfade modelliert. Bei Kabelschrotten ist der Recyclingpfad von der Qualität der aufbereiteten Kupferfraktionen abhängig. Hochreine Fraktionen können direkt umgeschmolzen werden, weniger reine Fraktionen gehen in die metallurgische Aufbereitung. Bei Bau- und Abbruchabfällen geht ein Teil der rückgebauten kupferhaltigen Fraktionen in eine weitere Aufbereitung. Für das Kupferrecycling aus der sekundären Quelle der Rostasche existieren zwei fundamental unterschiedliche Logistiksysteme.

Die anhand des Kupferrecyclingmodells ermittelten allozierten $KEA_S(x_i)$ des Kupferrecyclings sind in Abbildung 5.4 in einem Balkendiagramm veranschaulicht. Die Sammlung weist für alle sekundären Quellen einen nur geringen Anteil an den Gesamtaufwänden auf. Das ist auf die Massenallokation zurückzuführen, die der Sammlung unterstellt ist. Die relativ geringen Kupferkonzentrationen der sekundären Quellen haben somit keinen Einfluss auf die Aufwände der Sammlung. Ein weiterer Grund für die geringen Sammelaufwände ist die ausgeprägte Infrastruktur, die für das Kupferrecycling im Speziellen, aber auch für das Recycling der relevanten sekundären Quellen im Allgemeinen, existiert. So müssen durchschnittlich nur 3 km bei Elektroaltgeräten und 9 km bei Altautos zu den Sammelstellen zurückgelegt werden (siehe auch Abschnitt B.1.3.2 in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials). Auch die Aufwände der weiteren Transporte fallen eher gering aus. Gründe dafür sind ebenfalls Allokationseffekte und die gute Recyclinginfrastruktur.



Abbildung 5.3 Umberto-Modell des Kupferrecyclingsystems (Sankey Darstellung der KEA, alloziert)

Die KEA der mechanischen Aufbereitung fallen bei allen sekundären Quellen relativ hoch aus. Das ist auf die Kupferkonzentrationen zurückzuführen, die am Anfang der Prozesskette noch am geringsten sind und die Aufwände für 1 kg Kupfer entsprechend hoch ausfallen lassen. Dennoch sind die Aufwände der mechanischen Aufbereitung bereits entscheidend durch Allokationseffekte abgeschwächt, das ist u. a. in Abbildung 5.3 ersichtlich. Eine differenzierte Auflistung aller Modellergebnisse – mit und ohne Allokationen – kann Kapitel C.1 des Appendix III des elektronischen Zusatzmaterials entnommen werden. Welche Aufwände die Metallurgie benötigt, ist durch die Reinheit der Kupferfraktion bestimmt, die in diesen Prozessschritt eingebracht wird. So ist z. B. die Kupferfraktion, die in der Altautoaufbereitung erzeugt wird, verhältnismäßig unrein und weist eher niedrige Kupferkonzentrationen auf. Somit fallen auch die KEA der Metallurgie relativ hoch aus.

Abbildung 5.4 zeigt, dass die $KEA_S(x_i)$ des Kupferrecyclings je nach sekundärer Quelle sehr unterschiedlich ausfallen können. Kupferrecycling ist also keineswegs gleich Kupferrecycling. Das Recycling von Kupfer aus Bau- und Abbruchabfällen benötigt die höchsten $KEA_S(x_i)$, gefolgt von Rostasche, Altautos und Elektroschrott. Die geringsten $KEA_S(x_i)$ und damit auch die geringsten CO_{2eq} -Emissionen verursacht das Kupferrecycling aus Kabelschrotten. Diese sekundäre Quelle weist auch die höchste Kupferkonzentration auf. Eine Korrelationsanalyse der allozierten $KEA_S(x_i)$ des Kupferrecyclings und den Kupferkonzentrationen der sekundären Quellen – siehe Abbildung 5.5 – zeigt einen deutlichen Zusammenhang dieser beiden Werte mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,988$.

Die Auswertung in Abbildung 5.5 zeigt, dass die $KEA_S(x_i)$ des Kupferrecyclings bei abnehmenden Konzentrationen über alle sekundären Quellen hinweg einem Potenzwachstum folgen. Im einleitenden Abschnitt 1.1.2 ist aufgezeigt, dass über die vergangenen Jahrzehnte ein Trend der sinkenden Metallkonzentrationen zu beobachten war. In diesem Zusammenhang kommt die Frage auf, wie sich die $KEA_S(x_i)$ bei Änderungen der Kupferkonzentrationen in den sekundären Quellen verhalten. Um das zu untersuchen, müssen bestimmte Annahmen getroffen werden. Denn wenn die Konzentration eines Materials – in diesem Fall die Kupferkonzentration – in einer sekundären Quelle sinkt oder steigt, ändern sich automatisch die Konzentrationen aller anderen Materialien in dieser sekundären Quelle. Aktive Konzentrationsänderungen sind ebenfalls denkbar durch z. B. Substitution des Kupfers durch andere Materialien. Selbst wenn Informationen zu den Konzentrationsänderungen gegeben wären, ist nicht bekannt, wie sich die Konzentrationsänderungen auf die Recyclingeffizienzen der einzelnen

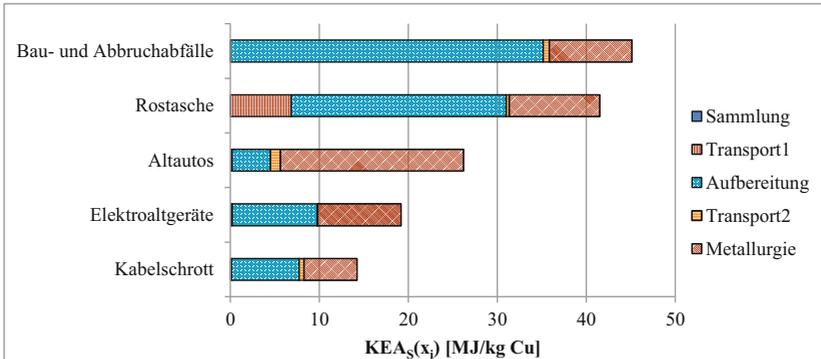


Abbildung 5.4 Allozierte prozesscharfe KEA des Kupferrecyclings aus sekundären Quellen

Metalle und Prozesse auswirken. Somit können auch keine verlässlichen Allokationsfaktoren bestimmt werden. Es sind daher die Annahmen getroffen, dass sowohl die Allokationsfaktoren als auch die Recyclingeffizienzen für Kupfer konstant bleiben. Basierend auf diesen Annahmen kann anhand des parametrisierten Recyclingmodells annähernd ermittelt werden, wie sich die $KEA_S(x_i)$ des Kupferrecyclings bei Änderungen der Kupferkonzentration verhalten. Diese Auswertung ist ebenfalls in Abbildung 5.5 veranschaulicht.

Die nach der Kupferkonzentration parametrisierten $KEA_S(x_i)$ des Recyclings der fünf sekundären Quellen weisen alle ein Potenzwachstum auf – denn je geringer die Konzentration, desto mehr Masse muss an sekundären Quellen transportiert und aufbereitet werden. Dieser Effekt ist bereits aus der Primärgewinnung von Metallen bekannt (Norgate und Jahanshahi 2010). Die oben getroffenen Annahmen können dabei signifikante Auswirkungen auf die $KEA_S(x_i)$ haben. Würden sich die Allokationsfaktoren entsprechend der Änderungen der Konzentrationen anpassen, wären die Auswirkungen auf die $KEA_S(x_i)$ geringer.² Die $KEA_S(x_i)$ würde also unelastischer auf Konzentrationsänderungen reagieren und die in Abbildung 5.5 abgebildeten Aufwandsfunktionen entsprechend flacher ausfallen. Auffällig ist, dass die Aufwandsfunktionen je nach sekundärer Quelle unterschiedliche Steigungsverläufe aufweisen. Die $KEA_S(x_i)$ des Kupferrecyclings aus sekundären Quellen mit hohen Konzentrationen steigen mit

²Sinken z. B. ausschließlich die Kupferkonzentrationen in einer sekundären Quelle, kann aus dieser Quelle logischerweise nun weniger Kupfer recycelt werden; der Allokationsfaktor für Kupfer sinkt entsprechend.

abnehmender Konzentration stärker an als die des Recyclings aus sekundären Quellen mit geringeren Konzentrationen. D. h. wäre die Konzentration an Kupfer in Kabelschrott so gering wie bspw. in Altautos, dann würde das Kupferrecycling aus Kabelschrott einen höheren $KEA_S(x_i)$ benötigen, als es derzeit bei Altautos der Fall ist. Das ist darauf zurückzuführen, dass die sekundären Quellen mit höheren Konzentrationen relativ hohe KEA pro Masseneinheit Durchsatz ($KEA_D(x_i)$) benötigen. Die geringeren KEA pro Masseneinheit recyceltes Kupfer ($KEA_S(x_i)$) aus z. B. Kabelschrott oder Elektroaltgeräten resultieren ausschließlich aus deren hohen Kupferkonzentrationen.

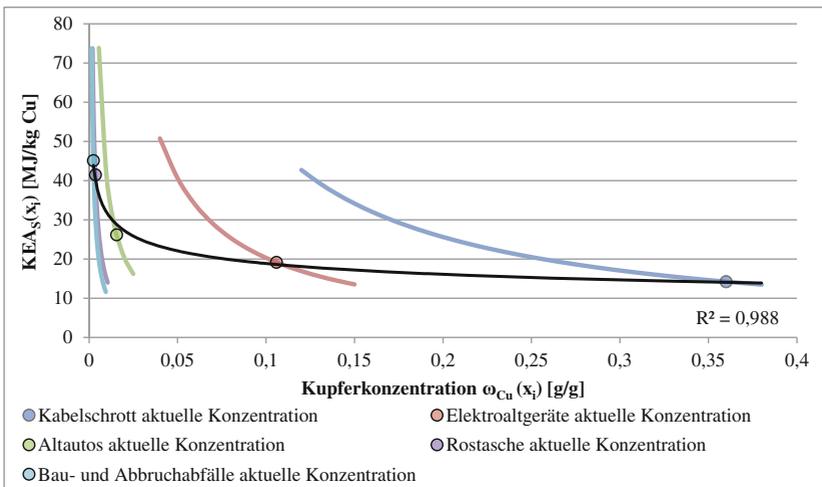


Abbildung 5.5 Auswertung der KEA des Kupferrecyclings nach den Konzentrationen

Ein hoher $KEA_D(x_i)$ kann auf unterschiedliche Ursachen zurückgeführt werden. So kann zum einen die Komplexität der sekundären Quelle dafür verantwortlich sein, die ein entsprechend umfangreiches und aufwändiges Recycling benötigt. So weist z. B. eines der führenden deutschen Aufbereitungsunternehmen von Kabelschrott darauf hin, dass Kabel, die zwar auf den ersten Blick nicht sonderlich komplex erscheinen, einen starken Materialverbund aufweisen. Das bezieht sich insbesondere auf die Kunststoffummantelung des Metallkerns. Um diesen Materialverbund aufzutrennen, muss sehr fein zerkleinert werden (siehe auch Abschnitt 2.2), was einen entsprechend hohen Energiebedarf benötigt (Cablo GmbH 2017b). Neben der Komplexität der sekundären Quelle können auch die

Recyclingeffizienzen der Aufbereitungsprozesse eine Rolle spielen. Hohe Kupferkonzentrationen bedeuten einen hohen ökonomischen Anreiz Kupfer gezielt zu recyceln, und das mit möglichst hohen Ausbeuten. Um möglichst viel Kupfer zu recyceln, müssen die Verluste gering bzw. die Recyclingeffizienzen hochgehalten werden. Das bedeutet einen feineren Aufschluss in der mechanischen Aufbereitung (siehe Abschnitt 2.2) oder die direkte Eingabe der sekundären Quelle zu geringeren Konzentrationen in die Metallurgie, um kein Kupfer in der mechanischen Aufbereitung zu verlieren. In beiden Fällen ist ein Mehraufwand an Energie notwendig, um die höheren Recyclingeffizienzen zu erzielen (Hagelüken 2006). Die Aufwände sind also maßgeblich, aber nicht ausschließlich durch die Konzentrationen bestimmt. Auch die Komplexität der sekundären Quellen und die zu erzielenden Recyclingeffizienzen haben entscheidenden Einfluss.

5.2.4 Massenbilanzen

Die Massenbilanzen des Kupferrecyclings beziehen sich auf das Jahr 2014, da hier Aktualität und eine ausreichende Datenlage gegeben sind. Die Massenbilanz basiert auf statistischen Daten, Literaturwerten sowie Primärdaten und Abschätzungen aus der unternehmerischen Praxis. Die Datenerhebung ist in Abschnitt B.1.3.1 in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials beschrieben. Abbildung 5.6 illustriert die Massenbilanz anhand der reinen Kupfermassenströme in einem Sankey-Diagramm. Kupferverluste, die durch unzureichende Sammlung, mechanische Aufbereitung und Metallurgie entstehen, sind differenziert ausgewiesen. Auch die Zusammenhänge der Kupferströme der sekundären Quellen untereinander sind abgebildet. So gehen z. B. geringe Prozentsätze der Elektroaltgeräte nicht in eine Sammlung, sondern in den Hausmüll und enden damit in der Rostasche der Müllverbrennung.

Die inländisch erzeugte Menge an Sekundärkupfer aus sekundären Quellen beträgt 168.242 t für das Jahr 2014. Die sekundären Quellen Kabelschrott, Elektroaltgeräte und Bau- und Abbruchabfälle haben mit jeweils ca. 50.000 t die größten Anteile an der jährlichen Produktion an sekundärem Kupfer. Die Massen an sekundärem Kupfer aus Altautos und Rostasche betragen jeweils ca. 5.000 t. Diese Zahlen stellen jedoch nur eine theoretische Größe dar, da in der Prozesskette der Kupferrückgewinnung an verschiedensten Stellen Im- und Exporte stattfinden (Erdmann et al. 2004), die nicht oder nur unvollständig nachvollzogen und den jeweiligen Abfallgruppen zugeordnet werden können. Nach Angaben des Statistischen Bundesamtes wurden im Jahr 2014 658.981 t Kupferschrott importiert und 530.556 t Kupferschrott exportiert (Destatis 2019). Welcher Anteil dabei auf New

Scrap zurückzuführen ist oder welche tatsächlichen Kupfermengen in den Schrottmengen enthalten sind, kann nicht nachvollzogen werden. Grundsätzlich kann jedoch ein Importüberschuss von 128.425 t Kupferschrott festgehalten werden.

Nach Angaben von Erdmann et al. (2004) sind ca. 1/3 der in Deutschland anfallenden Menge an Kupferschrott auf sekundäre Quellen bzw. Old Scrap und 2/3 auf New Scrap zurückzuführen. Für das Jahr 1999 verweist diese Publikation auf ca. 200.000 t Kupfer als Old Scrap und ca. 400.000 t Kupfer als New Scrap. Aus dieser Publikation geht ebenfalls hervor, dass diese Mengen nicht der tatsächlich im Schrott enthaltenen Menge Kupfer entsprechen, sondern der Gesamtmenge an aufbereitetem Schrott, der einer Verhüttung zugeführt werden kann. Da diese Angaben stark veraltet sind, können sie zwar nicht als aktuelle Vergleichsgröße für die Validität der ermittelten Gesamtbilanz herangezogen werden, zeigen jedoch, dass die ermittelte Masse an sekundärem Kupfer in der richtigen Größenordnung liegt. Aktuellere Werte von Steger et al. (2017) bestätigen ebenfalls die Größenordnung der Ergebnisse.

In Abbildung 5.6 ist deutlich zu erkennen, dass die größten Massenverluste bei der Sammlung bzw. im Falle der Bau- und Abbruchabfälle beim selektiven Rückbau auftreten, also beim ersten Prozessschritt der Recyclingkette. Insbesondere die Sammlungen von Altautos und Elektroaltgeräten weisen hohe Kupferverluste auf. Diese Verluste sind nicht als massenbilanzielle Dissipationen in andere Metallfraktionen zu verstehen, wie es bei der mechanischen und metallurgischen Aufbereitung der Fall ist (siehe auch Abschnitt 2.2), sondern als nicht stattfindende Sammlungen oder Sammlungen, die in teils illegalen Exporten in andere Länder resultieren. Insbesondere Elektroaltgeräte finden häufig erst gar nicht den Weg in eine Sammlung, sondern verbleiben im Besitz des Endkonsumenten. Das zeigen Untersuchungen am Beispiel der Mobiltelefone (Welfens et al. 2016; Martinho et al. 2017). Exporte in andere Länder, häufig Entwicklungs- oder Schwellenländer, sind bei Elektroaltgeräten und Altautos ebenfalls durchaus üblich (Kohlmeyer et al. 2017; Sander et al. 2017; Sander und Schilling 2010). Zum einen gehen so der deutschen Volkswirtschaft die darin enthaltenen sekundären Rohstoffe verloren, zum anderen werden sie in den Importländern meist mit rudimentären Techniken recycelt, die verhältnismäßig hohe Umweltbelastungen und geringe Metallausbeuten bedeuten (Hagelüken und Meskers 2010).

Die Kupferverluste der mechanischen und metallurgischen Aufbereitung fallen für alle sekundären Quellen prozentual relativ gering aus. Insbesondere die Kupfermetallurgie erzielt für Kupfer, aber auch für die zahlreichen Kuppelprodukte, hohe Ausbeuten bzw. Recyclingeffizienzen von deutlich über 90 % (Aurubis AG 2015, 2017b). So verweisen auch aktuelle Studien, die Empfehlungen zur Prozessoptimierung der Kupfermetallurgie bereitstellen, lediglich auf Möglichkeiten

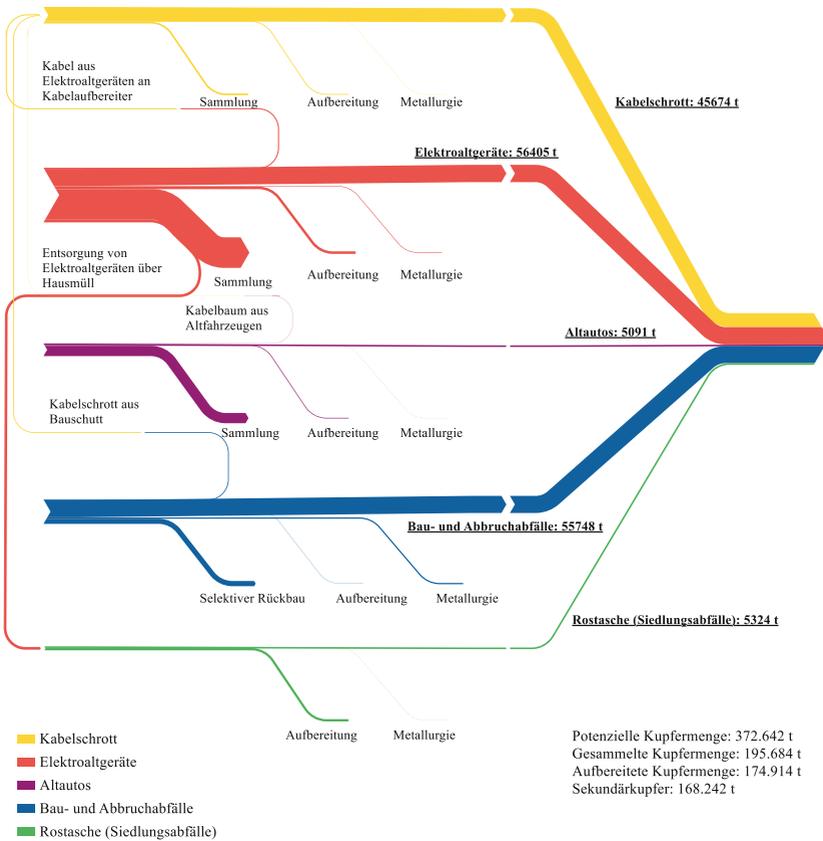


Abbildung 5.6 Massenbilanz des Kupferrecyclings aus sekundären Quellen für das Jahr 2014 in Deutschland

der Emissionsminimierung oder Steigerungen der Energieeffizienz und nicht auf Steigerungen der Metallausbeuten (EC 2017a, 2014a). Auch wenn die prozentualen Verluste der mechanischen und metallurgischen Aufbereitung relativ gering ausfallen, so betragen die absoluten Massen der Kupferverluste ca. 27.500 t. 75 % davon entstehen bereits bei der mechanischen Aufbereitung. Diese Kupferverluste sind nicht nur ein Verlust an potenziellem Sekundärkupfer, sondern eben gleichzeitig potenzielle Verunreinigungen anderer Metallfraktionen (siehe

Abschnitt 2.2). Je später die Verluste in der Recyclingkette anfallen, desto größer sind zudem die Auswirkungen auf den $KEA_S(x_i)$.

5.2.5 Vergleich der primären und sekundären Gewinnung

5.2.5.1 Aufwände der Primärgewinnung

Abschnitt 5.2.3 und 5.2.4 enthalten alle notwendigen Daten der sekundären Gewinnung, um die Ermittlung der energetisch optimalen EoL-RQ nach der in Abschnitt 4.2 erläuterten Methode vornehmen zu können. Die Werte der primären Kupfergewinnung, die ebenfalls für diese Analyse benötigt werden, sind in diesem Abschnitt ermittelt. In Abschnitt 4.4.1 ist bereits erläutert, dass aufgrund unterschiedlicher Erzgehalte, Lagerstättentypen und Gewinnungsmethoden die Aufwände der primären Gewinnung stark voneinander abweichen können. Nachfolgend ist daher die Bildung eines entsprechenden Mittelwertes dokumentiert.

Die primäre Kupfergewinnung wird von zwei Verfahren dominiert, die im Wesentlichen durch die Lagerstättentypen d. h. die Beschaffenheit des Kupfererzes bestimmt sind. Sulfidisch gebundene Kupfererze werden üblicherweise über die pyrometallurgische Route gewonnen. Diese Erze machen ca. 80 % des aktuellen Kupferabbaus aus (Norgate und Jahanshahi 2010). Die übliche Konzentration in den Erzen liegt aktuell bei 0,5-1 % (Langner 2011). Der zweite derzeit abbaufähige Lagerstättentyp ist mit ca. 20 % das sogenannte oxidische Kupfererz, das durch hydrometallurgische Verfahrensschritte gewonnen werden kann (Norgate und Jahanshahi 2010). In der Literatur werden hierzu Erzgehalte mit einer sehr ähnlichen Spannweite wie die der sulfidischen Erze erwähnt (Giurco 2005; Norgate und Jahanshahi 2010; Northey et al. 2014; Rankin 2012).

Die Unterschiede in den Lagerstättentypen, Erzgehalten und Aufbereitungsverfahren sind der Grund dafür, dass die in der Literatur verfügbaren Energiebedarfe für die Primärgewinnung von Kupfer stark schwanken. Rankin gibt einen KEA von 33 MJ/kg Cu für die pyrometallurgische Verarbeitung an, für die hydrometallurgische Verarbeitung weist er einen Wert von 64 MJ/kg Cu aus (Rankin 2011, S. 199). Nimmt man ein globales Verhältnis der pyrometallurgischen zur hydrometallurgischen Verarbeitung von 80 % zu 20 % an (Norgate u. Jahanshahi 2010), so ergibt sich ein Gesamtwert von ca. 39 MJ/kg Cu. In einer anderen Studie wird die pyrometallurgische Route mit rund 130 MJ/kg Cu bewertet (Norgate u. Haque 2010). Dieser sehr hohe Wert ist auf das Ignorieren der Kuppelprodukte zurückzuführen, d. h. es wurden hier keine Allokationen vorgenommen. In der Datenbank ecoinvent schwanken die angegebenen Werte je nach geografischer

Lage zwischen 32 und 69 MJ/kg Cu (ecoinvent 2018a, 2018b, 2018c). Die International Copper Association (ICA) gibt einen Wert von 47 MJ/kg Cu für den durchschnittlichen nicht-erneuerbaren Primärenergieverbrauch an, der gesamte KEA liegt bei 51 MJ/kg Cu. Die von der ICA angegebenen Werte beziehen sich dabei auf eine Kombination aus pyro- u. hydrometallurgisch gewonnenem Kupfer. Die CO₂eq-Emissionen sind auf 4,1 kg/kg Cu errechnet (ICA 2017). Der wesentliche Vorteil dieses Datensatzes liegt darin, dass ihm eine umfassende Datenbasis zugrunde liegt. 52 Unternehmen vom Bergbau bis zur Metallurgie, verteilt über vier Kontinente, haben Primärdaten zur Erstellung dieses Datensatzes bereitgestellt. Aus allen verfügbaren Quellen bietet er den umfassendsten Wert der globalen Primärkupferproduktion und ist daher für die nachfolgenden Untersuchungen herangezogen.

Ob sich die Kupfermetallurgie in Zukunft verstärkt auf die pyro- oder hydrometallurgische Aufbereitung verschiebt, kann nur schwer prognostiziert werden. Norgate und Jahanshahi (2010) nehmen an, dass ein verstärkter Einsatz der Hydrometallurgie anzunehmen ist, wenn Erze feiner gemahlen werden müssen. Das ist durchaus möglich, sollten die Erzgehalte, die abgebaut werden, auch weiterhin sinken. Es gibt auch durchaus andere Meinungen, die die Pyrometallurgie als weiterhin dominierende Technologie sehen (Langner 2011; Arndt et al. 2017). In diesem Fall würde sich an der aktuellen Situation wenig ändern. Es ist daher der verstärkte Wandel zur Hydrometallurgie als Zukunftsszenario angenommen. Da der Datensatz der ICA nicht auf die hydrometallurgische Route disaggregiert werden kann, ist für dieses Zukunftsszenario der Wert von Rankin (2011, S. 199) mit 64 MJ/kg Cu angesetzt. Die CO₂eq-Emissionen liegen bei 6,16 kg/kg Cu. Diese Prognose ist jedoch nur eine ungefähre Abschätzung, da sie mögliche Effizienzgewinne der primären Gewinnung über die Zeit nicht berücksichtigt.

5.2.5.2 Ermittlung der energetisch optimalen End-of-Life Recyclingquoten

5.2.5.2.1 Status Quo und Zukunftsszenario

Die in Abschnitt 5.2.3.2 ermittelten Aufwände des Kupferrecyclings aus sekundären Quellen, gewichtet anhand der Massen des sekundären Kupfers aus Abschnitt 5.2.4, ergibt den durchschnittlichen KEA des Kupferrecyclings aus sekundären Quellen (\overline{KEA}). Diese Berechnung ist in Tabelle 5.3 vorgenommen. Im Durchschnitt benötigt das EoL-Recycling von Kupfer also 27 MJ/kg und verursacht 1,7 kg CO₂eq-Emissionen. Letzterer Wert ist aus den in Kapitel C.1 des Appendix III des elektronischen Zusatzmaterials enthaltenen Modellergebnissen

errechnet. Das EoL-Recycling von Kupfer benötigt somit im Durchschnitt lediglich 51 % des KEA der aktuellen Primärgewinnung und verursacht 59 % weniger CO₂eq-Emissionen.

Tabelle 5.3 Durchschnittlicher KEA des EoL-Kupferrecyclings

Sekundäre Quelle x_i	Sekundärkupfer [t]	$KEA_S(x_i)$ [MJ/kg Cu]	(Absoluter Anteil an) \overline{KEA}_S [MJ/kg Cu]
Kabelschrott	45.674	14	(4)
Elektroaltgeräte	56.405	19	(6)
Altautos	5.091	26	(1)
Rostasche	5.324	41,5	(1)
Bau- und Abbruchabfälle	55.748	45	(15)
Summe	168.242		27

Der Vergleich der $KEA_S(x_i)$ mit dem KEA der primären Gewinnung von 51 MJ/kg Cu, lässt bereits erkennen, dass sich das Recycling aus allen sekundären Kupferquellen lohnt und zu entsprechenden Ersparnissen führt. Dennoch kann das EoL-Recycling von Kupfer durchaus in den Bereich der Primärgewinnung kommen. Das zeigen die sekundären Quellen mit relativ geringen Kupferkonzentrationen, wie die Rostasche und die Bau- und Abbruchabfälle. Wie sich der KEA des Recyclings nach den methodischen Annahmen aus Abschnitt 4.4.2 zur EoL-RQ verhält, ist in Abbildung 5.7a veranschaulicht. Die unterschiedlichen $KEA_S(x_i)$ führen zu einem überproportionalen Wachstum des KEA des Kupferrecyclings mit zunehmender EoL-RQ.

Da alle $KEA_S(x_i)$ des Kupferrecyclings geringer ausfallen als der KEA der primären Gewinnung, führt das EoL-Kupferrecycling, wie es aktuell praktiziert wird, zu einer Minderung des KEA und der CO₂eq-Emissionen der Kupferproduktion. Die aktuelle EoL-RQ von 49 % entspricht damit auch der KEA-optimierten EoL-RQ bei den aktuellen Sammelquoten $SQ(x_i)$ und Recyclingeffizienzen $RE(x_i)_j$. Auf ein Jahr gerechnet werden bereits aktuell ca. 4 PJ und 400.000 t CO₂eq-Emissionen durch das EoL-Recycling von Kupfer in Deutschland eingespart

Trifft die Annahme der zukünftigen Entwicklung der primären Kupfergewinnung hin zu einer vermehrten Gewinnung über die hydrometallurgische Route zu, werden sich die Ersparnisse, die durch das Kupferrecycling erzielt werden, voraussichtlich noch verstärken. Demnach würden sich auch in Zukunft keine Änderungen der energetisch optimalen EoL-RQ ergeben. Vielmehr wäre

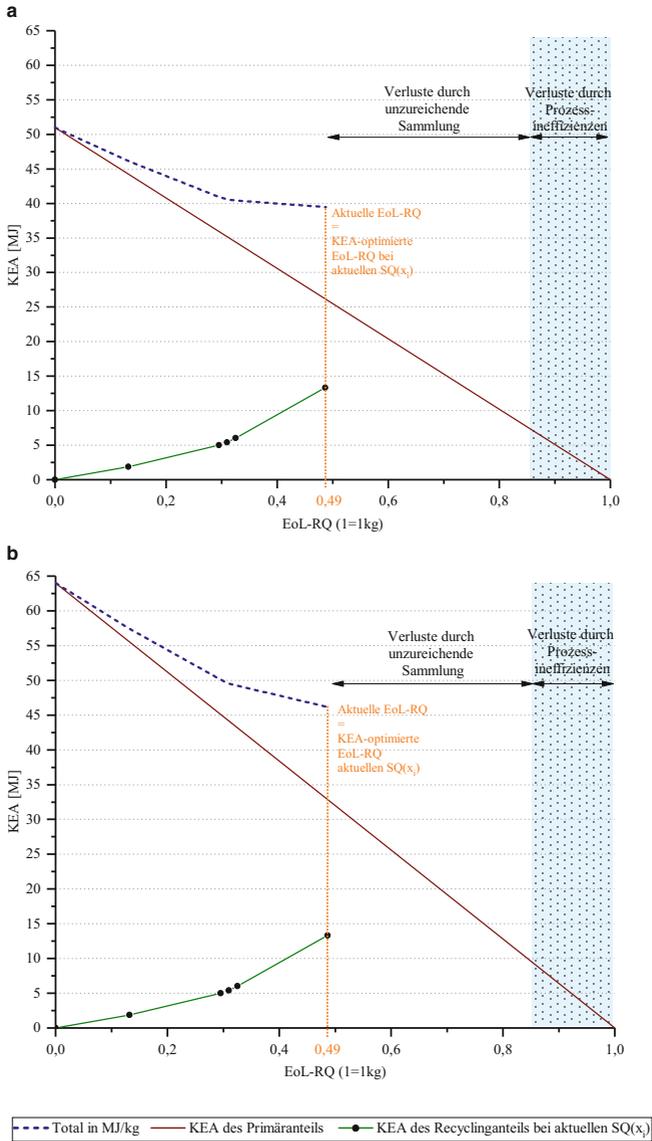


Abbildung 5.7 KEA-optimierte EoL-RQ des Kupferrecyclings **a** der aktuellen Verhältnisse und **b** der abgeschätzten zukünftigen Verhältnisse der primären Kupfergewinnung

davon auszugehen, dass die Ersparnisse durch das Recycling zunehmen, da die Aufwände der primären Gewinnung nach der vorgenommenen Abschätzung ansteigen. Die Auswertung ist in Abbildung 5.7b vorgenommen. Mögliche Änderungen in den Recyclingaufwänden – wie in Abschnitt 5.2.3.2 analysiert – sind aufgrund der hohen Unsicherheiten dieser Daten nicht berücksichtigt. Unter der getroffenen Annahme der zunehmenden hydrometallurgischen Aufbereitung kann jedoch festgehalten werden, dass zukünftig die $KEA_S(x_i)$ des Kupferrecyclings – selbst bei sekundären Quellen mit niedrigen Kupferkonzentrationen – um bis zu 50 % ansteigen können und dennoch energieeffizienter wären, als die primäre Gewinnung.

5.2.5.2.2 Szenarien-Analyse

Die Auswertungen des vorherigen Abschnitts zeigen, dass das Recycling von Kupfer, wie es derzeit praktiziert wird, eine Reduktion der KEA und THGE bewirkt. Gleichzeitig bestehen noch große Potenziale für weitere Erhöhungen der EoL-RQ durch Verbesserungen der Sammelquoten $SQ(x_i)$. Das zeigt die Massenbilanz in Abschnitt 5.2.4. Aber auch Verbesserungen der Recyclingeffizienzen $RE(x_i)$ führen zu einer Steigerung der EoL-RQ. Wie sich letzteres auf die KEA-optimierte EoL-RQ auswirkt, kann wie in Abschnitt 4.4.2 erläutert, in der vorliegenden Arbeit nicht quantitativ untersucht werden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass Verbesserungen der $RE(x_i)$ zu Anstiegen in den $KEA_S(x_i)$ führen und damit die energetisch optimale EoL-RQ entscheidend beeinflussen.

In Abschnitt 4.4.2 ist diskutiert, dass eine Erhöhung der Sammelquoten der sekundären Quellen $SQ(x_i)$ im Grunde nicht in höheren KEA pro Masseneinheit Kupfer ($KEA_S(x_i)$) resultieren. Das ist darauf zurückzuführen, dass die durchschnittliche Transportdistanz, die zu den Sammelstellen zurückgelegt werden muss, für jedes Einzugsgebiet konstant ist. Erhöhungen der Sammelquoten haben somit keinen Einfluss auf die Transportdistanz. Diese Annahme gilt allerdings nur für die sekundärer Quellen x_i , deren Sammlung ausschließlich auf tatsächliche Transporte zurückzuführen ist. Für den selektiven Rückbau der Bau- und Abbruchabfälle gilt diese Annahme nicht, da es sich hierbei um keine reine Sammlung im Sinne von Transporten, sondern vielmehr um eine mechanische Aufbereitung handelt.

Wie sich die KEA des Kupferrecyclings mit zunehmender EoL-RQ unter der Annahme der vollständigen Sammelquoten ohne Mehraufwände verhalten, ist in Abbildung 5.8a veranschaulicht. Die diskreten Datenpunkte der sekundären Quellen verschieben sich entsprechend der zunehmenden Anteile an der EoL-RQ nach rechts und entsprechend der Skalierung der $KEA_S(x_i)$ anhand der Anteile an der

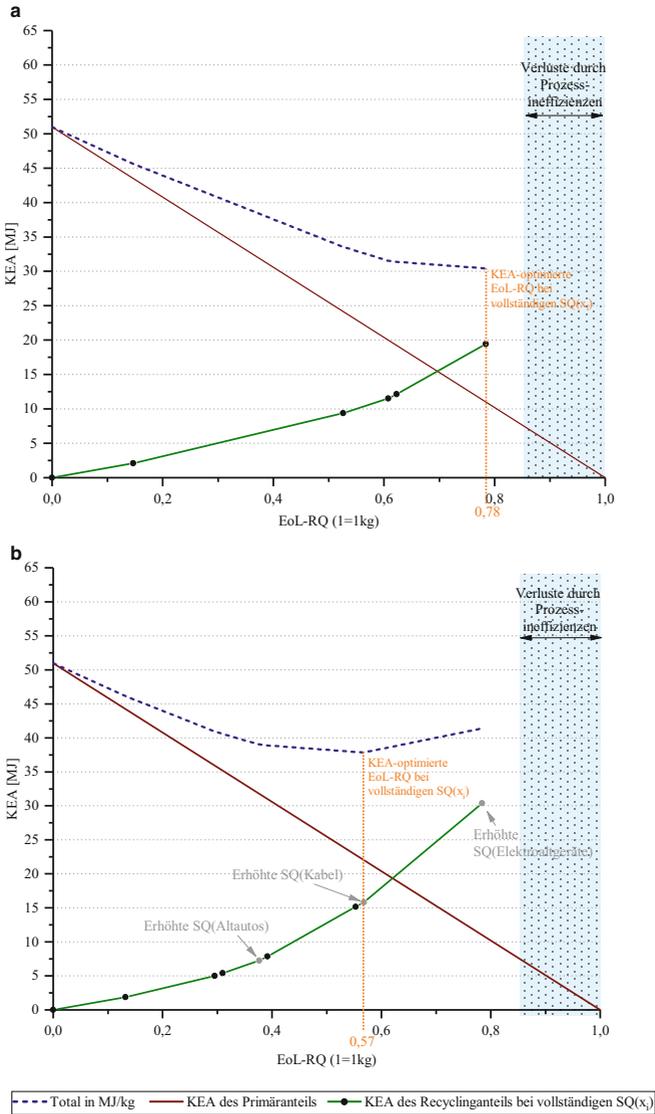


Abbildung 5.8 KEA-optimierte EoL-RQ des Kupferrecyclings bei vollständigen Sammelquoten und **a** konstanten Sammelaufwänden pro kg Cu bzw. **b** variablen Sammelaufwänden pro kg Cu (5 % Auslastung der Transportkapazitäten, ökonomische Allokation)

EoL-RQ nach oben. Bei diesem Szenario verschiebt sich die energetisch optimale EoL-RQ auf 78 %.

Bei einer Steigerung der Sammelquoten $SQ(x_i)$ würden also Transporte vorgenommen werden, die bei aktuellen $SQ(x_i)$ nicht stattfinden. Bei (annähernd) vollständigen Sammelquoten $SQ(x_i) \rightarrow 1$ müssen auch geringste Mengen (z. B. das typische Beispiel vom Handy in der Schublade) in eine Sammlung gegeben werden. Das muss nicht zwangsläufig als Begleiteffekt eines ohnehin stattfindenden Transportes geschehen. Die Aufwände dieser Transporte können somit von den Aufwänden der für die aktuellen $SQ(x_i)$ stattfindenden Transporte abweichen. Um zu analysieren, wie stark die Transportaufwände variieren können und wie sich diese Änderungen auf die KEA-optimierte EoL-RQ auswirken, ist ein weiteres Szenario angenommen, bei dem die Auslastung der Kapazitäten der zusätzlich vorgenommenen Transporte auf 5 % reduziert wird.³ Zudem sind für diese Transporte ökonomische Allokationen unterstellt. Sammlungen durch den Endkonsumenten, wie sie aktuell stattfinden, sind als Abfallentsorgungsmaßnahme eingestuft und daher nach den Massen alloziert (siehe Abschnitt 4.3.4). Den zusätzlich stattfindenden Transporten ist in diesem Szenario allerdings keine Entsorgungsnotwendigkeit zugeschrieben, da sie auch nach dem aktuellen Status Quo keiner notwendigen Entsorgung bedürfen bzw. über andere Wege, wie z. B. (illegale) Exporte eine Entsorgung fahren. Die Analyse ist in Abbildung 5.8b veranschaulicht. Da sich die $KEA_S(x_i)$ der sekundären Quellen, deren Sammelquoten $SQ(x_i)$ Verbesserungen unterstellt werden,⁴ bei aktuellen $SQ(x_i)$ und vollständigen $SQ(x_i)$ im angenommenen Szenario unterscheiden, sind sie als gesonderte diskrete Datenpunkte dargestellt. Der $KEA_S(x_i)$ der zusätzlich gesammelten Elektroaltgeräte übersteigt in diesem Szenario den KEA der primären Kupferproduktion. Die energetisch optimale EoL-RQ liegt bei 57 %.

Die zwei erstellten Szenarien zeigen, dass durch verbesserte Sammelquoten noch deutliche Potenziale für weitere Reduktionen der KEA und THGE existieren. Insbesondere die Sammelaufwände der Elektroaltgeräte können jedoch je nach Auslastung der Transportkapazitäten und Allokationsmethode stark schwanken und gegebenenfalls zu negativen Trade-offs führen. Da es sich hierbei um

³Die Änderungen der Transportkapazitäten gelten nicht für Alautos, da diese selbst Transportmittel und-gegenstand darstellen.

⁴Betrifft Kabelschrott, Elektroaltgeräte und Alautos. Bau- und Abbruchabfälle sind aufgrund der Sammlung durch selektiven Rückbau ausgenommen. Für Rostasche aus Siedlungsabfällen ist aufgrund der gesetzlichen Verpflichtung zur Aufbereitung bereits eine $SQ(x_i)$ von 100 % angenommen (siehe Abschnitt B.1.3.1 in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials).

Sammlungen durch Endkonsumenten handelt, sind weiterführende sozialwissenschaftliche Forschungen empfehlenswert, um genauere Berechnungen zu den Sammelaufwänden vornehmen zu können.

5.2.6 Fazit zum Kupferrecycling

Die Auswertungen der Ergebnisse des Recyclingmodells zeigen, dass die Kupferkonzentrationen der sekundären Quellen die $KEA_S(x_i)$ des Kupferrecyclings wesentlich beeinflussen. Dennoch benötigt das Kupferrecycling aus sekundären Quellen, die eine geringere Kupferkonzentration aufweisen als die primären Quellen (Rostasche, Bau- und Abbruchabfälle), einen geringeren KEA als die Primärgewinnung. Das ist u. a. auf Allokationseffekte zurückzuführen. Des Weiteren zeigen die Auswertungen des erstellten Recyclingmodells, dass das Kupferrecycling aus sekundären Quellen mit geringeren Konzentrationen tendenziell einen geringeren KEA pro Masseneinheit durchgesetztes Material ($KEA_D(x_i)$) aufweist. Das ist zum einen auf die geringere Komplexität dieser sekundären Quellen und zum anderen auf die geringeren Recyclingeffizienzen ihrer mechanischen Aufbereitungen zurückzuführen.

Die Optimierung der EoL-RQ des Kupferrecyclings nach den energetischen Aufwänden zeigt, dass die aktuell erzielte EoL-RQ von 49 % unter den gegebenen Bedingungen der Sammelquoten und Recyclingeffizienzen bereits optimal ist. Alle relevanten verfügbaren sekundären Kupferquellen werden aktuell mit energetischen Ersparnissen recycelt. Deutliche Optimierungspotenziale existieren insbesondere noch durch Verbesserungen der Sammelquoten. Auch zukünftig wird das EoL-Recycling von Kupfer aller Voraussicht nach energetisch vorteilhaft sein, sofern der angenommene Umschwung auf einen vermehrten Einsatz der aufwandsintensiveren hydrometallurgischen Route der primären Gewinnung zu verzeichnen sein wird. Die Auswertungen zeigen allerdings auch, dass die energetischen Aufwände des Kupferrecyclings durchaus in den Wertebereich der primären Kupfergewinnung kommen können. So sind die $KEA_S(x_i)$, die für das Recycling aus Rostasche und Bau- und Abbruchabfällen benötigt werden, nur marginal geringer als die der primären Gewinnung. Steigerungen der EoL-RQ dieser beiden sekundären Quellen durch erhöhte Energieeinsätze oder steigende Energiebedarfe durch Änderungen in deren Kupferkonzentrationen können also durchaus zu negativen Effekten führen.

Die Ergebnisse des Kupferrecyclingmodells und die damit verbundenen Auswertungen sind mit gewissen Unsicherheiten behaftet und daher nicht als definitive Ergebnisse zu verstehen, sondern vielmehr als erste richtungsweisende

Abschätzungen. Das Recycling von Kupfer aus sekundären Quellen ist stark mit dem Recycling weiterer Metalle aus diesen sekundären Quellen verweben. Das ist insbesondere auf die Funktion des Kupfers als Trägermetall zurückzuführen (siehe Abschnitt 5.2.3.1). Sollte Kupfer also nicht aus einer sekundären Quelle recycelt werden, so kann das negative Auswirkungen auf das Recycling zahlreicher weiterer Metalle haben, die ebenfalls in dieser sekundären Quelle enthalten sind. Auf diese Unsicherheiten ist ausführlich in Abschnitt 7.3 eingegangen.

5.3 Tantal

5.3.1 Die Bedeutung von Tantal

Tantal ist der Menschheit erst seit einer relativ kurzen Zeit bekannt. Die erste Entdeckung dieses Metalls ist auf das Jahr 1802 datiert (Wollaston 1809). Zum ersten Mal in verhältnismäßig reiner Form wurde es jedoch erst über 100 Jahre später, zu Beginn des 20. Jahrhunderts hergestellt (TIC 2018). Tantal ist der Gruppe der Refraktärmetalle zugeordnet, deren Besonderheit ihre sehr widerstandsfähigen und robusten Eigenschaften sind. Neben der hohen Duktilität, Härte und Dichte ist Tantal auch aufgrund des sehr hohen Schmelzpunktes von 2.996 °C ein begehrtes und vielseitig einsetzbares Technologiemetall. Das heutige Haupteinsatzgebiet von Tantal ist auf seine hohe Permittivität⁵ zurückzuführen. Diese Eigenschaft prädestiniert Tantal für einen Einsatz als Anodenmaterial in Kondensatoren. Aufgrund dieses Einsatzgebietes ist Tantal heute in nahezu allen elektronischen Geräten verbaut (Schulenburg et al. 2017; Both 2016).

Im Jahr 2016 wurden weltweit 1.730 t Tantal gefördert. Davon sind über 60 % auf den Kleinbergbau zurückzuführen (Damm 2018). Nach einer aktuellen Prognose wird im Jahr 2035 das 1,6-fache dieser Menge benötigt, um lediglich die zwei am stärksten wachsenden Anwendungsfelder – Superlegierungen und Kondensatoren – abdecken zu können (Marscheider-Weidemann et al. 2016). Eben diese zunehmende wirtschaftliche Bedeutung ist der wesentliche Grund, warum Tantal im Jahr 2017 wieder in die Liste der als kritisch eingestuften Rohstoffe der Europäischen Union aufgenommen wurde (EC 2017b). Das Versorgungsrisiko ist in dieser Kritikalitätsstudie als moderat eingestuft, trotz des hohen Anteils an artisanalem Bergbau, keinen innereuropäischen primären Tantalvorkommen und einer EoL-RQ von unter einem Prozent (Graedel et al. 2011). Diese niedrige EoL-RQ

⁵Die Permittivität, auch dielektrische Leitfähigkeit genannt, gibt die Durchlässigkeit eines Materials für elektrische Felder an.

kann zu weiten Teilen durch die Hauptanwendung von Tantal in Kondensatoren erklärt werden, die in sehr geringen Mengen in einer Vielzahl an Produkten vorkommen, was die Umsetzung eines Recyclings erheblich erschwert. Außerdem ist Tantal zu lediglich 0,9 ppm in der Erdkruste (Rudnick und Gao 2004) und zu durchschnittlich 0,02 % in Minen (aktuelle primäre Quellen) vorhanden (Mackey und Simandl 2015) und ist somit auch primärseitig sehr niedrig konzentriert. Die Gewinnung von Tantal unterliegt damit primär- und sekundärseitig einem signifikanten Konzentrationsproblem. Eine genaue Analyse der KEA des Recyclings und ein Vergleich mit dem KEA der primären Gewinnung ist vor diesem Hintergrund von besonderer Bedeutung und kann wertvollen Aufschluss für Verbesserungspotenziale in der Tantalbereitstellung liefern.

5.3.2 Sekundäre Tantalquellen

Tantal kommt in sechs Hauptanwendungen – Kondensatoren, Legierungsadditiven, Tantaloxiden, Sputtertargets, Tantalpulver und Tantalkarbiden – zum Einsatz, die wiederum in zahlreichen verschiedenen Produkten benötigt werden (Schulenburg et al. 2017; Nassar 2017). Der mengenmäßig größte Anteil der Weltjahresproduktion fließt als hochreines Tantalpulver in die Herstellung von Kondensatoren. Diese werden auf Leiterplatten zur Speicherung elektrischer Ladung benötigt (Freeman 2018; Fitzpatrick et al. 2015) und finden daher hauptsächlich im Bereich der Informations- und Kommunikationstechnologie (IKT) und mittlerweile auch im Automobilbereich Anwendung (Deetman et al. 2017; Nassar 2017). Als Legierungsadditiv wird Tantal hauptsächlich in der Luftfahrt eingesetzt. Aufgrund dessen hoher Temperaturbeständigkeit findet der Einsatz insbesondere in Turbinen statt. Tantaloxide werden primär für optische Gläser, wie z. B. Linsen benötigt. Sputtertargets aus Tantal werden hauptsächlich in der Halbleiterindustrie eingesetzt, um Leiterplatten mit einem dünnen Tantalfilm zu beschichten, der als Barrierematerial dient. So werden Interdiffusionen in den stark kupferhaltigen Leiterplatten verhindert (Gilman 2010; Fitzpatrick et al. 2015). Ein weiteres Anwendungsfeld der Sputtertargets ist das Beschichten von Flachbildschirmen (Nassar 2017). Tantalkarbide kommen aufgrund ihrer Häreigenschaften in Schneid- und Bohrwerkzeugen zum Einsatz. Die Einsatzgebiete von Tantalpulver sind überaus vielzählig und reichen von korrosionsbeständigen Beschichtungen von Schrauben über militärische Anwendungen in Projektilen bis zu Beschichtungen von Containern für nukleare Abfälle (Schulenburg et al. 2017; Nassar 2017). Abbildung 5.9 zeigt eine Abschätzung der prozentualen Aufteilung der globalen Tantalproduktion nach den sechs Hauptanwendungsgebieten.

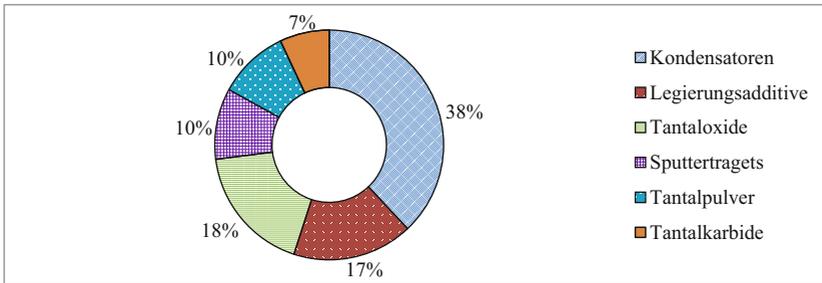


Abbildung 5.9 Hauptanwendungsgebiete Tantal (2015) (Schulenburg et al. 2017)

Die sechs Hauptanwendungen von Tantal fallen nach der Nutzungsphase als unterschiedlichste sekundäre Tantalquellen an. Bei der Identifikation der sekundären Quellen sind einige Besonderheiten zu beachten, die nachfolgend erläutert sind. Sputtertargets geben durch den Beschichtungsprozess Material an das zu beschichtende Objekt ab. Das Tantal, das nun auf den Leiterplatten bzw. den Bildschirmen verteilt ist, kann bis dato nicht rückgewonnen werden (Ciacci et al. 2015). Es sind derzeit auch keine Forschungen dazu aktiv. In diesem Fall kann von Dissipation gesprochen werden. Ein Recycling ist hier nur für die Reste der Sputtertargets nach deren Nutzung möglich, die zwischen 10 und 70 % des Ausgangsgewichtes betragen (Marwede und Reller 2014; Nassar 2017). Da in Deutschland in keinem nennenswerten Umfang Leiterplatten oder Bildschirme produziert werden, fallen auch keine Sputtertargetreste an, die einem Recycling zugeführt werden könnten. Diese potenzielle sekundäre Quelle ist damit von den weiterführenden Untersuchungen ausgenommen. Auch die Anwendungsfelder des Tantalpulvers sind nicht weiterführend betrachtet. Die daraus resultierenden sekundären Quellen sind zum einen sehr unterschiedlich und zum anderen teils dissipativer Natur (siehe Beispiele oben). Zudem machen die zahlreichen Anwendungsfelder des Tantalpulvers jeweils nur sehr geringe Anteile an der verfügbaren Gesamtmasse des Tantals in sekundären Quellen aus. Denn bereits die Summe aller eingesetzten Tantalpulver betragen lediglich 10 % am gesamten Tantalbedarf. Nach Angaben von Ciacci et al. (2015) existieren derzeit ohnehin keine Recyclingmöglichkeiten bzw. Bemühungen, diese potenziellen sekundären Tantalquellen zu erschließen.

Die für die nachfolgenden Untersuchungen identifizierten sekundären Quellen sind Kondensatoren, Legierungen, Tantaloxide in optischen Gläsern und Tantalcarbide in Bohr- und Schneidwerkzeugen. Tantal-kondensatoren sind in teils stark

unterschiedlichen Produkten verbaut, die unterschiedliche Tantalkonzentrationen aufweisen und in unterschiedlichsten Massen anfallen (Deetman et al. 2017). Es ist also eine differenzierte Betrachtung dieser Produkte notwendig. Existierende Untersuchungen zu den Tantalgehalten in Elektrogeräten (bzw. Elektroaltgeräten) verweisen auf folgende Produkte in denen Tantalkondensatoren verbaut sind: Mobiltelefone, Tablets, Laptops, Desktop PCs, Server, Festplatten bzw. Hard Disk Drivers (HDD) und Flachbildschirme bzw. Flat Screen Monitore (FSM) (Ueberschaar et al. 2017a; Fitzpatrick et al. 2015; Chancerel et al. 2015). Eine weitere sekundäre Quelle, die Tantalkondensatoren enthält, sind Altautos bzw. deren elektronische Komponenten (Widmer et al. 2015). Alle sekundären Tantalquellen sowie deren Tantalkonzentrationen sind in Tabelle 5.4 zusammengefasst.

Tabelle 5.4 Sekundäre Tantalquellen und deren Tantalkonzentrationen (Datengrundlage in Kapitel B.1 des Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials)

sekundäre Quelle		$\omega_{Ta}(x_i)$ [g/g]
Kondensatoren	Mobiltelefone	1,19E-03
	Smartphones	8,26E-05
	Tablets	1,50E-04
	Notebooks	8,13E-04
	Desktops	3,90E-04
	Server	7,08E-05
	HDD	3,39E-04
	FSM	4,38E-05
	Altautos ^a	5,48E-06
Karbide		4,00E-02
Legierungen		4,80E-02
Optische Gläser		1,12E-03

^aFür Altautos ist die Konzentration in den elektronischen Komponenten angenommen, da diese Komponenten nach aktuellem Stand ohnehin aus Altautos demontiert werden (Kühn 2018).

5.3.3 Recyclingmodell

5.3.3.1 Recyclingverfahren und Prozessdaten

Die sekundären Tantalquellen sind in ihren chemischen und physikalischen Zusammensetzungen so unterschiedlich, dass auch deren jeweilige mechanische und metallurgische Recyclingverfahren fundamental voneinander abweichen. Im Folgenden sind die Recyclingverfahren kurz zusammengefasst, um das erstellte Recyclingmodell und die darauf aufbauenden Auswertungen nachvollziehbar zu machen. Detailliertere Beschreibungen sowie die Erläuterungen und Referenzen zu den Prozessdatenerhebungen der Recyclingverfahren sind in Kapitel B.2 des Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials gegeben.

Das Recycling von Tantal aus EoL-Kondensatoren befindet sich bis dato noch in der Forschung. Das angenommene Recyclingverfahren – siehe Abbildung 5.10 – setzt sich daher aus Prozessen im Pilot- bzw. Labormaßstab zusammen. Es sind die Prozesse mit den besten Prozessdaten ausgewählt. Für die metallurgische Aufbereitung konnte auf Prozessdaten des großindustriellen Maßstabes zurückgegriffen werden, da Kondensatoren, die als Produktionsabfälle anfallen, bereits recycelt werden (Schulenburg et al. 2017). Das Recycling von Tantal aus EoL-Kondensatoren benötigt eine umfangreiche und mehrstufige mechanische Aufbereitung, um die Kondensatoren von den Elektroaltgeräten bzw. deren Leiterplatten zu separieren. Die separierten Kondensatoren haben danach einen Tantalgehalt von ca. 50 % (Ueberschaar et al. 2017a). Durch die mechanische Aufbereitung findet also bereits eine wesentliche Konzentrationserhöhung des Tantals statt. Die Kondensatoren werden in einem nachfolgenden Pyrolyseprozess von allen organischen Bestandteilen befreit. Weitere unerwünschte Komponenten werden über zusätzliche mechanische Aufbereitungsschritte entfernt. Über eine hydrometallurgische Aufbereitung wird, unter dem Zusatz von Chlor, aus der aufbereiteten Tantalfraktion reines Tantaloxid erzeugt. Eine finale Reduktion mit Magnesiumdampf reduziert das Oxid zu hochreinem Tantal.

Tantal, das in oxidischer Form in optischen Gläsern gebunden ist, kann über das sogenannte pyrometallurgische *Syncon-Verfahren* der H.C. Starck GmbH am Standort in Laufenburg und einer finalen Raffination am Standort in Goslar rückgewonnen werden (Schulenburg et al. 2017). Detaillierte Informationen zu diesem Verfahren sind Abschnitt B.2.1 in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials zu entnehmen. Das mengenmäßig größte Anwendungsgebiet der Tantaloxide sind mit fast 100 % die optischen Linsen. Der Großteil ist davon auf Kameralinsen zurückzuführen (Deetman et al. 2017). In der Praxis werden derzeit lediglich Produktionsschrotte von optischen Gläsern einem Recycling zugeführt (Beckmann 2018).

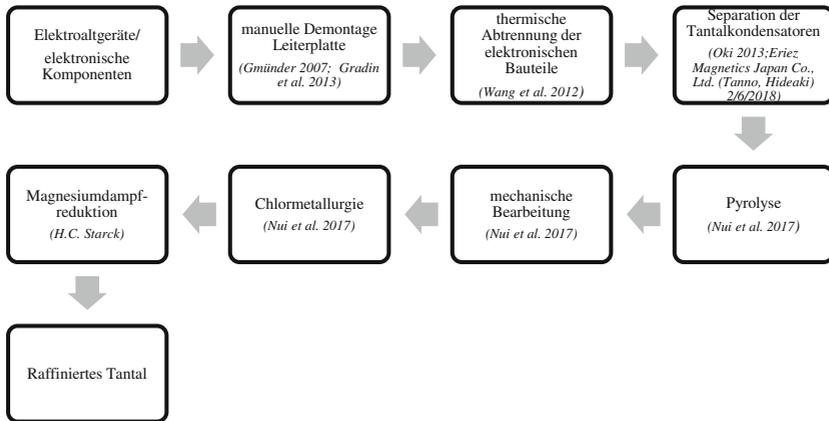


Abbildung 5.10 Verfahren des Tantalrecyclings aus EoL-Kondensatoren (Referenzen der Prozesse in Klammern)

Im Gegensatz zu Kondensatoren und optischen Gläsern findet das EoL-Recycling von Tantal aus Legierungen und Karbiden in der Praxis bereits statt (Nassar 2017; Schulenburg et al. 2017). Allerdings wird das Tantalrecycling dieser beiden sekundären Quellen als Materialverbund vorgenommen, d. h. die einzelnen Materialien dieser sekundären Quellen werden nicht voneinander separiert, sondern im Verbund recycelt. Im Falle der Legierungen handelt es sich beim Recycling lediglich um einen Umschmelzprozess. Aufgrund der hohen Wertigkeit solcher tantalhaltigen Superlegierungen findet meist eine genaue Vorsortierung statt, sodass die Beimengung unerwünschter Legierungsbestandteile weitestgehend ausgeschlossen ist (Eckelman et al. 2014). Um Karbide zu recyceln wird in der Regel der *Zink-Prozess* angewandt (Kurylak et al. 2016b). Dabei wird unter Argon- oder Stickstoffschutzatmosphäre bei ca. 950 °C dem karbidischen Material Zink beigemischt, was zu einem chemischen Aufschluss des Bindemittels führt. Die stoffliche Zusammensetzung des Karbides ändert sich dabei nicht. Über eine Vakuumdestillation wird im Anschluss das Zink separiert und das Karbid kann erneut eingesetzt werden. Alle sekundärquellenspezifischen Prozessdaten der Modellbildung sind in der nachfolgenden Tabelle 5.5 enthalten.

Die Sammel- und Transportdistanzen des Tantalrecyclings sind, sofern möglich, basierend auf realen Standorten errechnet. Da Kondensatoren und optische Gläser bisher keinem EoL-Recycling zugeführt werden, sind bei deren Simulation der Sammel- und Transportlogistik Annahmen getroffen und Szenarien gerechnet.

Tabelle 5.5 Sekundärquellenspezifische Prozessdaten des Tantalrecyclingmodells, Werte pro kg Durchsatz der jeweiligen Prozesse (für die Datenerhebung siehe Kapitel B.2 in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials)

Prozess	$RE(x_t)_j$	$A(x_t)_j$	$\omega(x_t)_j$ [g/g]	$\omega(x_t)_j \cdot \eta(x_t)_j$ [g/g]	Strom [kWh] (Distanz [tkm])	FeCl ₂ [kg]	Mg [kg]	Ar [kg]	H ₂ SO ₄ [kg]	H ₂ O [kg]	Koks [kg] (Erdgas [m ³])
Altautos	Sammlung	1,0E-05	1,0E-05	1,0E-05	(8,4E-03)						
	Transport 1	1,0E-05	1,0E-05	1,0E-05	(7,1E-05)						
	Demontage	1	0,02	1,0E-05	4,7E-04	0,007					
	Transport 2				(3,4E-01)						
	Abtrennung	0,8	1	4,7E-04	2,8E-03	0,025					
	Separation	0,8	1	2,8E-03	4,7E-01	0,232					
	Pyrolyse	1	1	4,7E-01	5,4E-01	0,671					
	mechanische Aufbereitung	1	1	5,4E-01	6,0E-01	0,192					
	Chlormetallurgie	0,93	1	6,0E-01	8,1E-01	5,68	0,53				
	Transport 3			8,1E-01	8,1E-01	(3,2E-01)					
	Reduktion	0,99	1	8,1E-01	1,0E+00	1,574		0,3	0,07	2,459	1,64
	Mobiltelefone	Sammlung		1,2E-03	1,2E-03	(3,2E-03)					
Transport 1			1,7E-03	1,2E-03	(1,6E-02)						
Demontage		1	0,002	1,2E-03	5,2E-03	0,191					
Transport 2					(3,1E-01)						
Abtrennung		0,8	1	5,2E-03	3,0E-02	0,025					

(Fortsetzung)

Tabelle 5.5 (Fortsetzung)

Prozess	$RE(x_i)_j$	$A(x_i)_j$	$\omega(x_i)_j$ [g/g]	$\omega(x_i)_j \cdot \eta(x_i)_j$	Strom [kWh] (Distanz [tkm])	FeCl ₂ [kg]	Mg [kg]	Ar [kg]	H ₂ SO ₄ [kg]	H ₂ O [kg]	Koks [kg] (Erdgas [m ³])
Separation	0,8	1	3,0E-02	4,5E-01	0,232						
Pyrolyse	1	1	4,5E-01	5,2E-01	0,671						
mechanische Aufbereitung	1	1	5,2E-01	5,8E-01	0,192						
Chlormetallurgie	0,93	1	5,8E-01	8,1E-01	5,68	0,53					
Transport 3			8,1E-01	8,1E-01	(3,2E-01)						
Reduktion	0,99	1	8,1E-01	1,0E+00	1,574		0,3	0,07	2,459	1,64	
Sammlung		8,0E-05	8,0E-05	8,0E-05	(3,2E-03)						
Transport 1		5,7E-03	8,0E-05	8,0E-05	(1,6E-02)						
Demontage	1	0,02	8,0E-05	5,5E-04	0,173						
Transport 2					(3,1E-01)						
Abtrennung	0,8	1	5,5E-04	3,2E-03	0,025						
Separation	0,8	1	3,2E-03	4,9E-01	0,232						
Pyrolyse	1	1	4,9E-01	5,6E-01	0,671						
mechanische Aufbereitung	1	1	5,6E-01	6,2E-01	0,192						
Chlormetallurgie	0,93	1	6,2E-01	8,1E-01	5,68	0,53					
Transport 3			8,1E-01	8,1E-01	(3,2E-01)						
Reduktion	0,99	1	8,1E-01	1,0E+00	1,574		0,3	0,07	2,459	1,64	

(Fortsetzung)

Tabelle 5.5 (Fortsetzung)

Prozess	$RE(x_t)_j$	$A(x_t)_j$	$\omega(x_t)_j$ [g/g]	$\omega(x_t)_j \cdot \eta(x_t)_j$	Strom [kWh] (Distanz [tkm])	FeCl ₂ [kg]	Mg [kg]	Ar [kg]	H ₂ SO ₄ [kg]	H ₂ O [kg]	Koks [kg] (Erdgas [m ³])
Tablets											
Sammlung		1,5E-04	1,5E-04	1,5E-04	(3,2E-03)						
Transport 1		5,7E-03	1,5E-04	1,5E-04	(1,6E-02)						
Demontage	1	0,02	1,5E-04	1,7E-03	0,042						
Transport 2					(3,1E-01)						
Abtrennung	0,8	1	1,7E-03	1,0E-02	0,025						
Separation	0,8	1	1,0E-02	4,5E-01	0,232						
Pyrolyse	1	1	4,5E-01	5,1E-01	0,671						
mechanische Aufbereitung	1	1	5,1E-01	5,7E-01	0,192						
Chlormetallurgie	0,93	1	5,7E-01	8,1E-01	5,68	0,53					
Transport 3			8,1E-01	8,1E-01	(3,2E-01)						
Reduktion	0,99	1	8,1E-01	1,0E+00	1,574		0,3	0,07	2,459	1,64	
Sammlung		8,1E-04	8,1E-04	8,1E-04	(3,2E-03)						
Transport 1		7,8E-03	8,1E-04	8,1E-04	(1,6E-02)						
Demontage	1	0,01	8,1E-04	7,2E-03	0,08						
Transport 2					(3,1E-01)						
Abtrennung	0,8	1	7,2E-03	4,3E-02	0,025						
Separation	0,8	1	4,3E-02	4,9E-01	0,232						

(Fortsetzung)

Tabelle 5.5 (Fortsetzung)

Prozess	$RE(x_i)_j$	$A(x_i)_j$	$\omega(x_i)_j$ [g/g]	$\omega(x_i)_j \cdot \eta(x_i)_j$	Strom [kWh] (Distanz [tkm])	FeCl ₂ [kg]	Mg [kg]	Ar [kg]	H ₂ SO ₄ [kg]	H ₂ O [kg]	Koks [kg] (Erdgas [m ³])
Pyrolyse	1	1	4,9E-01	5,6E-01	0,671						
mechanische Aufbereitung	1	1	5,6E-01	6,2E-01	0,192						
Chlormetallurgie	0,93	1	6,2E-01	8,1E-01	5,68	0,53					
Transport 3		1	8,1E-01	8,1E-01	(3,2E-01)						
Reduktion	0,99	1	8,1E-01	1,0E+00	1,574		0,3	0,07	2,459	1,64	
Sammlung		3,9E-04	3,9E-04	3,9E-04	(3,2E-03)						
Transport 1		6,6E-03	3,9E-04	3,9E-04	(1,6E-02)						
Demontage	1	0,01	3,9E-04	4,9E-03	0,004						
Transport 2					(3,1E-01)						
Abtrennung	0,8	1	4,9E-03	2,9E-02	0,025						
Separation	0,8	1	2,9E-02	4,6E-01	0,232						
Pyrolyse	1	1	4,6E-01	5,3E-01	0,671						
mechanische Aufbereitung	1	1	5,3E-01	6,0E-01	0,192						
Chlormetallurgie	0,93	1	6,0E-01	8,1E-01	5,68	0,53					
Transport 3		1	8,1E-01	8,1E-01	(3,2E-01)						
Reduktion	0,99	1	8,1E-01	1,0E+00	1,574		0,3	0,07	2,459	1,64	

(Fortsetzung)

Tabelle 5.5 (Fortsetzung)

Prozess	$RE(x_t)_j$	$A(x_t)_j$	$\omega(x_t)_j$ [g/g]	$\omega(x_t)_j \cdot \eta(x_t)_j$	Strom [kWh] (Distanz [tkm])	FeCl ₂ [kg]	Mg [kg]	Ar [kg]	H ₂ SO ₄ [kg]	H ₂ O [kg]	Koks [kg] (Erdgas [m ³])
Server											
Sammlung		7,0E-05	7,0E-05	7,0E-05	(3,2E-03)						
Transport 1		3,6E-03	7,0E-05	7,0E-05	(1,6E-02)						
Demontage	1	0,02	7,0E-05	4,3E-03	0,003						
Transport 2					(3,1E-01)						
Abtrennung	0,8	1	4,3E-03	2,5E-02	0,025						
Separation	0,8	1	2,5E-02	4,9E-01	0,232						
Pyrolyse	1	1	4,9E-01	5,6E-01	0,671						
mechanische Aufbereitung	1	1	5,6E-01	6,2E-01	0,192						
Chlormetallurgie	0,93	1	6,2E-01	8,1E-01	5,68	0,53					
Transport 3		1	8,1E-01	8,1E-01	(3,2E-01)						
Reduktion	0,99	1	8,1E-01	1,0E+00	1,574		0,3	0,07	2,459	1,64	
HDD											
Sammlung		3,4E-04	3,4E-04	3,4E-04	(3,2E-03)						
Transport 1		5,3E-03	3,4E-04	3,4E-04	(1,6E-02)						
Demontage	1	0,02	3,4E-04	5,6E-03	0,056						
Transport 2					(3,1E-01)						
Abtrennung	0,8	1	5,6E-03	3,3E-02	0,025						
Separation	0,8	1	3,3E-02	4,9E-01	0,232						

(Fortsetzung)

Tabelle 5.5 (Fortsetzung)

Prozess	$RE(x_i)_j$	$A(x_i)_j$	$\omega(x_i)_j$ [g/g]	$\omega(x_i)_j \cdot \eta(x_i)_j$	Strom [kWh] (Distanz [tkm])	FeCl ₂ [kg]	Mg [kg]	Ar [kg]	H ₂ SO ₄ [kg]	H ₂ O [kg]	Koks [kg] (Erdgas [m ³])
Pyrolyse	1	1	4,9E-01	5,6E-01	0,671						
mechanische Aufbereitung	1	1	5,6E-01	6,2E-01	0,192						
Chlormetallurgie	0,93	1	6,2E-01	8,1E-01	5,68	0,53					
Transport 3		1	8,1E-01	8,1E-01	(3,2E-01)						
Reduktion	0,99	1	8,1E-01	1,0E+00	1,574		0,3	0,07	2,459	1,64	
Sammlung		4,0E-05	4,0E-05	4,0E-05	(3,2E-03)						
Transport 1		1,4E-02	4,0E-05	4,0E-05	(1,6E-02)						
Demontage	1	0,04	4,0E-05	1,0E-03	0,006						
Transport 2					(3,1E-01)						
Abtrennung	0,8	1	1,0E-03	5,9E-03	0,025						
Separation	0,8	1	5,9E-03	4,9E-01	0,232						
Pyrolyse	1	1	4,9E-01	5,6E-01	0,671						
mechanische Aufbereitung	1	1	5,6E-01	6,2E-01	0,192						
Chlormetallurgie	0,93	1	6,2E-01	8,1E-01	5,68	0,53					
Transport 3		1	8,1E-01	8,1E-01							
Reduktion	0,99	1	8,1E-01	1,0E+00	1,574		0,3	0,07	2,459	1,64	

(Fortsetzung)

Tabelle 5.5 (Fortsetzung)

Prozess	$RE(x_t)_j$	$A(x_t)_j$	$\omega(x_t)_j$ [g/g]	$\omega(x_t)_j \cdot \eta(x_t)_j$	Strom [kWh] (Distanz [tkm])	FeCl ₂ [kg]	Mg [kg]	Ar [kg]	H ₂ SO ₄ [kg]	H ₂ O [kg]	Koks [kg] (Erdgas [m ³])	
Optische Gläser	Sammlung	1,1E-03	1,1E-03	1,1E-03	(3,2E-03)							
	Transport 1	0,08	1,1E-03	1,1E-03	(1,6E-02)							
	Demontage	1	1,1E-03	4,6E-02	0,024							
	Transport 2	1	4,6E-02	4,6E-02	(5,5E-01)							
	LBO	0,968	1	4,6E-02	0,65						0,156	
	mechanische Aufbereitung	1	1	1,2E-01	1,2E-01	0,014						
	Rösten	1	1	1,2E-01	9,9E-02							(0,072)
	LBO	0,968	1	9,9E-02	2,3E-01	0,65						0,031
	Hydrometallurgie	1	1	2,3E-01	7,0E-01	1,2						
	Filtration	1	1	7,0E-01	8,0E-01	0,011						
Karbide	Kalzination	1	1	8,0E-01	8,2E-01						(0,0626)	
	Transport 3	1	1	8,2E-01	8,2E-01	(6,7E-01)						
	Reduktion	0,99	1	8,2E-01	1,0E+00	1,574						
	Transport		0,27	4,0E-02	4,0E-02	(4,1E-01)					2,459	
Legierungen	Recycling	0,95	0,27	4,0E-02	4							
	Transport		0,02	4,8E-02	(4,0E-01)							
	Recycling	0,9	0,02	4,8E-02	1,1							

Kondensatoren und optische Gläser sind in Elektroaltgeräten und Altautos verbaut. Deren Sammeldistanzen entsprechen also denen der Elektroaltgeräte bzw. der Altautos. Auch die Distanzen des Transportes 1 zur weiterführenden Aufbereitungsanlage entsprechen den Distanzen dieser beiden sekundären Quellen. Am Ort der weiterführenden Aufbereitungsanlage ist die Demontage der Leiterplatten angenommen – was in der Praxis auch tatsächlich meist der Fall ist (Fröhlich 2018c). Nach der Demontage kann die weitere Aufbereitung nach zwei Szenarien erfolgen: (1) die Abtrennung der Kondensatoren von den demontierten Leiterplatten findet dezentral bei den weiterführenden Aufbereitungsanlagen statt, oder (2) die Abtrennung findet zentralisiert statt. Bei Szenario (2) muss weiter differenziert werden: (a) die zentrale Abtrennung wird an einem Ort vorgenommen, an dem die restliche Leiterplatte nicht aufbereitet werden kann, oder (b) an einem Ort, an dem die Aufbereitung der Leiterplatte ebenfalls realisiert werden kann. Beim weiterführenden Transport 2 des Szenarios (1) werden demnach nur die Kondensatoren transportiert. Im Szenario (2) werden die gesamten Leiterplatten transportiert. Im Szenario (2a) müssen die dabei anfallenden Aufwände des Transportes 2 vollständig Tantal zugerechnet werden, da keine Kuppelproduktion am Ort der zentralen Aufbereitung stattfindet. Im Szenario (2b) ist hingegen eine Allokation mit dem Faktor 0,01 für Tantal vorgenommen, was auf die hohe Wertigkeit der restlichen Leiterplatte zurückzuführen ist (die Ermittlung des Allokationsfaktors kann Abschnitt B.2.2.1.1 in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials entnommen werden). Diese Allokation ist notwendig, da der Transport 2 in Szenario (2b) neben dem Tantalrecycling auch dem Recycling der restlichen Leiterplatte dient.

Für alle drei Szenarien gelten die gleichen Transportdistanzen, sie unterscheiden sich damit lediglich in den zu transportierenden Massen und Allokationsfaktoren. Die Tantalkonzentrationen und Allokationsfaktoren des Transportes 2 sind somit auch nicht in Tabelle 5.4 mitaufgeführt. Sie können je nach Szenario den entsprechenden vor- und nachgelagerten Prozessen entnommen werden. Der Ort der zentralisierten Abtrennung der Kondensatoren (Szenario (2)) ist gleichzeitig als der Ort der weiteren Aufbereitung (Pyrolyse, mechanische Aufbereitung und Chlormetallurgie; auch als Prä-Metallurgie bezeichnet) angenommen. Da das EoL-Recycling von Kondensatoren nicht stattfindet, existiert auch kein realer Ort der weiterführenden Aufbereitung. Es ist daher ein fiktiver Standort festgelegt, welcher der durchschnittlichen Entfernung aller Punkte in Deutschland zum Standort der finalen Reduktion in Goslar entspricht.

Die Sammel- und Transportlogistik der optischen Gläser ist bis zur Demontage der Linsen aus den Kameras durch die Sammel- und Transportlogistik der Elektroaltgeräte abgedeckt. Der Transport 2 findet von den Aufbereitungsanlagen nach

Laufenburg, der Transport 3 von Laufenburg nach Goslar statt. Die Transportlogistik der Legierungen und Karbide sind mit jeweils einer durchschnittlichen Transportdistanz vom Ort des Anfallens zur finalen Aufbereitung angenommen. Auch hierfür können weitere Informationen dem Abschnitt B.2.2.2 in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials entnommen werden.

5.3.3.2 Modellergebnisse

Das Umberto-Modell des EoL-Tantalrecyclings ist in Abbildung 5.11 dargestellt. Für diese Auswertung ist ein Mittelwert der in Abschnitt 5.3.3.1 beschriebenen Transportszenarien angenommen. Die Sankey-Darstellung quantifiziert die KEA der Prozesse. Je breiter der Pfeil, desto höher der KEA des Prozesses. Die Outputs sind auf jeweils 1 kg Sekundärtantal skaliert. Der genaue Aufbau eines solchen Umberto-Modells ist in Abschnitt 5.2.3 am Beispiel Kupfer erläutert. Vergleicht man das Modell des Tantalrecyclings mit dem des Kupferrecyclings, so fällt auf, dass sich das Recycling von Tantal aus den sekundären Quellen der Kondensatoren und optischen Gläsern weitaus komplexer gestaltet als das Recycling von Kupfer. Die Recyclingverfahren von Karbiden und Legierungen weisen moderate Komplexitäten auf.

Das Recycling von Tantal aus Kondensatoren ist zwischen den spezifischen sekundären Quellen (Mobiltelefone, Smartphones, Tablets, Notebooks, Desktops, Server, HDD, FSM und Alttautos) differenziert. Alle diese sekundären Quellen durchlaufen zwar dieselben Recyclingprozesse, die Sankey-Darstellung gibt jedoch zu erkennen, dass diese Prozesse je nach sekundärer Quelle unterschiedlich hohe KEA benötigen. Diese Unterschiede sind unmittelbar auf die unterschiedlichen Tantalkonzentrationen und die unterschiedlichen Materialzusammensetzungen der sekundären Quellen zurückzuführen (siehe Tabelle 5.5). Letztere resultieren in unterschiedlichen Allokationsfaktoren. Zu Beginn der Recyclingkette sind die Tantalkonzentrationen in den sekundären Quellen noch relativ gering (siehe Tabelle 5.5). Durch Konzentrationseffekte fallen daher die KEA der Prozesse, die sich am Anfang der Recyclingkette befinden, verhältnismäßig hoch aus. Insbesondere die Demontage der Leiterplatten benötigt pro kg Tantal enorme KEA. Da dieser Prozess jedoch die Rückgewinnung zahlreicher weiterer Metalle unterstützt, ist auf Tantal nur ein Bruchteil des KEA alloziert. Gleiches gilt für die Sammlung, den Transport 1 und den Transport 2 des Szenarios (2b). Alle weiteren Recyclingschritte verfolgen ausschließlich das Ziel des Tantalrecyclings. Deren KEA sind demnach vollständig auf Tantal zugerechnet.⁶

⁶Sind dennoch Abflüsse der KEA in Outputstellen in Abbildung 5.11 zu erkennen, ist das darauf zurückzuführen, dass die KEA zwar an früheren Prozessen alloziert sind, hier jedoch

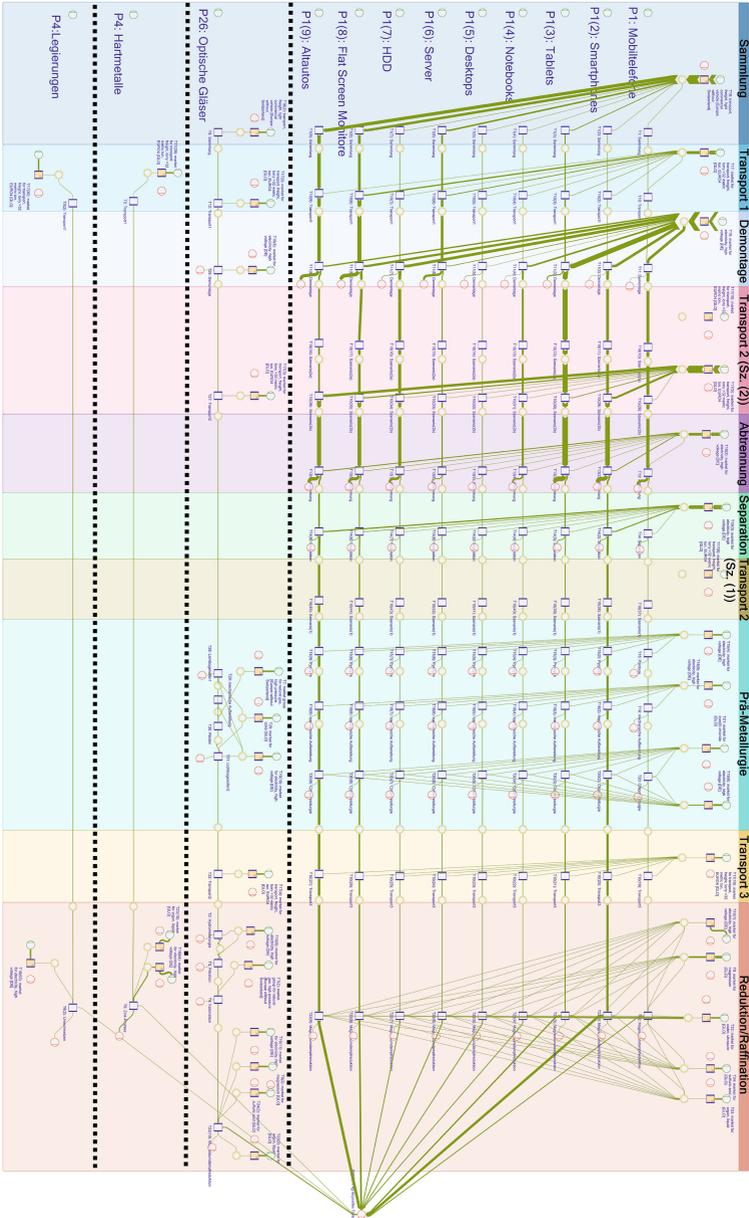


Abbildung 5.11 Umberto-Modell des Tantalrecyclingsystems (Sankey-Darstellung der KEA, alloziert)

Die Auswertungen des Tantalrecyclingmodells nach den $KEA_S(x_i)$ sind in Abbildung 5.12 dargestellt. Es ist dabei zwischen den Szenarien (1) und (2a) – die als die beiden Extremszenarien des Transportes 2 verstanden werden können – sowie dem Mittelwert aus allen drei Szenarien unterschieden. Die Ergebnisse zeigen, dass der Transport wesentlichen Einfluss auf die KEA des Tantalrecyclings aus Kondensatoren haben kann. So weichen die $KEA_S(x_i)$ der beiden Extremszenarien um bis zu 65 % ab, was ausschließlich auf die für den Transport 2 getroffenen Annahmen zurückzuführen ist. Um das Tantalrecycling aus Kondensatoren möglichst energieeffizient zu gestalten, sollte also das dafür notwendige Recyclingsystem so abgestimmt sein, dass Transporte, die dem Szenario (2a) gleichkommen, weitestgehend ausgeschlossen werden können. Um die nachfolgenden Analysen möglichst objektiv vornehmen zu können, sind für die Transportaufwände Mittelwerte, also eine Gleichgewichtung aller drei Transportszenarien, angenommen. Eine differenzierte tabellarische Auflistung der Modellergebnisse ist in Kapitel C.2 des Appendix III des elektronischen Zusatzmaterials enthalten.

Kondensatoren aus Altagautos sind mit 3,7 GJ/kg Ta die sekundären Quellen, deren Tantalrecycling am meisten Energie benötigt, dicht gefolgt von Smartphones mit 3,4 GJ/kg Ta. Den geringsten $KEA_S(x_i)$ für das Tantalrecycling aus Kondensatoren benötigt die sekundäre Quelle der Notebooks. Über alle sekundären Quellen hinweg benötigt das Recycling von Karbiden und Legierungen am wenigsten Energie pro Masseneinheit Tantal.

Die KEA des Tantalrecyclings gehen, wie in Abbildung 5.11 und 5.12 gezeigt, je nach sekundärer Quelle stark auseinander. Diese hohe Bandbreite der $KEA_S(x_i)$ ist im Wesentlichen auf die unterschiedlichen Konzentrationen des Tantals in den sekundären Quellen zurückzuführen. Das zeigt die Korrelationsanalyse in Abbildung 5.13, die den Zusammenhang zwischen den $KEA_S(x_i)$ und den Tantalkonzentration über alle untersuchten sekundären Quellen quantifiziert. Mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,77$ weist der KEA des Recyclings von Tantal eine hohe Abhängigkeit von den Tantalkonzentrationen auf. Da die $KEA_S(x_i)$, wie auch die Konzentrationen der jeweiligen sekundären Quellen, um teils mehrere Größenordnungen auseinanderliegen, ist für Abbildung 5.13 eine doppellogarithmische Darstellung gewählt. Mit sinkender Konzentration folgen die KEA des Recyclings einem Potenzwachstum.

erst der physische Abfluss des Kuppelproduktes stattfindet. Ein Beispiel ist die Allokation der Demontageaufwände der Leiterplatten: ein Großteil der Allokation ist erst beim Prozess der Abtrennung der Kondensatoren im Sankey-Diagramm visualisiert, da auch hier erst eine materielle Trennung des Tantals (Kondensatoren) von den Edelmetallen (restliche Leiterplatte) vorgenommen wird.

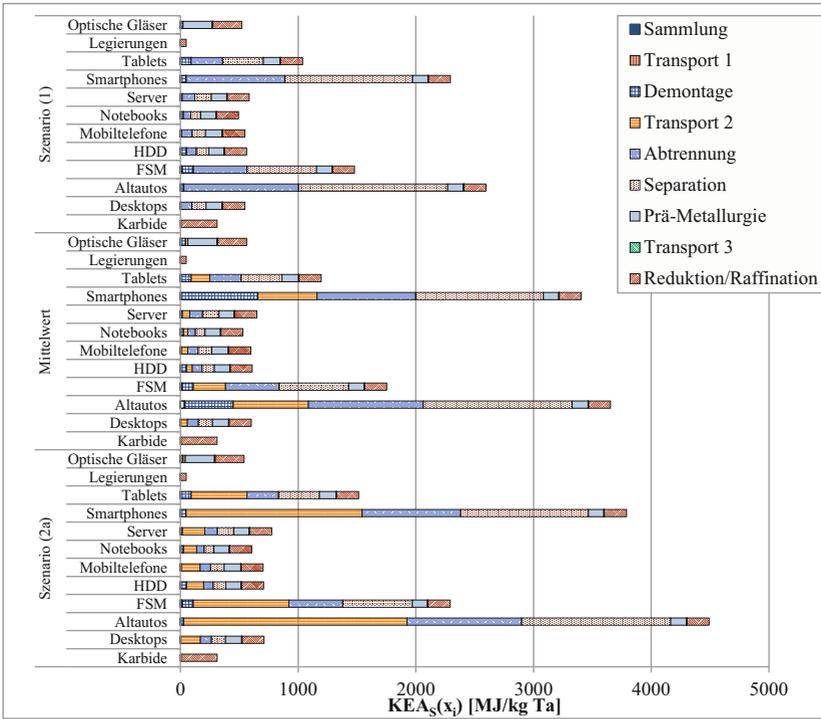


Abbildung 5.12 Allozierte prozesscharfe KEA des Tantalrecyclings aus sekundären Quellen (Mittelwert der Transportszenarien). Hinweis: Das Tantanrecycling von Karbiden und Legierungen findet im Werkstoffverbund statt

Tantalhaltige Kondensatoren sind, wie oben bereits erwähnt, auf Leiterplatten verbaut. Diese kommen wiederum in Produkten zum Einsatz. Die Tantalkonzentration dieser Produkte bzw. der zukünftigen sekundären Quellen errechnet sich demnach durch die Multiplikation der Tantalkonzentration auf den Leiterplatten mit der Konzentration der Leiterplatte am Gesamtprodukt. Sowohl bei den Tantalkonzentrationen der Leiterplatten (Both 2016) als auch bei den Konzentrationen der Leiterplatten an den Produkten, wie z. B. Elektrogeräten (Bookhagen et al. 2018a), waren über die vergangenen Jahre und Jahrzehnte die Trends abnehmender Konzentrationen zu beobachten. Insbesondere die Tantalkonzentrationen an den Leiterplatten haben in den vergangenen Jahrzehnten signifikant abgenommen. Technische Fortschritte ermöglichten die Produktion von immer feinerem Tantalpulver und damit immer höheren Oberflächen des Pulvers bzw. der Pulverkristalle.

Da sich die Kapazität eines Kondensators proportional zur Oberfläche der Tantal-anode bzw. dem daraus bestehenden Tantalpulver verhält, konnte die Kapazität der Kondensatoren seit 1970 um den Faktor 15 gesteigert werden. Gleichzeitig konnte die Größe der Kondensatoren und damit die pro Kondensator benötigte Menge an Tantal um den Faktor 200 verringert werden – die Kondensatoren wurden miniaturisiert. D. h. ein Kondensator aus dem Jahr 2015 ist 200-mal kleiner als einer, der 1970 gebaut wurde, hat jedoch die 15-fache Kapazität. Diese Entwicklung war notwendig, um modernste Produkte wie z. B. Smartphones zu realisieren (Both 2016). Zusätzlich zu dieser Miniaturisierung ist auch die Anzahl der verbauten Kondensatoren auf den Leiterplatten rückläufig, was zu Teilen auf die Kapazitätssteigerung pro Kondensator und auf Substitutionen zurückzuführen ist (Schulenburg 2018; Bookhagen et al. 2018b; Chancerel et al. 2016).

Wie sich die $KEA_S(x_i)$ des Tantalrecyclings bei Änderungen in diesen Konzentrationen verhalten, ist in Abbildung 5.13 für die jeweiligen sekundären Quellen untersucht. Auf der Abszisse sind die Tantalkonzentrationen in der gesamten sekundären Quelle angegeben. Dabei ist angenommen, dass die Konzentrationen der Leiterplatte an der sekundären Quelle und die Konzentrationen des Tantals an der Leiterplatte im selben Verhältnis variieren. Die Allokationsfaktoren und Recyclingeffizienzen sind dabei konstant gesetzt. Die Erklärung hierzu ist Abschnitt 5.2.3.2 zu entnehmen. Für die Legierungen und Karbide ist keine Konzentrationsparametrisierung vorgenommen, da diese sekundären Quellen im Materialverbund recycelt werden und die Konzentrationen daher eine nur untergeordnete Rolle spielen.

Die $KEA_S(x_i)$ aller sekundären Quellen folgen bei Änderungen der Tantalkonzentrationen einem potenziellen Wachstum. Ein weiteres Absinken der Tantalkonzentrationen würde also unter den getroffenen Annahmen zu einem überproportionalen Wachstum der KEA des Recyclings führen. Die unterschiedlichen Wachstumsverläufe der kondensatorhaltigen sekundären Quellen sind dabei auf die unterschiedlichen Werte der beiden Konzentrationen, die die Gesamtkonzentration bestimmen, zurückzuführen. Fällt der Wachstumsverlauf verhältnismäßig flach aus – Beispiele hierfür sind Server oder Mobiltelefone – so ist die Tantalkonzentration an der Leiterplatte des Produktes aktuell verhältnismäßig hoch.⁷ Denn diese Konzentration hat einen wesentlich größeren Einfluss auf den $KEA_S(x_i)$, als die Konzentration der Leiterplatte am Gesamtprodukt. Das ist darauf zurückzuführen, dass die Tantalkonzentration der Leiterplatte für die

⁷Wär diese Konzentration bereits sehr niedrig, so würden Änderungen dieser Konzentration einen stärkeren Einfluss auf den KEA haben. Das ist auf die $1/x$ Beziehung dieser beiden Parameter zurückzuführen.

gleichen Prozesse wie auch die Konzentration der Leiterplatte am Gesamtprodukt ausschlaggebend ist, zudem jedoch auch noch für den Prozess der Abtrennung der Kondensatoren. Dieser Prozess der Kondensatorabtrennung macht aufgrund seiner vollständigen Allokation auf Tantal einen relativ hohen Anteil am $KEA_S(x_i)$ aus. Sind die Tantalkonzentrationen in diesem Prozess gering, so werden die $KEA_S(x_i)$ dieses Prozesses entsprechend hochskaliert. Konzentrationsänderungen des Tantals in Leiterplatten haben somit einen stärkeren Einfluss auf den $KEA_S(x_i)$ des Tantalrecyclings als Konzentrationsänderungen der Leiterplatte am Produkt.

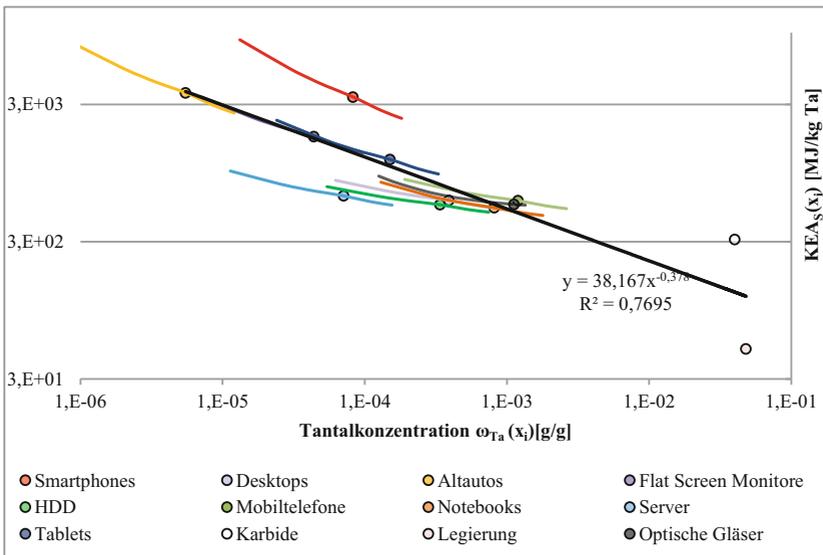


Abbildung 5.13 Auswertung der KEA des Tantalrecyclings nach den Konzentrationen

5.3.4 Massenbilanzen

Die ermittelten Massenbilanzen des Tantalrecyclings aus sekundären Quellen beziehen sich auf das Jahr 2013. Dieses Jahr bietet die beste Datengrundlage – insbesondere für Kondensatoren die, wie in den vorherigen Abschnitten gezeigt, in

unterschiedlichsten Produkten verbaut werden und daher eine differenzierte und umfangreiche Datengrundlage benötigen. Diese Datengrundlage ist aus Ueberschaar et al. (2017a) entnommen und durch persönliche Kommunikation mit dem Hauptautor ergänzt (Ueberschaar 2018).

Die Sankey-Darstellung in Abbildung 5.14 visualisiert die Tantalmassenflüsse der sekundären Quellen entlang der Recyclingketten. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind die Kondensatoren als aggregierte sekundäre Quelle abgebildet. Massenaustausch zwischen den sekundären Quellen, wie es u. a. beim Kupferrecycling der Fall ist, existiert hier nicht. Die theoretisch verfügbare Masse an Tantal in den sekundären Quellen betrug für das Jahr 2013 in Deutschland ca. 15,3 t. 75 % davon sind auf die Kondensatoren zurückzuführen, die auch tatsächlich auf den Leiterplatten identifiziert und rückgewonnen werden können. Weitere 7 % sind auf Tantalkondensatoren, die nicht identifizierbar und damit auch nicht rückgewinnbar sind, und auf Tantalbeschichtungen zurückzuführen. Tantalkarbide sind mit 14 % die zweitgrößte sekundäre Quelle. Einer innerdeutschen Sammlung wurden von diesen theoretisch verfügbaren bzw. angefallenen Massen jedoch nur 5,5 t zugeführt. Das ist im Wesentlichen auf die geringen Sammelquoten der Elektroaltgeräte zurückzuführen. Diese beträgt für Altgeräte aus dem IKT-Bereich durchschnittlich ca. 54 %. Für Smartphones und Mobiltelefone liegt die Sammelquote bei lediglich 18 % (Chancerel 2010). Weitere Informationen zu der Massenbilanz von Tantal sind Abschnitt B.2.2.1 in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials zu entnehmen.

Ebenso wie beim Kupferrecycling sind auch beim Recycling von Tantal die größten Massenverluste⁸ durch die unzureichenden Sammlungen zu verzeichnen. In Abbildung 5.14 sind zudem größere Massenverluste in der mechanischen Aufbereitung des Recyclings aus Kondensatoren zu erkennen. Diese Phase fasst die Demontage der Leiterplatten, die thermische Abtrennung der Kondensatoren und deren anschließende Separation zusammen. Diese Prozessschritte haben zwar jeweils hohe Recyclingeffizienzen $RE(x_i)_j$ (siehe Tabelle 5.5), die Recyclingeffizienz der gesamten mechanischen Aufbereitung liegt dennoch bei ca. 64 %, da sich die einzelnen Effizienzen über die Recyclingkette hinweg multiplizieren. Die Recyclingeffizienzen $RE(x_i)_j$ der metallurgischen Prozesse liegen für alle sekundären Quellen bei weit über 90 % und führen daher zu nur geringen Massenverlusten.

Die Masse an sekundärem Tantal, das durch ein Recycling aus den sekundären Quellen nach aktuellen Sammelquoten und Recyclingeffizienzen in Deutschland erzielt werden könnte, liegt bei 3,8 t/Jahr. Diese Angabe ist rein theoretischer

⁸Verluste durch Exporte bzw. „nicht-Sammeln“ – siehe Abschnitt 5.2.4.

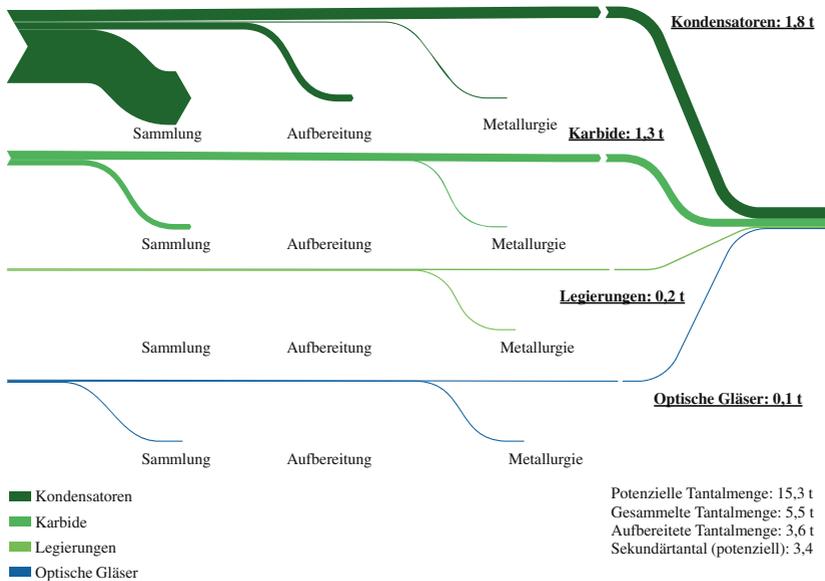


Abbildung 5.14 Massenbilanz des (theoretischen) Tantalrecyclings aus sekundären Quellen für das Jahr 2013 in Deutschland

Natur, da bis dato kein EoL-Recycling von Tantal aus Kondensatoren oder optischen Gläsern stattfindet. Die Massen, die tatsächlich recycelt werden – Tantal aus Legierungen und Karbiden – belaufen sich auf 1,5 t pro Jahr. Die aktuelle EoL-RQ für Tantal beträgt nach diesen Werten ca. 11 %.

Die ermittelten Massenbilanzen basieren zu großen Teilen auf statistischen Daten offizieller Einrichtungen und hochqualitativen Fachzeitschriften und sind daher als valide angenommen. Eine umfassende Validitätsprüfung, wie sie bei Kupfer vorgenommen ist, kann jedoch aufgrund des Mangels an Vergleichsdaten nicht vorgenommen werden. Für Tantal existieren in der Literatur bis dato lediglich zwei umfangreichere und differenzierte Massenbilanzen – auf europäischer (Deetman et al. 2017) und globaler Ebene (Nassar 2017). Diese Studien können aufgrund der abweichenden Untersuchungsrahmen jedoch nur annäherungsweise verwendet werden, um die Größenordnungen der ermittelten Massen zu bestätigen.

5.3.5 Vergleich der primären und sekundären Gewinnung

5.3.5.1 Aufwände der Primärgewinnung

Die primäre Gewinnung von Tantal stammt zu ca. 60 % aus artisanalen und kleinbergbaulichen Quellen. Tantal aus industriellem Bergbau beträgt 31 % der jährlichen Fördermenge. Die verbleibenden 9 % sind auf die Gewinnung aus Zinnschlacken zurückzuführen (Damm 2018). Der artisanale Bergbau findet überwiegend in Afrika statt (Damm 2018). Daten zu den Aufwänden, die dabei betrieben werden, sind keine vorhanden. Auch die Datenlage der Aufwände der industriellen Primärgewinnung von Tantal ist eher spärlich und auf zwei Datensätze der führenden Ökobilanzdatenbanken ecoinvent und GaBi beschränkt. Beide Datensätze erfassen die industrielle Tantalgewinnung aus australischen Minen und die anschließende Aufbereitung und Raffination in Europa. Sie kommen jedoch zu unterschiedlichen Ergebnissen in den KEA und CO₂eq-Emissionen. Die Werte sind in Tabelle 5.6 aufgelistet.

Tabelle 5.6 KEA und CO₂eq-Emissionen der primären Tantalgewinnung

	KEA [MJ/kg Ta]	CO ₂ eq-Emissionen [kg/kg Ta]
ecoinvent (2011)	4.592	302
thinkstep AG (2018) (GaBi)	2.170	140

Beide Datensätze basieren nach Angaben der Datenbanken auf Daten aus der industriellen Praxis. Der Datensatz von ecoinvent verweist in einer ausführlichen Dokumentation auf Daten der Firma H.C. Starck GmbH (Classen et al. 2009), dem weltweit größten Tantalproduzenten. Jährlich werden hier ca. 1.000 t Tantal produziert, was über die Hälfte der globalen Jahresproduktion ausmacht. Die Kapazitäten der Firma könnten eine doppelt so hohe Ausbringung ermöglichen (Schulenburg 2018). Eine Besonderheit der metallurgischen Produktionsroute von H.C. Starck ist die Reduktion des Tantaloxids zu hochreinem Tantal mit Magnesiumdampf. Nur so kann eine maximal große Oberfläche des Tantalpulvers erzielt werden, wie sie für den Einsatz in modernsten Kondensatoren benötigt wird (Schulenburg et al. 2017; Schulenburg 2018). Die Dokumentation des GaBi-Datensatzes ist deutlich weniger umfangreich und gibt keine Auskunft darüber, aus welchen produzierenden Unternehmen die Daten stammen (thinkstep AG 2018, 2017c). Die Informationen, die über das angenommene Verfahrensschema bereitgestellt sind, lassen jedoch darauf schließen, dass es sich hierbei ebenfalls

um die Firma H.C. Starck handelt, allerdings um eine leicht abweichende Prozessroute. So wird u. a. keine Magnesiumdampfreaktion eingesetzt, sondern eine Reduktion mit Natrium. Die Qualität des Tantalpulvers, die dabei erzeugt wird, ist geringer als bei der Magnesiumdampfreaktion und ist daher für den Einsatz in Hochleistungskondensatoren nicht ausreichend (H.C. Starck GmbH 2019). Da die meisten Produkte jedoch mittlerweile Hochleistungskondensatoren benötigen (Pitcher 2006), ist der ecoinvent-Datensatz nach dem Anteil der Kondensatoren an den theoretisch verfügbaren Mengen von 75 % (siehe Abschnitt 5.3.4) gewichtet. Der GaBi-Datensatz ist mit den verbleibenden 25 % gewichtet. Der KEA, der für die primäre Tantalgewinnung angesetzt ist, beträgt damit 3.987 MJ/kg Ta. Die daraus resultierenden CO₂eq-Emissionen belaufen sich auf 262 kg/kg Ta.

Für die zukünftige primäre Gewinnung von Tantal ist eine verstärkte Kuppelproduktion mit Lithium prognostiziert (Damm 2018). Durch die damit verbundenen Allokationseffekte würde der KEA ersten Abschätzungen zufolge auf ca. 900 MJ/kg Ta sinken (Rötzer 2019).

5.3.5.2 Ermittlung der energetisch optimalen End-of-Life Recyclingquoten

5.3.5.2.1 Status Quo und Zukunftsszenario

Aktuell findet Tantalrecycling nur für die sekundären Quellen Legierungen und Karbide statt. Das gewichtete arithmetische Mittel des KEA (KEA_S) beträgt 273 MJ/kg Ta, bei einer EoL-RQ von ca. 11 %. Die damit verbundenen CO₂eq-Emissionen belaufen sich auf 16 kg/kg Ta. Würden alle gesammelten sekundären Quellen zu den angegebenen Recyclingeffizienzen recycelt werden, so läge der gewichtete Mittelwert für das Recycling von 1 kg Ta bei ca. 563 MJ und 34 kg CO₂eq-Emissionen. Die fiktive EoL-RQ beträgt in diesem Fall 25 %. Die Datengrundlage dieser Berechnungen ist in Tabelle 5.7 enthalten.

Das durchschnittliche EoL-Tantalrecycling, wie es derzeit praktiziert wird, benötigt nach den Modellergebnissen pro kg Tantal einen 93 % geringeren KEA und verursacht 94 % geringere CO₂eq-Emissionen als die primäre Gewinnung. In Summe werden aktuell somit ca. 5,5 TJ und 361 t CO₂eq-Emissionen durch das EoL-Tantalrecycling pro Jahr eingespart. Die Optimierung der EoL-RQ nach den aktuellen Sammelquoten und Recyclingeffizienzen der Primärgewinnung ist in Abbildung 5.15a veranschaulicht. Da die $KEA_S(x_i)$ aller sekundären Quellen unter dem durchschnittlichen KEA der Primärgewinnung von 3.987 MJ/kg Ta liegen, ist das Tantalrecycling aus allen diesen sekundären Quellen energetisch vorteilhaft. Demnach liegt das energetische Optimum der EoL-RQ nach den aktuellen Sammelquoten $SQ(x_i)$ und den technisch möglichen Recyclingeffizienzen $RE(x_i)_j$ bei 25 %.

Tabelle 5.7 Durchschnittliche KEA des EoL-Tantalrecyclings

Sekundäre Quelle x_i	Sekundärtantal [t]	$KEA_S(x_i)$ [MJ/kg Ta]	Status Quo (Absoluter Anteil an) $\overline{KEA_S}$ [MJ/kg Ta]	Maximal möglich (Absoluter Anteil an) $\overline{KEA_S}$ [MJ/kg Ta]
Legierungen	0,22	50	(7)	(3)
Karbide	1,25	312	(266)	(114)
<i>Zwischensumme</i>	<i>1,47</i>		<i>273</i>	
Notebooks	0,11	531		(17)
Optische Gläser	0,15	555		(24)
HDD	0,17	559		(27)
Mobiletelefone	0,72	598		(126)
Desktops	0,61	601		(107)
Server	0,06	649		(10)
Tablets	0,001	1.195		(0,2)
FSM	0,03	1.752		(14)
Smartphones	0,01	3.406		(6)
Altrautos	0,11	3.655		(113)
Summe	3,43			563

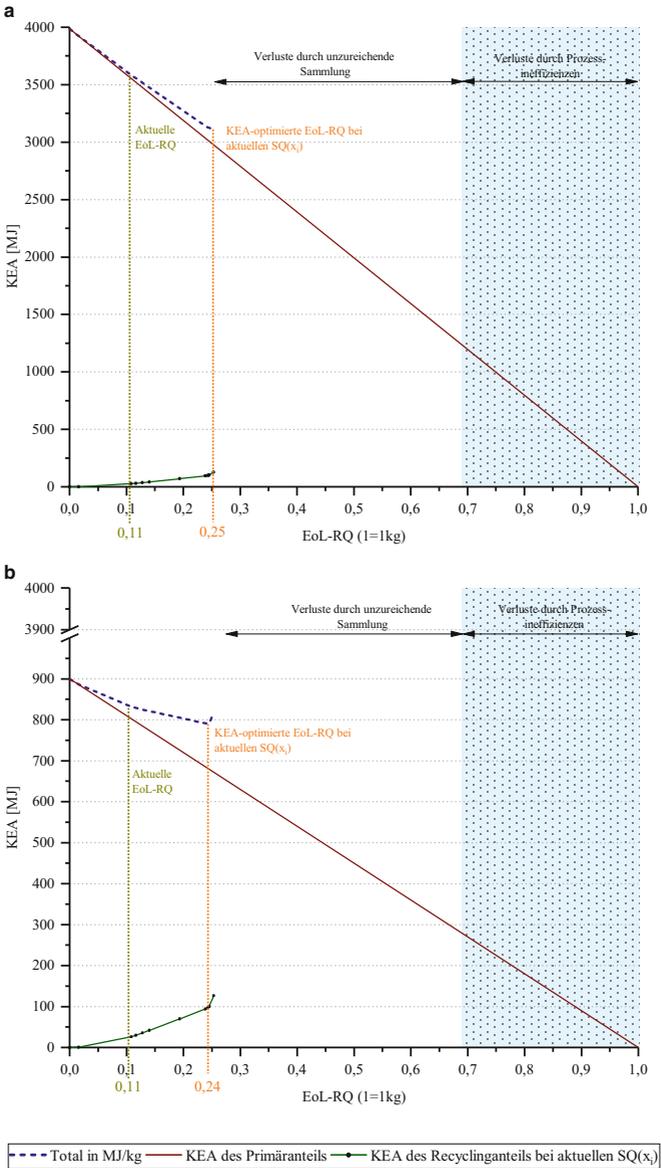


Abbildung 5.15 KEA-optimierte EoL-RQ des Tantalrecyclings **a** der aktuellen Verhältnisse und **b** der abgeschätzten zukünftigen Verhältnisse der primären Tantalgewinnung

Die derzeitigen Recyclingaktivitäten bis zu dieser KEA-optimierten EoL-RQ zu erweitern, würde die Gesamtersparnisse des Tantalrecyclings in Deutschland auf 11,7 TJ und 780 t CO₂eq pro Jahr erhöhen. Die $KEA_S(x_i)$ der beiden sekundären Quellen mit dem energieintensivsten Recycling (Smartphones und Altautos) liegen allerdings nur geringfügig unterhalb des KEA der primären Gewinnung (siehe Tabelle 5.7). Marginale Änderungen in den Prozessdaten bzw. Tantalkonzentrationen – siehe hierzu die Auswertungen in Abschnitt 5.3.3.2 – können dazu führen, dass diese $KEA_S(x_i)$ die Schwelle des KEA der Primärgewinnung überschreiten und deren Recycling so zu negativen Trade-offs führen würde.

Für die zukünftigen Entwicklungen ist ein KEA von 900 MJ pro kg primär gewonnenes Tantal angenommen. Durch diese Absenkung der KEA der primären Gewinnung liegen die vier aufwandsintensivsten sekundären Quellen (Altautos, Smartphones, FSM und Tablets) nicht mehr innerhalb der KEA-optimierten EoL-RQ. Die tatsächlichen Auswirkungen auf die KEA-optimierte EoL-RQ sind jedoch aufgrund der geringen Massen dieser sekundären Quellen nur geringfügig. Sie verschiebt sich von 25 % auf 24 %. Die Ergebnisse sind in Abbildung 5.15b veranschaulicht. Da diese Produktgruppen derzeit hohe Wachstumsraten unterliegen, sind hier jedoch in Zukunft Änderungen in den Massenbilanzen der sekundären Quellen und damit auch der KEA-optimierten EoL-RQ zu erwarten.

Die vorgenommenen Auswertungen berücksichtigen nur Änderungen des KEA in der primären Gewinnung. Mögliche Änderungen der KEA des Recyclings können – wie in Abschnitt 5.3.3.2 beschrieben – z. B. durch Änderungen der Tantalkonzentrationen der sekundären Quellen entstehen. Nach den Ergebnissen des Abschnitt 5.3.3.2 können bei diesem Zukunftsszenario die Tantalkonzentrationen der sekundären Quellen, die innerhalb der KEA-optimierten EoL-RQ liegen, um bis zu 40 % sinken, ohne dass sie aus der KEA-optimierten EoL-RQ der Abbildung 5.15b fallen. Die $KEA_S(x_i)$ des Tantalrecyclings aus den sekundären Quellen, die nach dem angenommenen Zukunftsszenario höher ausfallen als die primäre Gewinnung, müssten um 25–75 % reduziert werden, um energieeffizienter zu sein als die Primärgewinnung. Diese Effizienzgewinne müssten durch technische Effizienzsteigerungen realisiert werden. Dass signifikante Erhöhungen der Tantalkonzentrationen stattfinden, ist aufgrund des beobachteten Trends der sinkenden Konzentrationen als unwahrscheinlich einzustufen.

5.3.5.2.2 Szenarien-Analyse

Im vorangestellten Abschnitt ist gezeigt, dass eine Erweiterung der EoL-RQ auf bis zu 25 % zu energetischen Ersparnissen führen kann. Weitere Erhöhungen der EoL-RQ sind zudem durch Verbesserungen der Sammelquoten $SQ(x_i)$ möglich.

Geht man von der in Abschnitt 4.4.2 begründeten Annahme aus, dass eine Erhöhung der Sammelquote $SQ(x_i)$ nicht in einer Erhöhung der $KEA_S(x_i)$ resultiert, würde sich die KEA-optimierte EoL-RQ auf 69 % erhöhen. Die Ersparnisse an KEA und CO₂eq-Emissionen könnten damit um jeweils den Faktor 5,6 gesteigert werden. Die grafische Darstellung der Optimierung dieses Szenarios ist in Abbildung 5.16a veranschaulicht.

Um zu untersuchen, wie sich Erhöhung der Sammelquoten $SQ(x_i)$ auf die KEA-optimierte EoL-RQ auswirken, ist ein weiteres Szenario gerechnet, bei dem für die zusätzlich gesammelten Massen die Auslastung der Transportkapazitäten auf ein Minimum von 5 % reduziert und die Allokationsmethode auf eine ökonomische Allokation abgeändert ist. Die Begründung dieses Szenarios kann Abschnitt 5.2.5.2.2 entnommen werden. Die Auswertung ist in Abbildung 5.16b veranschaulicht. Die Massen der sekundären Quellen, die durch die erhöhten Sammelquoten $SQ(x_i)$ unter energetischem Mehraufwand gesammelt werden, resultieren in höheren $KEA_S(x_i)$. Diese sind in Abbildung 5.16b als gesonderte diskrete Datenpunkte (graue Datenpunkte) aufgeführt. Trotz wesentlicher Erhöhungen der Sammelaufwände, die in Erhöhungen der $KEA_S(x_i)$ um bis zu über 300 % resultieren, verbleibt die KEA-optimierte EoL-RQ bei 69 %. Es kann somit angenommen werden, dass Verbesserungen der Sammelquoten $SQ(x_i)$ auch bei signifikant steigenden Sammelaufwänden zu weiteren energetischen Ersparnissen führen.

Die verfügbaren Recyclingverfahren der größten sekundären Quelle – den EoL-Kondensatoren – befinden sich aktuell noch im Pilotmaßstab bzw. kleinindustriellen Maßstab. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass hier noch weitere Verbesserungen der Recyclingeffizienzen $RE(x_i)$ realistisch sind, insbesondere durch die Umsetzung in den großindustriellen Maßstab. Wie sich Änderungen der Recyclingeffizienzen $RE(x_i)_j$ auf die $KEA_S(x_i)$ und damit auf die KEA-optimierte EoL-RQ auswirken, kann, wie in Abschnitt 4.4.2 erläutert, in der vorliegenden Arbeit nicht quantitativ ermittelt werden.

5.3.6 Herausforderungen des Tantalrecyclings

Die Auswertungen des vorherigen Abschnitt 5.3.5.2 zeigen, dass das Tantalrecycling aus Kondensatoren, das bis dato noch nicht stattfindet, zu signifikanten Einsparungen an Energie und THGE führen kann. Neben der in den vergangenen Jahren und Jahrzehnten beobachteten Miniaturisierung, die bereits in

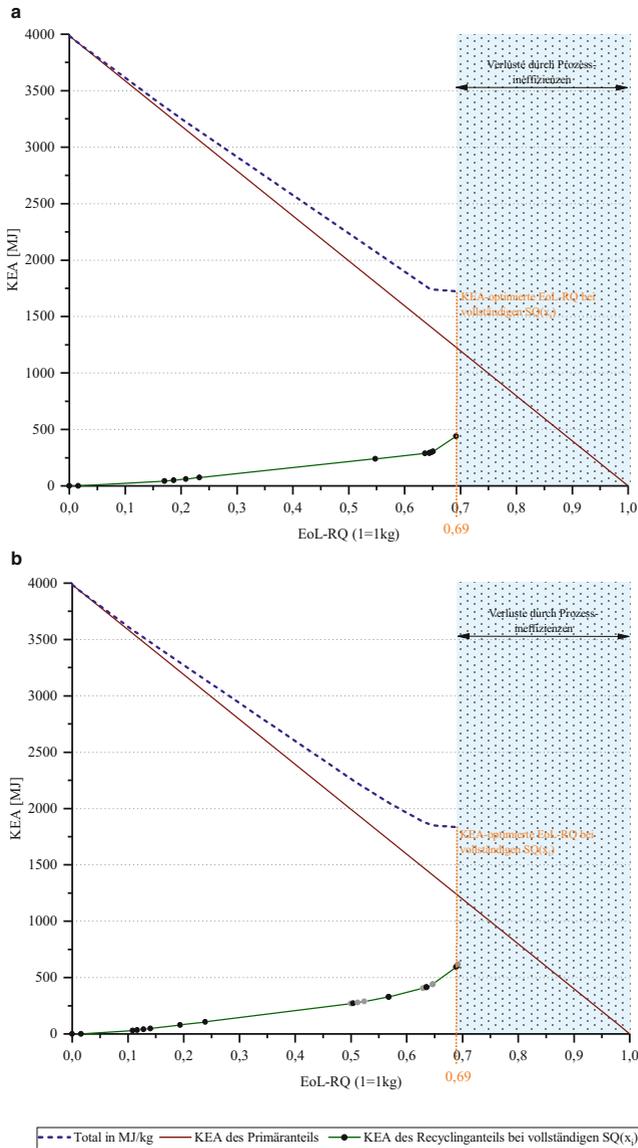


Abbildung 5.16 KEA-optimierte EoL-RQ des Tantalrecyclings bei vollständigen Sammelquoten und **a** konstanten Sammelaufwänden pro kg Ta bzw. **b** variablen Sammelaufwänden pro kg Ta (5 % Auslastung der Transportkapazitäten, ökonomische Allokation)

Abschnitt 5.3.3.2 untersucht ist, existieren beim Tantalrecycling aus Kondensatoren noch zwei weitere Herausforderungen – die Wirtschaftlichkeit und mögliche Zielkonflikte durch Silberverluste – die in diesem Abschnitt untersucht sind.

5.3.6.1 Verfügbare Mengen und Wirtschaftlichkeit

Die im Jahr 2013 theoretisch verfügbaren Massen an Tantal in EoL-Kondensatoren aus in Deutschland angefallenen Elektroaltgeräten betragen 21 t. Davon wurden nur knapp 11 t einer Sammlung zugeführt. Mit dem aktuellen Marktpreis für Tantal von ca. 215 €/kg (USGS 2019) und den Verlusten durch die Recyclingeffizienzen über die Recyclingkette von 43 % bedeutet das einen möglichen Umsatz von 1,3 Mio. €. Eine dezentrale Demontage der Kondensatoren bei den deutschlandweit ca. 400 Erstbehandlungsanlagen ist für die einzelnen Anlagen aus wirtschaftlicher Sicht uninteressant. Nimmt man eine Gleichverteilung der Kondensatoren auf die Erstbehandlungsanlagen an, würden pro Jahr auf eine Anlage nur wenige Kilogramm Tantal bzw. Materialwerte im niedrigen vierstelligen Bereich kommen. Die verfügbaren Mengen an Tantalkondensatoren sind somit zu gering, um eine dezentrale Demontage wirtschaftlich zu verwirklichen. Dieses Problem könnte über eine zentralisierte Demontage der Kondensatoren und eine dezentrale Demontage der Leiterplatten gelöst werden. Letzteres ist zu weiten Teilen ohnehin gängige Praxis, da Leiterplatten hohe Anteile an Kupfer und Edelmetallen enthalten und aufgrund dieser hohen Werthaltigkeit demontiert und gezielt recycelt werden (Fröhlich 2018c). Mit einer zentralisierten Lösung und einem oder wenigen spezialisierten Unternehmen auf nationaler oder sogar internationaler Ebene, die die Separation der Kondensatoren vornehmen, kann das Recycling von Tantal aus Kondensatoren wirtschaftlich werden. Zudem werden die hohen prognostizierten Wachstumsraten des Tantalbedarfs für Kondensatoren von einem Faktor 8,4 bis 2035 weitere Skaleneffekte ermöglichen (Marscheider-Weidemann et al. 2016).

5.3.6.2 Zielkonflikt durch Silberverluste

Neben Tantal und den weniger werthaltigen Materialien wie Epoxidharz oder den Eisen-Nickel-Terminals sind in Tantalkondensatoren geringe Mengen an Silber (ca. 3 %) enthalten. Das oben angenommene Recyclingverfahren für Tantal aus Kondensatoren ermöglicht keine Rückgewinnung dieses Silberanteils. Wird kein gezieltes Tantalrecycling aus den Kondensatoren vorgenommen, verbleiben die Kondensatoren auf der Leiterplatte und werden mit weiteren kupferhaltigen Fraktionen in die Kupfermetallurgie eingebracht. In diesem Fall kann das Silber am Ende der metallurgischen Prozesskette rückgewonnen werden (siehe Abschnitt 5.2.3 und Abschnitt B.1.1.2 in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials).

Es existiert somit ein Zielkonflikt zwischen dem Recycling von Tantal und dem Recycling von Silber aus Kondensatoren, die u. a. von Ueberschaar et al. (2017a) als wesentliches Hemmnis des Tantalrecyclings eingestuft sind.

Die Silberverluste können der Argumentation dieser Arbeit zufolge als Aufwände des Tantalrecyclings verstanden werden bzw. vice versa. Um diese Aufwände zu quantifizieren, sind die KEA, die durch die Substitution von primärem Silber eingespart werden, abzüglich der KEA, die mit dem Silberrecycling über die Kupfermetallurgie verbunden sind, errechnet.⁹ Durch die Subtraktion dieser Aufwände der Silberverluste von den theoretischen Ersparnissen des Tantalrecyclings¹⁰ kann überprüft werden, welche dieser beiden Optionen energetisch vorteilhafter ist. Die Auswertung in Abbildung 5.17 zeigt, dass die Silberverluste bei sieben der neun kondensatorhaltigen sekundären Quellen kaum Auswirkungen auf die Gesamtersparnis des Tantalrecyclings haben. Lediglich die beiden sekundären Quellen Altagos und Smartphones werden in ihren KEA-Ersparnissen durch die Silberverluste um einen Großteil reduziert, was auf die relativ hohen Aufwände des Tantalrecyclings aus diesen sekundären Quellen zurückzuführen ist. Sie liegen dennoch im positiven Bereich der Nettoersparnisse. Das Tantalrecycling ist also für alle sekundären Quellen dem Silberrecycling aus energetischer Sicht vorzuziehen.

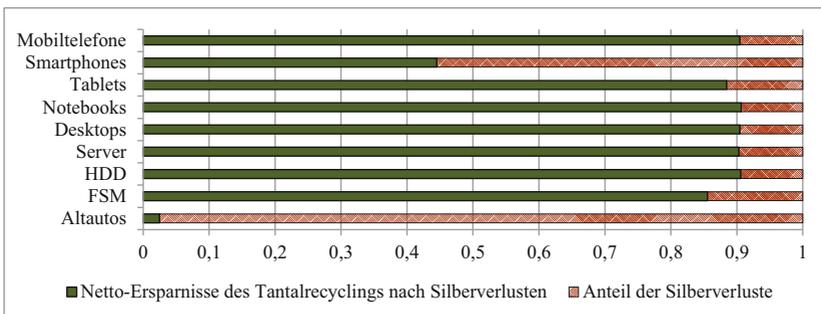


Abbildung 5.17 Nettoersparnisse des Tantalrecyclings aus Kondensatoren nach Abzug der Silberverluste in relativen Werten

⁹Die Werte der primären Silbergewinnung und des Aufwandes des Silberrecyclings über die Kupfermetallurgie sind der ecoinvent Datenbank entnommen.

¹⁰KEA des substituierten Primärmaterials abzüglich des KEA des Recyclings. Es sind die KEA der aktuellen primären Gewinnung von 3.987 MJ/kg angesetzt.

5.3.7 Fazit zum Tantalrecycling

Die Tantalkonzentrationen in den untersuchten sekundären Quellen weisen eine enorme Spannweite von knapp 5 % bis 5 ppm auf. Die sekundären Quellen mit den niedrigsten Konzentrationen sind Elektroaltgeräte und elektronische Komponenten in Altfahrzeugen, deren Tantalgehalt auf die Kondensatoren auf Leiterplatten zurückzuführen ist. Diese sekundären Quellen machen den größten Anteil an verfügbarem Tantal für ein EoL-Recycling aus. Aktuell findet jedoch kein EoL-Recycling von Tantal aus Kondensatoren statt. Durch die geringsten Konzentrationen und die komplexe Verbauung von Kondensatoren in den Produkten, benötigt das Tantalrecycling entsprechend viele Prozessschritte und resultiert in hohen $KEA_S(x_i)$ von ca. 560 bis zu 3.700 MJ/kg Ta.

Aktuell finden lediglich die sekundären Quellen mit hohen Tantalkonzentrationen (Legierungen und Karbide) den Weg in ein Recycling. Die EoL-RQ beträgt in Deutschland derzeit ca. 11 %, die globale EoL-RQ ist auf <1 % geschätzt (Graedel et al. 2011). Der Vergleich der modellbasierten $KEA_S(x_i)$ mit den KEA der primären Tantalgewinnung zeigt jedoch, dass ein Recycling aus allen untersuchten sekundären Quellen aus energetischer und klimabilanzieller Sicht sinnvoll wäre. Bei den aktuellen Sammelquoten und Recyclingeffizienzen liegt die KEA-optimierte EoL-RQ bei ca. 25 %. Geht man von einer vollständigen Sammlung aus, könnte die EoL-RQ auf maximal 69 % erhöht werden. Die $KEA_S(x_i)$ des Recyclings aus den aufwandsintensivsten Quellen liegt allerdings nur knapp unterhalb des KEA der primären Tantalgewinnung. Geringfügige Änderungen in den sekundär- oder primärseitigen Aufwänden können also zu einer Verschiebung der KEA-optimierten EoL-RQ führen. In welchem Umfang eine solche Verschiebung stattfinden könnte, zeigt das erstellte Zukunftsszenario. Hier ist von einer rapiden Abnahme der KEA der Primärgewinnung durch eine Verschiebung auf eine vermehrte Kuppelproduktion ausgegangen. Die Auswirkungen auf die KEA-optimierte EoL-RQ sind jedoch nur gering, da die aufwandsintensivsten sekundären Quellen derzeit noch in verhältnismäßig geringen Massen vorkommen.

Die Untersuchungen des Beispielmetalls Tantal zeigen, dass das Recycling von gering konzentrierten Technologiemetallen durchaus mit deren Primärgewinnung konkurrieren und zu Einsparungen an Energie und THGE führen kann. Ein wesentlicher Aspekt ist hierbei, dass die tantalhaltigen Kondensatoren auf der meist gut zu demontierenden Leiterplatte verbaut sind. Durch deren Demontage kann je nach sekundärer Quelle mit relativ geringem Aufwand eine Konzentrationserhöhung um den Faktor 4 bis 60 realisiert werden. Damit wird der

Konzentrationseffekt wesentlich abgeschwächt, was dazu führt, dass das Recycling von Tantal, auch aus sekundären Quellen mit geringeren Konzentrationen als die der primären Quellen, einen geringen KEA benötigt.

Um die identifizierten Einsparpotenziale einer Erhöhung der EoL-RQ von Tantal trotz der geringen verfügbaren Massen auch in der Praxis zu realisieren, sind eine intelligente Transportlogistik, eine zentralisierte Abtrennung der Kondensatoren von den Leiterplatten und eine intensive Vernetzung aller beteiligten Akteure notwendig. Nur so können Skaleneffekte realisiert werden, die für eine wirtschaftliche Aufbereitung unumgänglich sind.

5.4 Kobalt

5.4.1 Die Bedeutung von Kobalt

Die erste Verwendung von Kobalt geht auf das Jahr 2.000 v. Chr. zurück. Ägyptische Handwerker haben Kobaltsalze als Färbemittel verwendet, allerdings vermutlich ohne etwas über die Existenz von Kobalt zu wissen. Der erste Nachweis, dass die blaufärbende Eigenschaft auf das nun entdeckte Element Kobalt zurückzuführen ist, wurde im Jahr 1735 durch den Schweden Georg Brandt vorgenommen (Wang 2006). Auch heute findet Kobalt noch Anwendung als Färbemittel, allerdings nur noch zu geringen Anteilen. Die Hauptanwendungen sind mittlerweile Karbide, Superlegierungen und vor allem Lithium-Ionen-Batterien (LIB) für Elektrogeräte und Elektroautos (Al Barazi et al. 2018). Insbesondere Superlegierungen und LIB sind als Zukunftstechnologien identifiziert, deren Bedarfswachstum bis zum Jahr 2035 auf den Faktor 3 für Legierungen und den Faktor 92 für LIB prognostiziert ist (Marscheider-Weidemann et al. 2016).

Im Jahr 2017 wurden weltweit etwa 118.500 t Kobalt aus primären Quellen gefördert. Das primärseitige Angebot wird aktuell zu 84 % aus dem industriellen Bergbau, als Kuppelprodukt des Kupfer- oder Nickelbergbaus, gedeckt. Die verbleibenden 16 % stammen aus dem artisanalen Bergbau, der schwerpunktmäßig in der demokratischen Republik Kongo (DR Kongo) stattfindet. Auch der industrielle Bergbau wird zu großen Teilen in der DR Kongo vorgenommen, die in Summe 64 % des gesamten primärseitigen Kobaltangebots bereitstellt (Al Barazi et al. 2018). Insbesondere aufgrund dieses hohen Anteils der DR Kongo – einem relativ instabilen Land – und der hohen Bedeutung des Kobalts für die Wirtschaft, ist Kobalt für viele Wirtschaftsräume als kritisches Metall eingestuft (EC 2017b; Erdmann und Behrendt 2011; Graedel et al. 2015). Die durchschnittliche Konzentration in den derzeit betriebenen Minen liegt bei 0,2 % (BGS 2009a). Mit einer

durchschnittlichen Konzentration in der Erdkruste von 25 ppm ist Kobalt halb so häufig vertreten wie Kupfer (Al Barazi et al. 2018).

Vor allem die Herstellung und das Recycling von LIB, die bereits heute 44 % der globalen Nachfrage nach Kobalt ausmachen (Al Barazi et al. 2018), stehen derzeit häufig in den Schlagzeilen und werden dort meist aufgrund von ihnen zugeschriebenen Umweltbelastungen an den Pranger gestellt (Süddeutsche Zeitung 2018; Frankfurter Allgemeine 2019; Fokus 2019). Das Recycling von Kobalt spielt damit auch bei der ökonomischen Betrachtung der Verkehrswende eine entscheidende Rolle. Denn die Umweltwirkungen eines Elektroautos sind maßgeblich von den LIB beeinflusst (Nordelöf et al. 2014).

5.4.2 Sekundäre Kobaltquellen

Die Anwendungsgebiete von Kobalt sind vielfältig. Neben den LIB in Elektrogeräten und Elektroautos kommt Kobalt auch in Nickel-Metallhydrid-Batterien (NiMH) zum Einsatz. Die Verwendung als Kathodenmaterial in Batterien ist mit 46 % das größte Anwendungsgebiet (Stand 2017). Das zweitgrößte Anwendungsgebiet sind mit 19 % Superlegierungen¹¹ (nachfolgend als Legierungen bezeichnet). Diese finden hauptsächlich in Flugzeugturbinen ihren Einsatz (Harper et al. 2012). Die Verwendung von Kobalt als Karbid in Schneid- und Bohrwerkzeugen macht weitere 9 % aus. Mit diesen Anwendungen sind 74 % der globalen Nachfrage abgedeckt. Abbildung 5.18 zeigt die prozentuale Aufteilung aller Anwendungsgebiete von Kobalt für das Jahr 2017.

Die übrigen der in Abbildung 5.18 aufgeführten Anwendungen für Kobalt sind größtenteils dissipativer Natur und somit von einem potenziellen Recycling ausgenommen. Hierunter fallen z. B. die Kategorien *weitere Anwendungen* und *weitere chemische Anwendungen*. Kobalt wird hier u. a. als Salz in Tierfutter oder auch als Chlorid in pharmazeutischen Produkten eingesetzt. Als Karbonat findet es Anwendung als Färbemittel in der Glas-, Email- und Keramikindustrie. In metallischer Form wird es in der Oberflächenveredelung eingesetzt (Al Barazi et al. 2018). Der Einsatz von Kobalt in Magneten muss bis dato ebenfalls als dissipative Anwendung eingeordnet werden. Bisherige Verfahren zu Magnetrecycling befassen sich ausschließlich mit der Rückgewinnung von Seltenen Erden (Hagelüken 2018b). Eine Anwendung, die ebenfalls unter die Kategorie *weitere chemische Anwendungen* fällt, sind industrielle Katalysatoren – hierzu existieren bereits großindustrielle Recyclingverfahren (Hassan 2003), es sind

¹¹Hier sind auch Schnellarbeitersstahl mit ca. 2 % der globalen Nachfrage integriert.

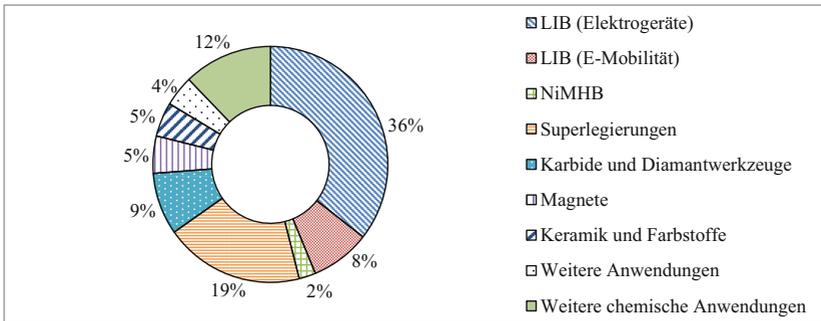


Abbildung 5.18 Hauptanwendungsgebiete Kobalt (2017) (Al Barazi et al. 2018)

jedoch weder massenbilanzielle noch prozessspezifische Daten deren Recycling verfügbar. Katalysatoren können daher ebenfalls nicht als sekundäre Quelle in die nachfolgenden Untersuchungen integriert werden. Durch ihren relativ geringen Massenanteil am Gesamtkobaltverbrauch und ihre langen Lebenszeiten sind die Einflüsse der Katalysatoren auf die Sekundärkobaltmassenbilanz ohnehin marginal. Zudem ist die Kobaltkonzentration in Katalysatoren mit ca. 2 % verhältnismäßig hoch (Gaballah et al. 1994; Jong et al. 1989), es liegt hier deshalb kein nennenswertes Konzentrationsproblem vor.

Die untersuchten sekundären Quellen der nachfolgenden Modelle und Auswertungen sind LIB, NiMH, Legierungen und Karbide. Da LIB und NiMH zu unterschiedlichen Größen bzw. Anteilen in unterschiedlichsten Produkten verbaut werden – was sich wiederum entscheidend auf die Kobaltkonzentrationen der jeweiligen sekundären Quelle auswirkt – ist eine differenzierte Betrachtung der Produkte notwendig. Im Bereich der Elektromobilität kann eine Unterscheidung zwischen Elektroautos und Hybridautos vorgenommen werden. Eine Betrachtung der Elektrogeräte auf Produktebene, wie im Falle von Tantalcondensatoren in Abschnitt 5.3 vorgenommen, ist aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht möglich. Es müsste für jedes Produkt, das eine kobalthaltige Batterie enthält, bekannt sein, welchen Massenanteil die Batterie am Gesamtprodukt ausmacht. Diese Daten sind nur für wenige Produkte vorhanden – u. a. für Mobiltelefone (bzw. Smartphones) und Notebooks (Hagelüken 2018a). Diese beiden Produkte sind die größten Anwendungsgebiete für LIB in Elektrogeräten (Leuthner 2013). Ein ähnlicher Schwerpunkt der Anwendung war in der Vergangenheit auch bei NiMH gegeben (Müller und Friedrich 2006), also bei den Produkten, die heute noch als EoL-Produkte anfallen. Das ist auch durch Angaben

der Urban Mining Plattform (2018) sowie der dazugehörigen Veröffentlichung bestätigt (Huisman et al. 2017). Die beiden Produkte sind in Punkto Batterieanteil und Produktgesamtgewicht repräsentativ für zahlreiche weitere Elektrogeräte (Kameras, Smartphones, Tablets etc.). Die Vielzahl an Elektrogeräten ist daher auf zwei Kategorien aggregiert – kleine Elektronikprodukte mit Batterieanwendung¹², repräsentiert durch Mobiltelefone und große Elektronikprodukte mit Batterieanwendung¹³, repräsentiert durch Notebooks.

Die kobalthaltigen LIB in Elektrogeräten lassen sich in die zwei Batterietechnologien mit unterschiedlichen Zusammensetzungen Lithium-Kobaltdioxid (LiCoO_2) und Lithium-Nickel-Mangan-Kobalt-Oxid (LiNMC) unterteilen (Urban Mining Plattform 2018). Alle in den nachfolgenden Modellen und Auswertungen betrachteten sekundären Quellen sind in Tabelle 5.8 mit ihren jeweiligen Konzentrationen aufgeführt.

Tabelle 5.8 Sekundäre Kobaltquellen und deren Kobaltkonzentrationen (Datengrundlage in Kapitel B.3 des Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials)

sekundäre Quelle	$\omega_{Co}(x_i)$ [g/g]
Hybridautos LIB	0,0006
Elektroautos LIB	0,0042
NiMH-Batterie Elektroaltgeräte groß	0,0119
NiMH-Batterie Elektroaltgeräte klein	0,0146
LiNMC-Batterie Elektroaltgeräte groß	0,0145
LiNMC-Batterie Elektroaltgeräte klein	0,0178
LiCoO ₂ -Batterie Elektroaltgeräte groß	0,0329
LiCoO ₂ -Batterie Elektroaltgeräte klein	0,0403
Karbide	0,1100
Legierung	0,3250

¹²Beinhaltet Mobiltelefone, Smartphones, Tablets und Kameras.

¹³Beinhaltet Notebooks, Werkzeuge und E-Bikes. Für E-Bikes ist lediglich der Batterieanteil und nicht das Produktgesamtgewicht entscheidend, da die Demontage durch die einfache Entnahme der Batterie erfolgt.

5.4.3 Recyclingmodell

5.4.3.1 Recyclingverfahren und Prozessdaten

Die sekundären Kobaltquellen lassen sich in drei Gruppen zusammenfassen, die jeweils spezifische Recyclingverfahren benötigen: Batterien, Karbide und Legierungen. Die Recyclingverfahren von Karbiden und Legierungen sind bereits am Beispiel Tantal in Abschnitt 5.3.3.1 erläutert und an dieser Stelle nicht erneut erwähnt. Für kobalthaltige Batterien existieren zahlreiche großindustrielle Recyclingverfahren, die in verschiedenen Unternehmen zum Einsatz kommen (Rothermel et al. 2018; Treffer 2011; Zeng et al. 2014). Tabelle 5.9 gibt einen Überblick der Unternehmen und deren Recyclingverfahren, die derzeit die größten Kapazitäten aufweisen. Detaillierte Beschreibungen der verfügbaren Recyclingverfahren können Pinegar und Smith (2019) entnommen werden.

Für die nachfolgenden Analysen ist das Umicore-Verfahren ausgewählt. Diese Auswahl hat mehrere Gründe. Zum einen existiert für dieses Verfahren eine sehr gute und valide Datenlage, was eine detaillierte Modellierung ermöglicht. Zum anderen verfügt die Umicore NV/SA über die größten Kapazitäten und hat somit einen maßgeblichen Anteil am Gesamtsystem des Batterierecyclings. Zudem ist dieser Recyclingprozess für LIB und NiMHB jeglicher Größe geeignet (Treffer 2013; Hagelüken und Treffer 2016) und kann damit gleichermaßen für das Recycling von Batterien aus Elektroaltgeräten und aus Altautos herangezogen werden.

Tabelle 5.9 Übersicht der wichtigsten Unternehmen und Recyclingverfahren für kobalthaltige Batterien (Treffer 2011)

Unternehmen	Accurec GmbH	Batrec AG	Umicore NV/SA	Toxco Inc.
Standort	Mühlheim (Deutschland)	Wimmis (Schweiz)	Hoboken (Belgien)	Trail (Kanada)
Kapazität [t/a]	2.500	5.000	7.000	3.500
Zielmetalle	Fe, Cu, Mn, Co	Fe, Cu, Mn, Zn, Co	Fe, Cu, Mn, Ni, Co	Co
Verfahren	Vakuumthermisch	Materialtrennung	Pyro- und Hydrometallurgisch	Pyrometallurgisch

Der erste Prozessschritt eines jeden Recyclingverfahrens von Batterien ist die Demontage bzw. Entnahme aus dem EoL-Produkt. Für Batterien aus kleinen Elektroaltgeräten ist eine nachgelagerte Sortierung angenommen (Fisher et al. 2006).

Nach Angaben von Hagelüken (2018a) müssen die aus den Altautos demontierten Batterien einer weiteren Demontage unterzogen werden. Dabei werden die Batterien bis auf die Zellebene zerlegt. Das Batteriegehäuse und weitere Bestandteile werden ebenfalls weiterführenden Aufbereitungen zugeführt (Buchert et al. 2011). Alle Batterien aus Elektroaltgeräten können ohne weitere Behandlung direkt in die metallurgische Verfahrensrouten eingebracht werden. Die metallurgische Route besteht aus einem pyrometallurgischen und einem darauffolgenden hydrometallurgischen Verfahren. Die Verfahrensrouten beginnen mit dem Einschmelzen der Batterien und dem Reduzieren aller Oxide in die metallische Form. Grafit und Kohlenstoff, die Bestandteile der Batteriezelle sind, dienen dabei als Reduktionsmittel. Plastik, das ebenfalls Bestandteil der Batteriezelle ist, unterstützt zudem die Befuerung des Prozesses (Dunn et al. 2012). Der beim Einschmelzen entstehende Flugstaub, der auch reich an Wertstoffen ist, wird in den Prozess rückgeführt. Aluminium und Lithium werden in diesem Prozess als Schlacke ausgetragen und dienen als Zuschlagstoff in der Zementindustrie. Alternativ existieren hier hydrometallurgische Aufbereitungsverfahren, um Lithium aus der Schlacke rückzugewinnen (Treffer 2013). Diese Verfahren benötigen nach den verfügbaren Daten jedoch noch sehr viel mehr Energie, als durch die Substitution von Primärmaterial eingespart werden kann (Buchert et al. 2011), und gelten zudem als nicht wirtschaftlich (Rombach und Friedrich 2019). Nach aktuellen Aussagen ist das Lithiumrecycling mittlerweile jedoch gewinnbringend in das Umicore-Verfahren integriert (Hagelüken 2019). Aktuelle Prozessdaten hierzu sind jedoch nicht verfügbar. Ob dieser Prozess der Lithiumrückgewinnung tatsächlich ökologisch und ökonomisch vorteilhaft ist, kann aufgrund der fehlenden Daten nicht ermittelt werden.

Alle weiteren Metalle, die nicht über die Schlacke ausgetragen werden, reichern sich in einer Legierung an (Treffer 2013). Diese wird ausgehärtet und in einem mechanischen Zwischenschritt auf 100 μm granuliert. Das erzeugte Granulat wird in zwei aufeinanderfolgende Leachingprozesse eingebracht, die zuerst Kupfer, dann Eisen, Mangan und, sofern es in der Legierung enthalten ist, auch Zink als Salze ausbringen. Die Inputmenge der Schwefelsäure ist dabei von der Konzentration der auszubringenden Metalle abhängig. In einem anschließenden Solvent Extraction Prozess wird Nickel als Sulfat (NiSO_4) chemisch ausgelöst. In diesem Prozess entsteht zudem Co_2Cl als Produkt, was in einem weiterführenden Oxidationsschritt zu Co_3O_4 oxidiert wird. An dieser Stelle des Verfahrens wird in der Praxis das gewonnene Kobaltoxid mit LiCO_3 zu LiCoO_2 reagiert, was wiederum in neuen Batterien zum Einsatz kommt (Treffer 2013; Dunn et al. 2012). Eine weitere Alternative ist das Reduzieren des Kobaltoxides zu reinem Kobalt

– was auch dem Untersuchungsrahmen dieser Studie entspricht. Dieser Reduktionsschritt zu reinem Kobalt ist in den Modellen angenommen, aufgrund der fehlenden praktischen Anwendung jedoch als optional zu betrachten. Die Reaktion zu LiCoO_2 ist nicht modelliert, da sie nicht in den Untersuchungsrahmen der Studie fällt. Abbildung 5.19 fasst die Verfahrensrouten des Recyclings für kobalthaltige Batterien nach dem Umicore-Verfahren zusammen.

Die prozessscharfen Daten des Kobaltrecyclingmodells sind für alle untersuchten sekundären Quellen in Tabelle 5.10 enthalten. Die Dokumentation der Datenerhebung sowie eine ausführliche Beschreibung der Recyclingprozesse sind in Kapitel B.3 des Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials enthalten.

Die Sammeltransporte der Batterien entsprechen denen der Elektroaltgeräte bzw. der Altautos. Von den Sammelstellen erfolgt ein weiterer Transport (Transport 1) zu den Aufbereitungsanlagen. Die Transportdistanzen der Sammlung und des Transportes 1 sind bereits in Abschnitt 5.2.3.1 ermittelt. Bei den Aufbereitungsanlagen findet die Demontage der Batterien aus den Elektroaltgeräten bzw. den Altautos statt. Für die demontierten Batterien der Elektroaltgeräte ist der direkte Transport (Transport 2) nach Hoboken in Belgien zu den pyro- und hydrometallurgischen Anlagen der Umicore NV/SA angenommen. Die Batterien aus Altautos werden vor der metallurgischen Aufbereitung zu der weiterführenden Demontagefabrik der Umicore NV/SA in Hanau transportiert (Transport 2). Das dort demontierte kobalthaltige Zellmaterial wird anschließend ebenfalls nach

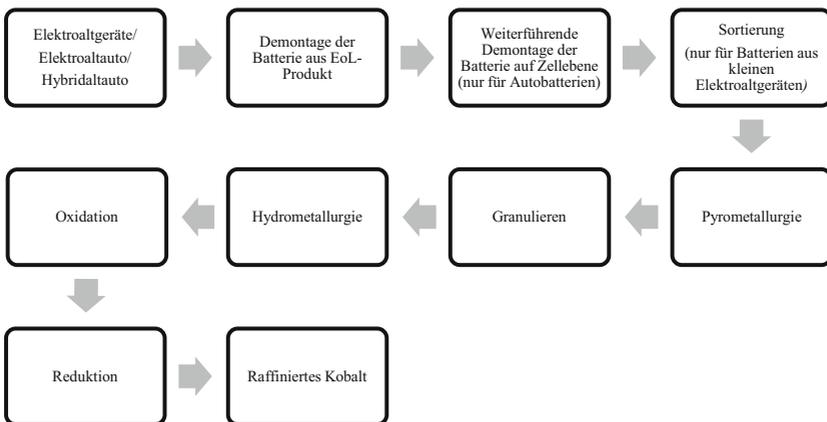


Abbildung 5.19 Verfahren des Recyclings von kobalthaltigen Batterien nach dem Umicore-Verfahren

Tabelle 5.10 Sekundärquellenspezifische Prozessdaten des Kobaltrecyclingmodells, Werte pro kg Durchsatz der jeweiligen Prozesse (für die Datenerhebung siehe Kapitel B.3 in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials)

Prozess	$RE(x_i)_j$	$A(x_i)_j$	$\omega(x_i)_j$ [g/g]	$\omega(x_i)_j \cdot \eta(x_i)_j$ [g/g]	Strom [kWh] (Distanz [tkm])	Erdgas [MJ]	Kalk [kg]	H_2SO_4 [kg/kg Cu, Fe, Mn]			HCl [kg]	H_2O_2 [kg]	H [kg]	Co [kg]	Ar [kg]
								Cu	Fe	Mn					
Elektroautos	Sammlung		4E-03	4E-03	(8,53E-03)										
	Transport 1		0,16	4E-03	(7,10E-04)										
	Demontage 1	1	0,16	4E-03	0,02	0,01									
	Transport 2		0,31	0,02	(3,05E-01)										
	Demontage Batterie	1	0,31	0,02	0,03	0,02									
	Transport 2/2		0,39	0,03	(4,44E-01)										
	Smelter	0,94	0,39	0,03	0,11	0,14	6,83	0,42							
	Granulieren	1	0,39	0,11	0,11	0,09									
	Leaching 1	1	0,39	0,11	0,20	0,21	18,2		0,4						
	Leaching 2	1	0,52	0,20	0,30	0,21	18,2								
	Solvent Extraction	0,98	0,54	0,30	0,45	0,21				1,36					
	Hybridautos	Oxidation	1	1,00	0,45	0,73						0,42			
Transport 3			1,00	0,73	(5,47E-02)										
Reduktion		0,95	1,00	0,73	1,00	0,24	1,47					0,02	0,29		
Sammlung			4E-03	4E-03	(8,53E-03)										
Transport 1			4E-03	4E-03	(7,10E-04)										
Demontage		1	0,16	4E-03	0,02	0,01									
Transport 2			0,31	0,02	(3,05E-01)										

(Fortsetzung)

Tabelle 5.10 (Fortsetzung)

Prozess	$RE(x_i)_j$	$A(x_i)_j$	$\omega(x_i)_j$ [g/g]	$\omega(x_i)_j$ $\cdot \eta(x_i)_j$ [g/g]	Strom [kWh] (Distanz [tkm])	Erdgas [MJ]	Kalk [kg]	H_2SO_4 [kg/kg Cu, Fe,			HCl [kg]	H_2O_2 [kg]	H [kg]	Co [kg]	Ar [kg]
								Mn	Cu	Mn					
Demontage Batterie	1	0,31	0,02	0,03	0,02										
Transport 2/2		0,39	0,03	0,03	(4,44E-01)										
Smelter	0,94	0,39	0,03	0,11	0,14	6,83	0,42								
Granulieren	1	0,39	0,11	0,11	0,09										
Leaching 1	1	0,39	0,11	0,20	0,21	18,2		0,4							
Leaching 2	1	0,52	0,20	0,30	0,21	18,2									
Solvent Extraction	0,98	0,54	0,30	0,45	0,21				1,36						
Oxidation	1	1,00	0,45	0,73						0,42					
Transport 3		1,00	0,45	0,45	(5,47E-02)										
Reduktion	0,95	1,00	0,73	1,00	0,24	1,47						0,02	0,29		
Sammlung		0,01	0,01	0,01	(3,17E-03)										
Transport 1		0,14	0,01	0,01	(1,58E-02)										
Demontage 1	1	0,14	0,01	0,05	0,01										
Transport 2		0,30	0,05	0,05	(4,22E-01)										
Sortieren 1	1	0,30	0,05	0,05	2E-03										
Smelter	0,94	0,30	0,05	0,09	0,14	6,83	0,42								
Granulieren	1	0,30	0,09	0,09	0,09										
Leaching 1	1	0,30	0,09	0,09	0,21	18,2		0,4							
Leaching 2	1	0,30	0,09	0,14	0,21	18,2									

(Fortsetzung)

große
Elektroaltgeräte
(NiMH)

Tabelle 5.10 (Fortsetzung)

Prozess	$RE(x_i)_j$	$A(x_i)_j$	$\omega(x_i)_j$ [g/g]	$\omega(x_i)_j$ - $\eta(x_i)_j$ [g/g]	Strom [kWh] (Distanz [tkm])	Erdgas [MJ]	Kalk [kg]	H_2SO_4 [kg/kg Cu, Fe,			HCl [kg]	H_2O_2 [kg]	H [kg]	Co [kg]	Ar [kg]
								Mn	Cu	Mn					
Solvent Extraction	0,98	0,31	0,14	0,45	0,21					1,36					
Oxidation	1	1,00	0,45	0,73							0,42				
Transport 3		1,00	0,73	0,73	(5,47E-02)										
Reduktion	0,95	1,00	0,73	1,00	0,24	1,47						0,02	0,29		
Sammlung		0,01	0,01	0,01	(3,17E-03)										
Transport 1		0,15	0,01	0,01	(1,58E-02)										
Demontage 1	1	0,15	0,01	0,05	0,19										
Transport 2		0,30	0,05	0,05	(4,22E-01)										
Sortieren 1	1	0,30	0,05	0,05	2E-03										
Smelter	0,94	0,30	0,05	0,09	0,14	6,83	0,42								
Granulieren 1	1	0,30	0,09	0,09	0,09										
Leaching 1	1	0,30	0,09	0,09	0,21	18,2									
Leaching 2	1	0,30	0,09	0,14	0,21	18,2			0,4						
Solvent Extraction	0,98	0,31	0,14	0,45	0,21					1,36					
Oxidation	1	1,00	0,45	0,73							0,42				
Transport 3		1,00	0,73	0,73											
Reduktion	0,95	1,00	0,73	1,00	0,24	1,47						0,02	0,29		
Sammlung		0,01	0,01	0,01	(3,17E-03)										
Transport 1		0,14	0,01	0,01	(1,58E-02)										
Demontage 1	1	0,14	0,01	0,06	0,01										

(Fortsetzung)

Tabelle 5.10 (Fortsetzung)

Prozess	$RE(x_i)_j$	$A(x_i)_j$	$\omega_i(x_i)_j$ [g/g]	$\omega(x_i)_j$ - $\eta(x_i)_j$ [g/g]	Strom [kWh] (Distanz [tkm])	Erdgas [MJ]	Kalk [kg]	H ₂ SO ₄ [kg/kg Cu, Fe,			HCl [kg]	H ₂ O ₂ [kg]	H [kg]	Co [kg]	Ar [kg]
								Mn	Cu	Mn					
Transport 2		0,49	0,06	0,06	(4,22E-01)										
Sortieren	1	0,49	0,06	0,06	2E-03										
Smelter	0,94	0,49	0,06	0,11	0,14	6,83	0,42								
Granulieren	1	0,49	0,11	0,11	0,09										
Leaching 1	1	0,49	0,11	0,15	0,21	18,2		0,4							
Leaching 2	1	0,62	0,15	0,44	0,21	18,2			3,9	4					
Solvent Extraction	0,98	0,68	0,44	0,45	0,21					1,36					
Oxidation	1	1,00	0,45	0,73							0,42				
Transport 3		1,00	0,73	0,73	(5,47E-02)										
Reduktion	0,95	1,00	0,73	1,00	0,24	1,47						0,02	0,29		
Sammlung		0,02	0,02	0,02	(3,17E-03)										
Transport 1		0,15	0,02	0,02	(1,58E-02)										
Demontage	1	0,15	0,02	0,06	0,19										
Transport 2		0,49	0,06	0,06	(4,22E-01)										
Sortieren	1	0,49	0,06	0,06	2E-03										
Smelter	0,94	0,49	0,06	0,11	0,14	6,83	0,42								
Granulieren	1	0,49	0,11	0,11	0,09										
Leaching 1	1	0,49	0,11	0,15	0,21	18,2		0,4							
Leaching 2	1	0,62	0,15	0,44	0,21	18,2			3,9	4					
Solvent Extraction	0,98	0,68	0,44	0,45	0,21					1,36					

(Fortsetzung)

Tabelle 5.10 (Fortsetzung)

Prozess	$RE(x_i)_j$	$A(x_i)_j$	$\omega(x_i)_j$ [g/g]	$\omega(x_i)_j$ $\cdot \eta(x_i)_j$ [g/g]	Strom [kWh] (Distanz [tkm])	Erdgas [MJ]	Kalk [kg]	H_2SO_4 [kg/kg Cu, Fe,			HCl [kg]	H_2O_2 [kg]	H [kg]	Co [kg]	Ar [kg]	
								Mn	Cu	Mn						
große Elektroaltgeräte ($LiCoO_2$)	Oxidation	1	1,00	0,45	0,73						0,42					
	Transport 3		1,00	0,73	0,73	(5,47E-02)										
	Reduktion	0,95	1,00	0,73	1,00	0,24	1,47					0,02	0,29			
	Sammlung		0,03	0,03	0,03	(3,17E-03)										
	Transport 1		0,28	0,03	0,03	(1,58E-02)										
	Demontage 1	1	0,28	0,03	0,15	0,01										
	Transport 2		0,89	0,15	0,15	(4,22E-01)										
	Sortieren	1	0,89	0,15	0,15	2E-03										
	Smelter	0,94	0,89	0,15	0,15	0,14	6,83	0,42								
	Granulieren	1	0,89	0,40	0,40	0,09										
kleine Elektroaltgeräte ($LiCoO_2$)	Leaching 1	1	0,89	0,40	0,54	0,21				0,4						
	Leaching 2	1	0,99	0,54	1,00	0,21										
	Solvent Extraction	0,98	1,00	1,00	0,45	0,21				1,36						
	Oxidation	1	1,00	0,45	0,73						0,42					
	Transport3		1,00	0,73	0,73	(5,47E-02)										
	Reduktion	0,95	1,00	0,73	1,00	0,24	1,47					0,02	0,29			
	Sammlung		0,04	0,04	0,04	(3,17E-03)										
	Transport 1		0,32	0,04	0,04	(1,58E-02)										
	Demontage 1	1	0,32	0,04	0,15	0,19										
	Transport 2		0,89	0,15	0,15	(4,22E-01)										

(Fortsetzung)

Hoboken transportiert (Transport 2/2). Die Aufbereitung in Hoboken endet mit der Oxidation zu Kobaltoxid. Die Anlage der Umicore NV/SA zur Reduktion des Oxids zu hochreinem metallischem Kobalt steht im nur wenige Kilometer entfernten Olen (Belgien). Da dieser letzte Aufbereitungsschritt, wie oben erläutert, in der Praxis nicht stattfindet, ist dieser Transport (Transport 3) fiktiv. Mit einer Distanz von ca. 5,5 km und einer sehr hohen Kobaltkonzentration von über 70 % fällt dieser Transport jedoch auch nur sehr gering ins Gewicht (siehe Tabelle 5.10).

Die Transportdistanzen der Karbide und Legierungen entsprechen denen des Tantalrecyclings (Abschnitt 5.3.3.1). Für alle Transporte – mit Ausnahme der Sammlungen von Elektroaltgeräten und Altautos, die mit dem PKW durch den Endkonsumenten vorgenommen werden – sind LKW angenommen.

5.4.3.2 Modellergebnisse

Das Umberto-Modell des Kobaltrecyclings aus den untersuchten sekundären Quellen ist in Abbildung 5.20 dargestellt. Die Breite der Sankey-Pfeile gibt die Höhe der KEA an. Die Aufwände der sekundärquellenspezifischen Recyclingverfahren sind auf jeweils 1 kg Sekundärkobalt skaliert. Eine Beschreibung des Aufbaus eines solchen Umberto-Modells kann Abschnitt 5.2.3.2 entnommen werden.

Das Recyclingmodell in Abbildung 5.20 dient in erster Line der Veranschaulichung der Komplexität des Kobaltrecyclings aus Batterien. Von der sekundären Quelle bis zum raffinierten Sekundärkobalt werden 13, bei Altautos 14 Prozessschritte benötigt. Nur einer bzw. zwei der Prozessschritte – die Demontageprozesse – erhöhen die Kobaltkonzentration über ein mechanisches Verfahren. Alle weiteren Prozesse, die gezielt die Kobaltkonzentration erhöhen, sind metallurgische Verfahren. Die Demontageprozesse benötigen dabei verhältnismäßig geringe KEA. Das ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass die Batterien durch ihren relativ großen Anteil am gesamten EoL-Produkt meist verhältnismäßig leicht zu demontieren sind. Zudem werden bei den Demontageprozessen zahlreiche weitere Metalle demontiert, die entsprechend geringe Allokationsfaktoren für das Kobaltrecycling bedingen. Die metallurgischen Prozessschritte benötigen hingegen relativ hohe KEA. Die größten Anteile dieser KEA sind bei der Pyro- wie auch der Hydrometallurgie auf den Erdgasbedarf zurückzuführen, der für die Wärmebereitstellung benötigt wird. Auch über die metallurgischen Prozessschritte werden mehrere Metalle bzw. Metallfraktionen ausgebracht, sodass die hohen KEA Inputs ($KEA_D(x_i)_j$) über entsprechende Allokationen auf die Outputs verteilt werden. Dass wesentliche Anteile der $KEA_D(x_i)_j$ den Kuppelprodukten zugerechnet werden, ist in Abbildung 5.20 insbesondere im vorletzten Prozessschritt der Hydrometallurgie – der Solvent Extraction – zu erkennen. Hier wird

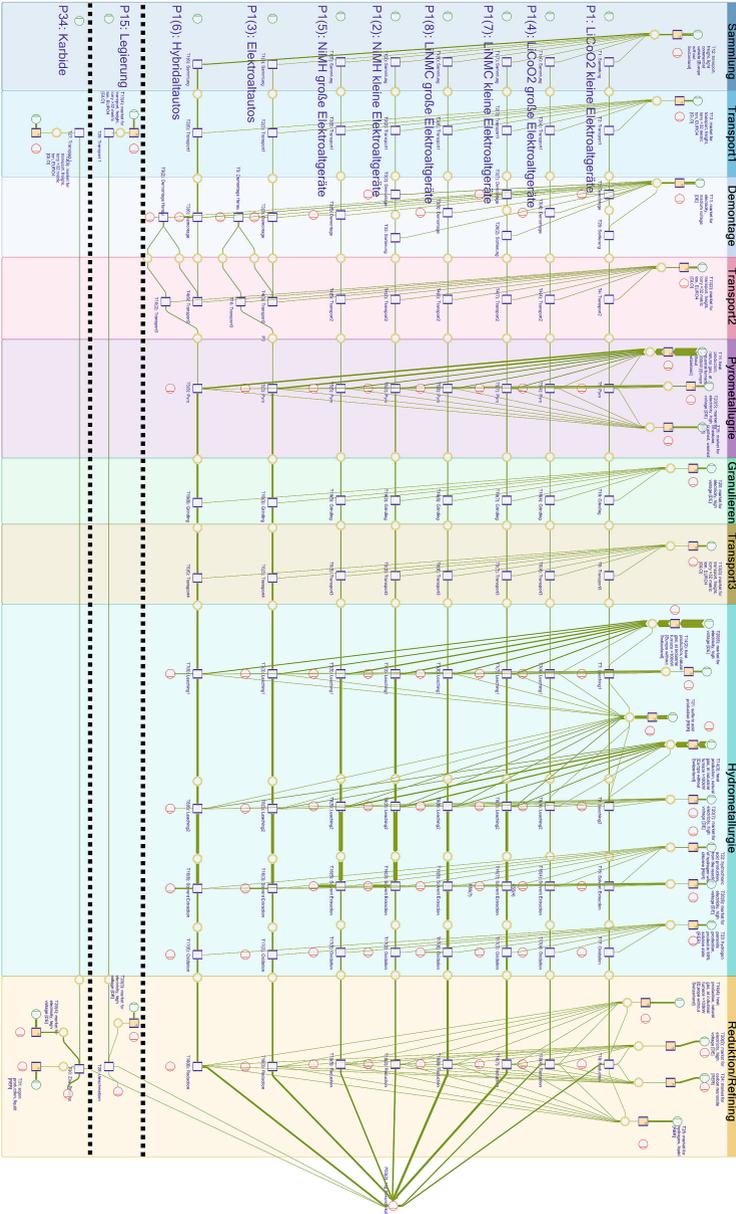


Abbildung 5.20 Umberto-Modell des Kobaltrecyclingsystems (Sankey-Darstellung der KEA, assoziiert)

Nickel, was meist mindestens doppelt so hoch in den Batterien konzentriert ist wie Kobalt, chemisch ausgelöst. Ein entsprechend hoher Anteil der $KEA_D(x_i)_j$ wird hier dem Recycling von Nickel zugerechnet, was durch die Pfeile in die entsprechenden Outputstellen gekennzeichnet ist.

Die Sankey-Darstellung in Abbildung 5.20 zeigt deutlich, dass das Kobaltrecycling aus Batterien die größten KEA pro kg Sekundärkobalt $KEA_S(x_i)$ aufweisen. Das Recycling von Legierungen und Karbiden benötigt verhältnismäßig geringe $KEA_S(x_i)$ von 7 und 40 MJ/kg Co. Die größten Aufwände fallen auf das Recycling der LiNMC Batterien mit 501 MJ/kg Co für kleine und 479 MJ/kg Co für große Elektroaltgeräte. Die sekundären Quellen Elektroautos und Hybridautos benötigen ebenfalls einen $KEA_S(x_i)$ von über 400 MJ/kg Co.¹⁴ Der geringste $KEA_S(x_i)$ des Kobaltrecyclings aus Batterien entfällt auf die LiCoO₂-Batterien in großen Elektroaltgeräten. Eine Darstellung der prozessspezifischen $KEA_S(x_i)$ des Kobaltrecyclings aus den untersuchten sekundären Quellen ist in Abbildung 5.21 gegeben. Eine tabellarische Auflistung der Modellergebnisse, ausgewertet nach KEA und CO₂eq-Emissionen, jeweils mit und ohne Allokationen sind in Kapitel C.3 des Appendix III des elektronischen Zusatzmaterials aufgeführt.

Die Sammlung, der Transport 1 und die Demontage haben verhältnismäßig geringe Einflüsse auf den gesamten KEA des Kobaltrecyclings aus Batterien. Da sich der zentrale Modellparameter (Konzentration der Batterie an den EoL-Produkten) der kleinen und großen Elektroaltgeräte nur in diesen Prozessen unterscheidet, liegen auch deren $KEA_S(x_i)$ bei gleicher Batterietechnologie (LiNMC, NiMH etc.) sehr nahe beieinander. Eine produktscharfe Betrachtung, die nach der Argumentation in Abschnitt 5.4.3.1 aufgrund einer unzureichenden Datenlage nicht durchgeführt werden kann, würde somit zu keinen wesentlich unterschiedlichen Ergebnissen führen.

Die Ergebnisse in Abbildung 5.21 zeigen, dass das Recycling von Kobalt aus Batterien kleiner Elektroaltgeräte bei gleicher Batterietechnologie höhere Demontageaufwände aufweist als das Recycling aus großen Geräten. Da die weiteren Aufbereitungsprozesse für beide Größen der Elektroaltgeräte dieselben Parameterausprägungen aufweisen, benötigt das Recycling von Kobalt aus Batterien kleiner Elektroaltgeräte höhere $KEA_S(x_i)$, als das der großen Elektroaltgeräte. Die höheren Demontageaufwände der kleinen Elektroaltgeräte sind

¹⁴Diese Werte entsprechen der Größenordnung, die die ecoinvent-Datenbank für das Recycling von Kobalt aus Batterien angibt. Ecoinvent verweist in der Datendokumentation dabei ebenfalls auf das Umicore-Verfahren.

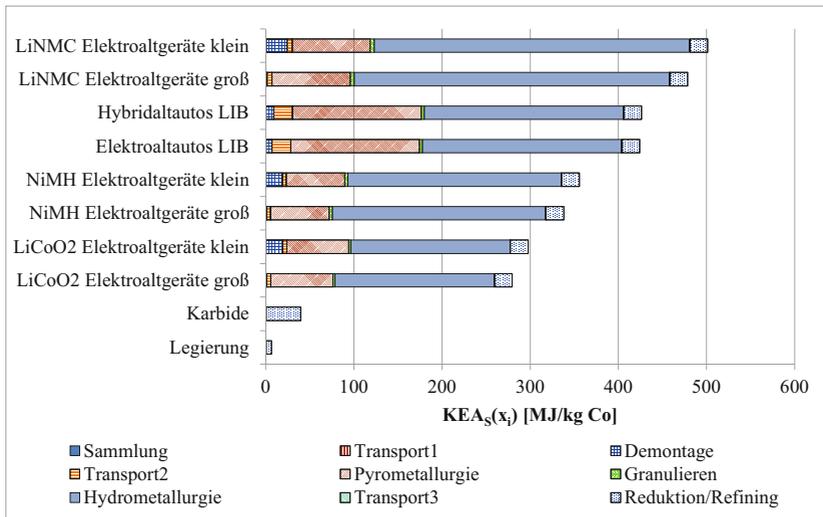


Abbildung 5.21 Allozierte prozessscharfe KEA des Kobaltrecyclings aus sekundären Quellen

dabei nicht auf Unterschiede in den Kobaltkonzentrationen zurückzuführen, sondern auf die Demontageaufwände pro Masseneinheit demontierte Elektroaltgeräte, die bei kleinen Geräten höher ausfallen als bei großen Geräten.

Der Anteil der Demontageaufwände an den $KEA_S(x_i)$ des Kobaltrecyclings ist über alle sekundären Quellen hinweg relativ gering. Dennoch findet in diesem Prozessschritt eine signifikante Erhöhung der Kobaltkonzentrationen um den Faktor 3–5 statt, bei Hybridautos sogar um den Faktor 31. Diese verhältnismäßig energieeffiziente Konzentrationserhöhung durch die Demontage und die Allokationseffekte der metallurgischen Prozesse schwächen den Einfluss der Kobaltkonzentrationen auf den $KEA_S(x_i)$ des Recyclings entscheidend ab. Der Zusammenhang zwischen KEA und Kobaltkonzentration weist zwar mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,57$ noch eine mittlere bis hohe Korrelation auf, liegt damit jedoch deutlich unter denen des Tantal- und Kupferrecyclings. Die Korrelationsanalyse ist in Abbildung 5.22 enthalten.

Über die zukünftigen Entwicklungen der Materialzusammensetzungen der kobalthaltigen Batterien gibt es bis dato zwar einige wissenschaftliche Studien, jedoch lässt sich kein eindeutiger Trend in der Entwicklung der Kobaltkonzentrationen erkennen (siehe u. a. Fergus 2010; Scrosati und Garche 2010). In

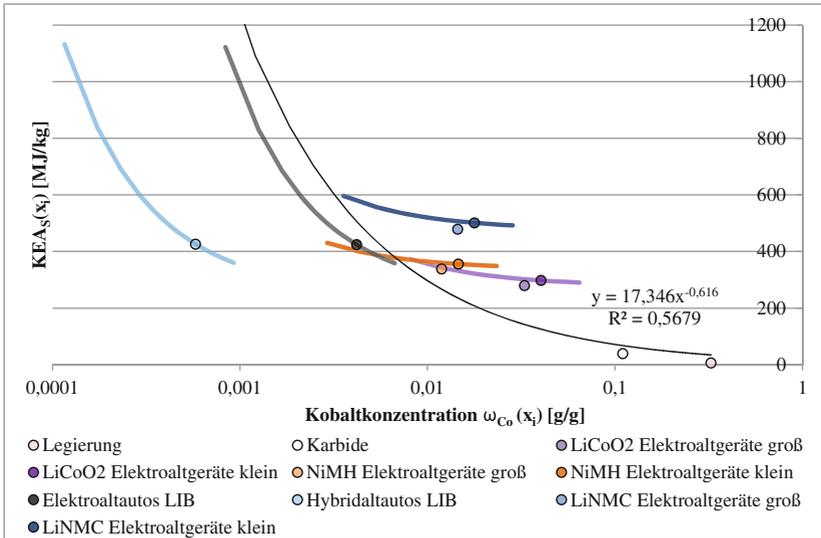


Abbildung 5.22 Auswertung der KEA des Kobaltrecyclings nach den Konzentrationen (KEA der Elektroaltgeräte nach Konzentration der Batterien und KEA der Altautos nach Kobaltkonzentration in LIB parametrisiert)

populäreren Medien finden sich jedoch fundierte Aussagen darüber, dass insbesondere bei Batterien für die automobilen Anwendung Bemühungen getätigt werden, um den Kobaltgehalt zu senken. Dem Elektroautohersteller Tesla sei dies bereits in nennenswertem Umfang gelungen (Süddeutsche Zeitung 2010; WiWo 2018). Wie sich der $KEA_S(x_i)$ des Kobaltrecyclings aus LIB von Elektro- und Hybridautos bei Änderungen der Kobaltkonzentration der Batterie verhält, ist in Abbildung 5.22 analysiert. Diese Abbildung gibt auf der Abszisse zwar die Kobaltkonzentration der sekundären Quelle an, variiert jedoch nur die Kobaltkonzentration in der LIB. Der Anteil der LIB am Altauto ist als konstant angenommen.¹⁵

In den vergangenen Jahren war zudem zu beobachten, dass insbesondere LIB-Batterien vermehrt Einsatz in kleinen Anwendungen finden (Al Barazi et al. 2018). Die Forschung und Entwicklung arbeitet parallel weiter mit Hochdruck

¹⁵Es gelten die gleichen Annahmen wie in Abschnitt 5.2.3.2 definiert. Konstante Allokationsfaktoren und Recyclingeffizienzen.

an der Miniaturisierung von LIB, um das Einsatzgebiet auf noch kleinere Anwendungen zu erweitern (Lindinger 2018). Um die Auswirkungen dieser Entwicklung auf den KEA des Recyclings abzuschätzen, sind für kleine Elektroaltgeräte die Anteile der Batterien variiert. Diese Auswertung ist ebenfalls in Abbildung 5.22 integriert.

Die Anteile der Batterien an kleinen Elektroaltgeräten sind so variiert, dass die Gesamtkobaltkonzentrationen der sekundären Quellen eine Bandbreite von -80 % bis + 60 % abdecken. Diese Änderungen der Anteile der Batterien an den Elektroaltgeräten beeinflussen ausschließlich die Prozesse der Sammlung, des Transports 1 und der Demontage. Die vorgenommenen Änderungen haben daher nur geringe Einflüsse auf die $KEA_S(x_i)$ des Kobaltrecyclings. Diese variieren um lediglich +25 % bis -3 %. Auch die Kobaltkonzentrationen in den LIB der Altautos sind um -80 % bis +60 % variiert. Die Auswirkungen dieser Konzentrationsänderungen auf die $KEA_S(x_i)$ sind mit +165 % bis -16 % signifikant. Das ist darauf zurückzuführen, dass die Kobaltkonzentrationen der LIB nicht nur die Sammlung, den Transport 1 und die Demontage beeinflussen, sondern zudem auch den Transport 2 und die Pyrometallurgie. Änderungen der Kobaltkonzentrationen innerhalb der Batterien beeinflussen die $KEA_S(x_i)$ des Kobaltrecyclings also wesentlich stärker als Änderungen der Anteile der Batterien an den EoL-Produkten.

5.4.4 Massenbilanzen

Die Massenbilanzen des EoL-Kobaltrecyclings basieren auf dem Jahr 2017 – dem aktuellsten Jahr, für das eine ausführliche Datendokumentation existiert. Die jährlich in Deutschland gesammelten Mengen an Batterien aus Elektroaltgeräten werden regelmäßig vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) ausgewiesen (BMU 2017), allerdings nur auf einer stark aggregierten Ebene. Differenziertere Daten sind für einige Sammelstellen verfügbar (z. B. GRS (2018)). Diese differenzierten Daten ermöglichen die Ermittlung der prozentualen Zusammensetzungen der Sammelmengen, die wiederum auf die deutschlandweit gesammelten Massen des BMU übertragen werden können (siehe auch Abschnitt B.3.1.1.1 in Appendix II des elektronischen Zusatzmaterials). Die anfallenden Massen an EoL-Batterien sind von der Urban Mining Plattform (2018) ausgewiesen.

Des Weiteren kann der Urban Mining Plattform entnommen werden, welche Massen an EoL-LIB aus Altautos anfallen. Welche Anteile dieser anfallenden Massen tatsächlich für ein Recycling gesammelt werden, muss abgeschätzt werden, da hierzu bis dato keine Daten zur Verfügung stehen. Es ist bekannt, dass

Autos mit Verbrennungsmotoren nach ihrer Stilllegung zu hohen Anteilen exportiert werden – insbesondere in das nicht-europäische Ausland (siehe Abschnitt 5.2.4). Da jedoch bei Elektroautos eine entsprechende Infrastruktur für deren Nutzung benötigt wird und diese in den typischen Exportländern (insb. Afrika) nicht gegeben ist, kann davon ausgegangen werden, dass bei Elektro- bzw. Hybridautos solche Exporte nicht bzw. nur in sehr geringem Umfang stattfinden. Die Sammelquote der EoL-Autobatterien ist daher auf 90 % geschätzt. Ein sogenannter *Second Use*, der eine weitere Nutzung der Batterie als stationären Stromspeicher vorsieht, ist häufig Inhalt der politischen und wissenschaftlichen Diskussionen um Batterien aus Elektroautos (siehe u. a. Reinhardt et al. 2019; Lih et al. 2012; Martinez-Laserna et al. 2018). Nach einer Experteneinschätzung kann dieser Aspekt, der im Grunde nur in einer Zeitverzögerung der anfallenden Massen resultieren würde, aktuell noch vernachlässigt werden (Weyhe 2018b).

Die Daten der gesammelten Elektroaltgeräte-Batterien beziehen die Recyclingeffizienzen der Demontage der Batterien bereits mit ein (BMU 2017; GRS 2018). Eine Batterie gilt damit nach den Angaben der referenzierten Organisationen erst als gesammelt, wenn sie aus dem EoL-Produkt entnommen bzw. demontiert ist. Welche Anteile der Differenz zwischen den angefallenen und den gesammelten Massen auf unzureichende Sammlung der sekundären Quellen und welche auf eine unzureichende bzw. nicht vorgenommene Demontage zurückzuführen sind, kann nur annähernd abgeschätzt werden. Dafür ist die Sammelquote für Elektroaltgeräte aus dem IKT-Bereich von 54 % für alle Elektroaltgeräte angesetzt (Chancerel 2010).

Die ermittelten Massenbilanzen des Kobaltrecyclings sind in Abbildung 5.23 in einem Sankey-Diagramm veranschaulicht. Die Breite der Pfeile gibt die Höhe der Kobaltmassen an. Die Pfeile der sekundären Quellen Karbide und Legierungen sind aus Gründen der Sichtbarkeit hochskaliert. Die größten Verluste fallen nach der oben beschriebenen Abschätzung bei der Sammlung der Elektroaltgeräte an. Die Verluste durch eine fehlende Demontage der Batterie aus den gesammelten Elektroaltgeräten bewegen sich in der gleichen Größenordnung.¹⁶ In Summe gehen in diesen beiden Prozessschritten 73–84 % der theoretisch verfügbaren Kobaltmassen aus Elektroaltgeräten verloren. Dennoch ist Deutschland damit im weltweiten Vergleich einer der Vorreiter. So finden in Nordamerika nur ca. 5 % (Heelan et al. 2016) und in China sogar weniger als 5 % der Altbatterien den Weg in ein angemessenes Recyclingverfahren (Gu et al. 2017). Als wesentlicher

¹⁶Fehlende Demontagen sind in der Modellbildung nicht als Recyclingeffizienzen verstanden, sondern als nicht stattfindende Demontage. D. h. EoL-Produkte, die keiner Demontage unterzogen werden, sind auch nicht betrachtet.

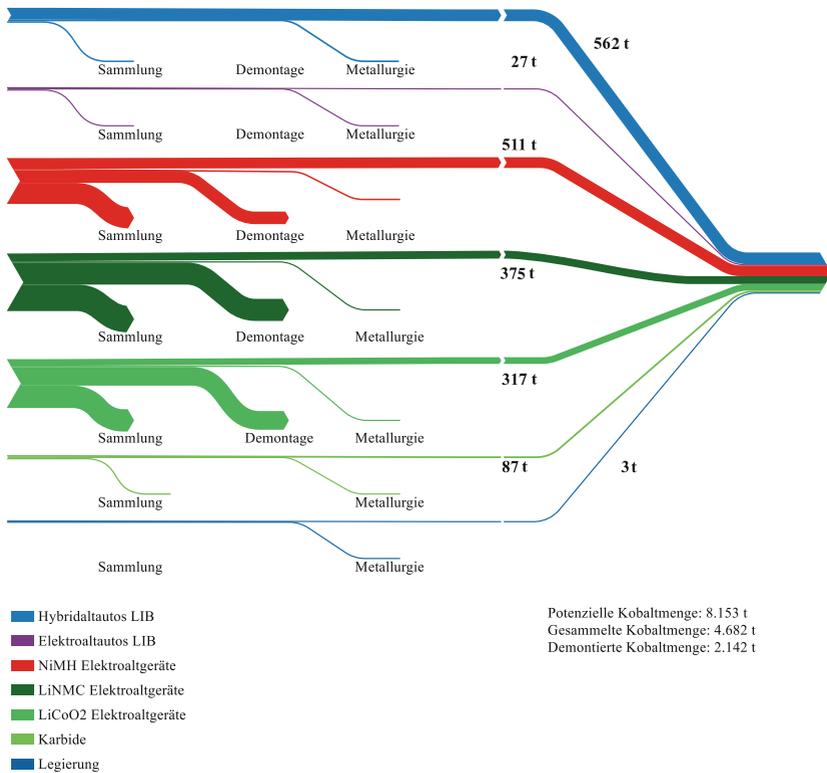


Abbildung 5.23 Massenbilanz des Kobaltrecyclings aus sekundären Quellen für das Jahr 2017 in Deutschland

Grund für die verhältnismäßig hohe innerdeutsche Sammel- und Demontagequote kann die europäische Richtlinie zur Sammlung und Verwertung von Altbatterien, die seit 2016 eine Sammelquote von mindestens 45 % vorschreibt (Europäisches Parlament 2013), verstanden werden.

Durch die metallurgischen Prozessschritte gehen in Summe nochmals 12,5 % des Kobalts in Batterien verloren. Dennoch sind die einzelnen Prozessschritte der Metallurgie mit mindestens 95 % Recyclingeffizienz $RE(x_i)_j$ kaum mit Materialverlusten verbunden (siehe Tabelle 5.10) und bieten daher wenig Spielraum für Verbesserungen.

Der Großteil des theoretisch verfügbaren bzw. in sekundären Quellen anfallenden Kobalts und des Sekundärkobalts ist derzeit auf Batterien aus Hybridautos und Elektroaltgeräten zurückzuführen. Karbide, Legierungen und Elektroaltautos machen aktuell nur wenige Prozent der theoretisch verfügbaren Kobaltmenge und des gewonnenen Sekundärkobalts aus. In Zukunft wird der Einsatz von Kobalt in Batterien – insbesondere der Einsatz in Elektroautos – einen deutlichen Zuwachs um den Faktor 92 erfahren (Marscheider-Weidemann et al. 2016). Der massenbilanzielle Schwerpunkt der sekundären Kobaltquellen wird also zukünftig noch stärker als bisher auf den Batterien liegen.

5.4.5 Vergleich der primären und sekundären Gewinnung

5.4.5.1 Aufwände der Primärgewinnung

In Abschnitt 5.4.1 ist bereits darauf verwiesen, dass Kobalt zu 16 % im Kleinbergbau und zu den verbleibenden 84 % im industriellen Bergbau gewonnen wird. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der DR Kongo. Die primäre Gewinnung von Kobalt erfolgt fast ausschließlich als Kuppelprodukt. Schätzungen zufolge stammen 61 % aus dem Kupferbergbau und 37 % aus dem Nickelbergbau. Lediglich zu 2 % wird Kobalt derzeit als Hauptprodukt gefördert (Al Barazi et al. 2018).

Zum Kleinbergbau existieren aufgrund des meist händischen Abbaus keine Daten zu den Energiebedarfen. Für die industrielle Kobaltgewinnung stehen drei Datensätze, die die KEA und die THGE über den gesamten Gewinnungsprozess hinweg abdecken, zu Verfügung. Die Datenbanken ecoinvent und GaBi beinhalten jeweils einen Datensatz zur primären Kobaltgewinnung. Ein weiterer Datensatz ist vom Cobalt Development Institute (CDI) in Zusammenarbeit mit der thinkstep AG (GaBi-Datenbank Betreiber) erarbeitet. Die in den jeweiligen Datensätzen enthaltenen KEA und CO₂eq-Emissionen sind in Tabelle 5.11 aufgelistet. Je nach Datensatz fallen die Werte fundamental unterschiedlich aus. Der KEA des Datensatzes des CDI ist mit 1.430 MJ/kg Co um den Faktor 10 höher als der Wert des ecoinvent-Datensatzes. Auch die CO₂eq-Emissionen weichen um den Faktor 3,8 ab. Dass die Werte der KEA eine wesentlich größere Spannweite aufweisen als die der CO₂eq-Emissionen, ist auf den Anteil der Erneuerbaren Energien am KEA zurückzuführen. So nimmt der CDI-Datensatz einen Anteil an Erneuerbaren Energien von knapp 50 % an (thinkstep AG 2012a).

Der ecoinvent-Datensatz basiert auf zahlreichen Annahmen und nur wenigen Primärdaten aus der Praxis. Zudem ist keine Auskunft darüber gegeben, welcher Anteil der globalen Kobaltproduktion von diesem Datensatz erfasst ist (ecoinvent 2013; Hischer 2007, 46ff). Der GaBi-Datensatz verweist auf eine Abdeckung

Tabelle 5.11 KEA und CO₂eq-Emissionen der primären Kobaltgewinnung

	KEA [MJ/kg Co]	CO ₂ eq-Emissionen [kg/kg Co]
ecoinvent (2013)	133	10
thinkstep AG (2017a) (GaBi)	388	24
thinkstep AG (2012a) (GaBi); CDI (2016)	1.430	38

der globalen Produktion von 78 %, über die Datenherkunft und Qualität kann jedoch keine Aussage getroffen werden. In der begleitenden Dokumentation ist lediglich darauf verwiesen, dass der Datensatz in Kooperation mit dem CDI über eine bessere Datenqualität verfügt (thinkstep AG 2017b). Dieser Datensatz des CDI beinhaltet für das Jahr 2012 Primärdaten von acht Mitgliedern des CDI, welche die komplette Produktionsroute vom Bergbau bis zur Raffination abdecken. Dabei sind fünf Bergbauländer (inkl. DR Kongo) und sieben Länder, in denen die metallurgische Aufbereitung stattfindet, abgedeckt (inkl. Belgien (Umicore NV/SA)). Die Daten wurden entsprechend der Massenanteile der Unternehmen an der Gesamtkobaltproduktion gewichtet. Der Datensatz deckt damit 30 % der Weltproduktion des Jahres 2012 ab (CDI 2016; thinkstep AG 2012b).

Basierend auf den verfügbaren Informationen ist anzunehmen, dass der CDI-Datensatz die valideste Datenbasis bietet. Allerdings deckt er einen nur geringen Anteil der globalen Produktion ab. Diesen Datensatz als globalen Durchschnittswert anzusetzen, ist somit mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet. Zudem ist es, basierend auf den verfügbaren Datensatz-Dokumentationen, nicht möglich, die beträchtlichen Abweichungen der KEA und CO₂eq-Emissionen der drei Datensätze zu erklären. Die Auswahl einer dieser Datensätze wäre also mit hohen Unsicherheiten verbunden. Für die nachfolgenden Auswertungen sind daher alle drei Datensätze verwendet.

Aktuellen Prognosen zufolge wird die globale Kobaltnachfrage zwischen 2018 und 2026 jährlich um 6 % bis 8,2 % steigen (Al Barazi et al. 2018). Auf der Angebotsseite sind entsprechende Kapazitätserweiterungen zu beobachten. Al Barazi et al. (2018) verweisen auf die Datenbank der S&P Global Market Intelligence, die weltweit 1.091 Bergbauprojekte aufführen, die mit Kobalt assoziiert sind. 120 davon sind bereits in der Umsetzung oder in einer ernstzunehmenden Planungsphase. Der umfangreiche Überblick von Al Barazi et al. (2018) über die größten dieser Bergbauprojekte lässt jedoch keine wesentlichen Änderungen in den Gewinnungsmethoden oder Erzzusammensetzungen erkennen. Auch zukünftig wird der Großteil des primär gewonnenen Kobalts als Kuppelprodukt des

Nickel- und Kupferbergbaus gefördert (Al Barazi et al. 2018). Es kann angenommen werden, dass der KEA der primären Kobaltgewinnung – abgesehen von grundsätzlichen technischen Effizienzsteigerungen – kurz- bis mittelfristig keinen wesentlichen Änderungen unterliegt.

5.4.5.2 Ermittlung der energetisch optimalen End-of-Life Recyclingquote

5.4.5.2.1 Status Quo

Das Recycling von Kobalt wird aktuell aus allen untersuchten sekundären Quellen praktiziert. Das gewichtete arithmetische Mittel des KEA des Kobaltrecyclings ($\overline{KEA_S}$) beträgt für den Untersuchungsrahmen Deutschland und das Jahr 2017 373 MJ/kg Co, bei einer EoL-RQ von 23 %. Auf 1 kg Sekundärkobalt entfallen dadurch 18 kg CO₂eq-Emissionen. In Tabelle 5.12 ist aufgelistet, wie sich der $\overline{KEA_S}$ aus den jeweiligen $KEA_S(x_i)$ der untersuchten sekundären Quellen zusammensetzt.

Tabelle 5.12 Durchschnittlicher KEA des EoL-Kobaltrecyclings

Sekundäre Quelle x_i	Sekundärkobalt [t]	$KEA_S(x_i)$ [MJ/kg Co]	(Absoluter Anteil an) $\overline{KEA_S}$ [MJ/kg Co]
LiNMC Elektroaltgeräte klein	167	501	(44)
LiNMC Elektroaltgeräte groß	208	478	(53)
Hybridautos LIB	562	426	(127)
Elektroautos LIB	27	424	(6)
NiMH Elektroaltgeräte klein	44	356	(8)
NiMH Elektroaltgeräte groß	467	338	(84)
LiCoO ₂ Elektroaltgeräte klein	78	298	(12)
LiCoO ₂ Elektroaltgeräte groß	239	280	(35)
Karbide	87	40	(2)
Legierung	3	7	(0)
Summe	1.882		373

Bis zu welcher EoL-RQ das Recycling von Kobalt aus den sekundären Quellen aus energetischer Sicht optimal ist, kann aufgrund der hohen Datenvarianz der KEA der primären Gewinnung nicht eindeutig bestimmt werden. Die unterschiedlichen Datensätze der primären Kobaltgewinnung (siehe Abschnitt 5.4.5.1) führen zu fundamentalen Unterschieden in den KEA-optimierten EoL-RQ. Die Optimierung nach dem KEA des ecoinvent-Datensatzes führt zu einer KEA-optimierten EoL-RQ von lediglich 1 %. In diesem Fall wäre nur das Kobaltrecycling aus Legierungen und Karbiden energetisch vorteilhaft. Das Batterierecycling wäre demnach aus allen Elektroaltgeräten und Altautos mit wesentlich höheren Aufwänden, die sich um den Faktor 2 bis 4 bewegen, verbunden. Optimiert man nach dem KEA der primären Gewinnung des GaBi-Datensatzes von 388 MJ/kg Co, so liegt die optimale EoL-RQ bei ca. 11 %. Hier wäre das Kobaltrecycling aus den LIB der Altautos und den LiNMC-Batterien der Elektrogeräte mit höheren KEA als die der primären Gewinnung verbunden. Der Datensatz des CDI setzt mit 1.430 MJ/kg Co den mit Abstand höchsten KEA der primären Gewinnung an. Nach diesem Wert wäre Recycling aus allen sekundären Quellen mit energetischen Ersparnissen und einer wesentlichen Reduktion an THGE verbunden. Die KEA-optimierte EoL-RQ würde hier der aktuellen EoL-RQ von 23 % entsprechen. Die grafische Optimierung nach den drei KEA der primären Kobaltgewinnung ist in Abbildung 5.24 veranschaulicht.

Nach den KEA der primären Kobaltgewinnung der Datensätze von ecoinvent und GaBi würde das Kobaltrecycling, wie es aktuell praktiziert wird, zu einer Erhöhung des KEA der gesamten Kobaltbereitstellung und der damit verbundenen THGE führen. Unter der Annahme des KEA des ecoinvent-Datensatzes würde die derzeitig erzielte EoL-RQ von 23 % in einem Mehraufwand¹⁷ von 451 TJ und 15.500 t CO₂eq-Emissionen pro Jahr resultieren. Ist der GaBi-Datensatz angenommen, würden durch die EoL-RQ von 23 % Ersparnisse von 29 TJ und 11.000 t CO₂eq-Emissionen pro Jahr erzielt werden. Bei der nach dem GaBi-Datensatz KEA-optimierten EoL-RQ von 11 % wären die Ersparnisse der KEA jedoch um 300 % höher. Die Ersparnisse der THGE würden allerdings nur marginalen Änderungen unterliegen, was auf die verhältnismäßig hohen CO₂eq-Emissionen der primären Gewinnung des GaBi-Datensatzes zurückzuführen ist. Dieser Datensatz gibt an, dass die Energiebereitstellung fast ausschließlich auf fossilen Energieträgern basiert (thinkstep AG 2017a). Setzt man die Aufwände des CDI an, so führt die derzeitige EoL-RQ des Kobaltrecyclings von 23 % zu Ersparnissen von 1.990 TJ und 37.200 t CO₂eq pro Jahr.

¹⁷Mehraufwand im Vergleich zur reinen Primärgewinnung (Aufwände des Recyclings abzüglich der Aufwände der primären Gewinnung).

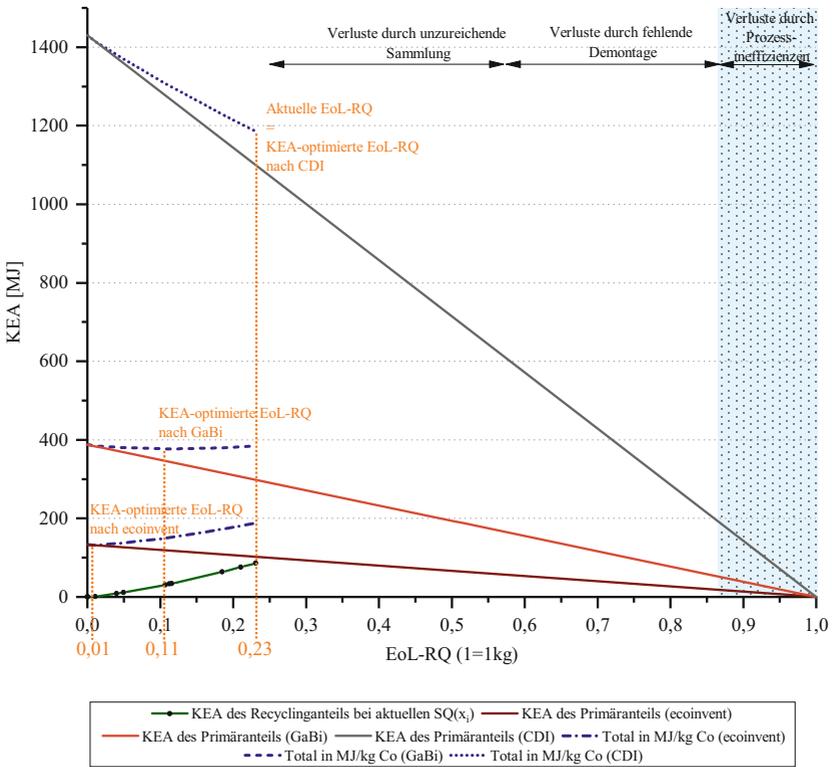


Abbildung 5.24 KEA-optimierte EoL-RQ des Kobaltrecyclings bei aktuellen Sammelquoten

5.4.5.2.2 Szenarien-Analyse

Wie im Falle des Kupfer- und Tantalrecyclings existieren auch beim EoL-Recycling von Kobalt wesentliche Potenziale zur Erhöhung der EoL-RQ durch Verbesserungen der Sammelquoten $SQ(x_i)$. Welche Auswirkungen verbesserte $SQ(x_i)$ auf die KEA-optimierte EoL-RQ haben können, ist anhand zweier Szenarien analysiert, die ebenfalls für Kupfer und Tantal angewandt sind. In einem Szenario ist angenommen, dass Verbesserungen der $SQ(x_i)$ keinerlei Auswirkungen auf die $KEA_S(x_i)$ haben. Die Auswertung dieses Szenarios ist in Abbildung 5.25a veranschaulicht. Das zweite Szenario nimmt eine Änderung der

Auslastung der Transportkapazitäten auf 5 % und den Wechsel auf eine ökonomische Allokation für alle zusätzlich gesammelten Massen an. Dadurch ändern sich $KEA_S(x_i)$ entsprechend – siehe hierzu Abbildung 5.25b. Die grauen Datenpunkte stehen dabei für die Massen der zusätzlich gesammelten sekundären Quellen. Die Begründung des zweiten Szenarios kann Abschnitt 5.2.5.2.2 entnommen werden.

Unter der Annahme des Datensatzes der Primärgewinnung des CDI würden Änderungen in den Sammelquoten $SQ(x_i)$ in beiden Szenarien zu wesentlichen Steigerungen der Ersparnisse führen. Je nachdem welches Szenario angesetzt ist, belaufen sich die zusätzlichen Ersparnisse auf 1.220–1.330 TJ. Das entspricht 61–66 % der Ersparnisse des Status Quo. Bei beiden Szenarien beträgt die optimierte EoL-RQ 56 %. Auch unter der Annahme des GaBi-Datensatzes können Verbesserungen der Sammelquoten $SQ(x_i)$ zu weiteren Reduktionen des Energiebedarfs der Kobaltgewinnung führen. Die KEA-optimierte EoL-RQ liegt nach den angenommenen Szenarien dabei im Bereich zwischen 19 und 32 %. Setzt man den ecoinvent-Datensatz an, so führen Verbesserungen der Sammelquoten $SQ(x_i)$ lediglich unter den Annahmen des ersten Szenarios (Abbildung 5.25a) zu einer marginalen Erhöhung der KEA-optimierten EoL-RQ auf 2 %.

Neben den geringen Sammelquoten $SQ(x_i)$ gehen derzeit noch große Massen an Kobalt durch nicht-stattfindende Demontage der Batterien aus Elektroaltgeräten verloren. Die Verluste fallen, den Annahmen und Auswertungen von Abschnitt 5.4.4 zufolge, ähnlich hoch aus wie die Verluste durch die unzureichende Sammlung. Der Umfang der ermittelten nicht-stattfindenden Demontage ist, aufgrund der in Abschnitt 5.4.4 getroffenen Annahme gleicher Sammelquoten für alle Elektroaltgeräte, mit Unsicherheiten verbunden. Dass die Demontierbarkeit von Batterien aus Elektroaltgeräten durch z. B. Verklebungen der Batterien stark eingeschränkt ist, bestätigen Stimmen aus der Praxis (Fröhlich 2018a). Fakt ist auch, dass die Demontage von Batterien bei weitem nicht so gut funktioniert, wie in §4 des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes (ElektroG) angedacht. Daher werden auch strengere Vorgaben bei einer Novellierung des ElektroG gefordert (Rechenberg et al. 2019). Welcher Aufwand mit der Erhöhung der Demontagequote verbunden ist, kann aufgrund fehlender Daten nicht ermittelt werden.

Die prozesskettenübergreifenden Recyclingeffizienzen $RE(x_i)$ sind für alle sekundären Quellen mit ca. 90 % relativ hoch und bieten daher nur geringes Potenzial für weitere Verbesserungen. Bei der Betrachtung der prozessspezifischen Recyclingeffizienzen $RE(x_i)_j$ des Kobaltrecyclings fällt auf, dass diese deutlich über 90 % bzw. nur knapp unter 100 % liegen (siehe Tabelle 5.10). Es kann somit davon ausgegangen werden, dass die prozessspezifischen $RE(x_i)_j$ – deren Produkt die $RE(x_i)$ ergibt – bereits nahe an den thermodynamisch möglichen Grenzen liegen.

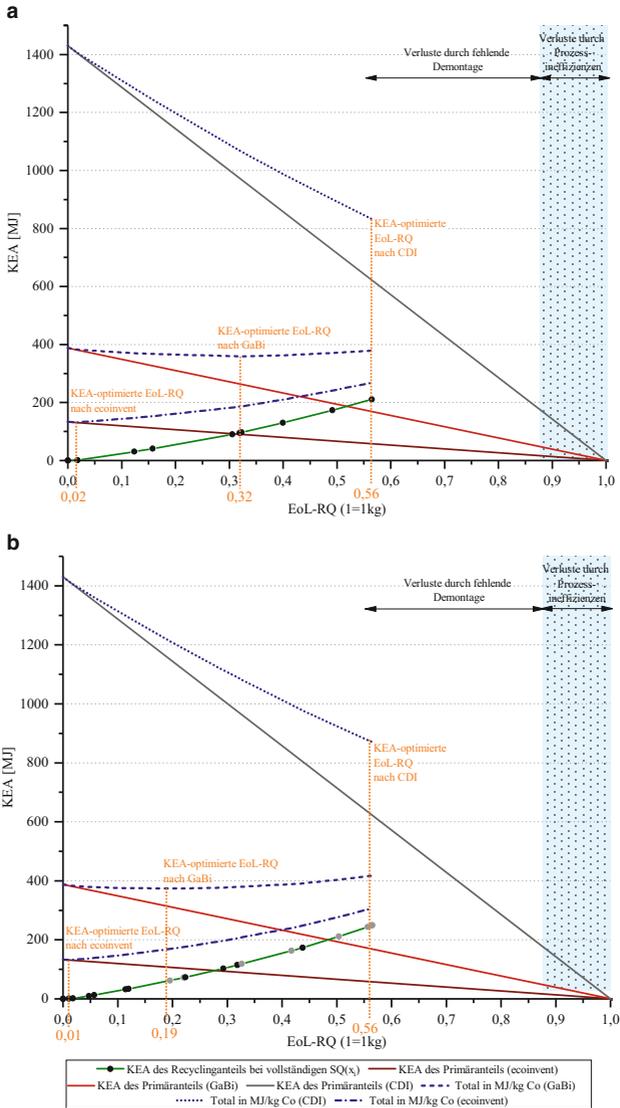


Abbildung 5.25 KEA-optimierte EoL-RQ des Kobaltrecyclings bei vollständigen Sammelquoten und **a** konstanten Sammelaufwänden pro kg Co bzw. **b** variablen Sammelaufwänden pro kg Co (5 % Auslastung der Transportkapazitäten, ökonomische Allokation)

5.4.6 Fazit zum Kobaltrecycling

Die derzeitige *EoL-RQ* von Kobalt in Deutschland – einem der Vorreiterländer in Bezug auf Recyclingquoten – liegt nach den obigen Kalkulationen bei 23 %. Nach den Angaben von UNEP beträgt die globale *EoL-RQ* von Kobalt über 50 % (UNEP 2011b). Hier ist jedoch zu beachten, dass der Zeitpunkt der Veröffentlichung dieser UNEP Studie bereits mehrere Jahre zurückliegt. Die verwendeten Daten der Studie sind also mindestens ebenfalls so alt bzw. in den meisten Fällen noch älter. Gerade bei den Anwendungsbereichen von Kobalt hat seitdem eine hohe Marktdynamik stattgefunden. So hat u. a. der Einsatz von Kobalt in Batterien in portablen Elektrogeräten einen wesentlichen Zuwachs erfahren (Al Barazi et al. 2018). Durch die geringen Sammelquoten $SQ(x_i)$ der daraus resultierenden sekundären Quelle der Elektroaltgeräte hat in den vergangenen Jahren also vermutlich ein Rückgang der *EoL-RQ* stattgefunden.

Die hohen Recyclingeffizienzen $RE(x_i)$ des Kobaltrecyclings aus Batterien zeigen, dass die Recyclingverfahren für die anstehenden Massen an ausgedienten LIB aus Elektro- und Hybridautos nicht nur bereits vorhanden, sondern technisch auch in hohem Maße ausgereift sind. Die einleitend erwähnte Diskussion um die *EoL-Lösung* der *EoL-LIB* ist also unbegründet. Die Kreislaufführung von Kobalt aus LIB, sowie zahlreicher weiteren darin enthaltener Metalle, wie z. B. Lithium oder Nickel, ist also technisch machbar und wird auch bereits praktiziert. Ob das Recycling jedoch energetisch vorteilhafter als die Primärgewinnung ist und damit zu Ersparnissen an THGE führt, kann derzeit nicht mit Sicherheit bestimmt werden, da die existierende Datenlage zum KEA der Primärgewinnung von Kobalt nicht valide ist. Unter der Annahme des Datensatzes des CDI, der die höchste Validität vermuten lässt, führt das Kobaltrecycling, wie es derzeit praktiziert wird, zu signifikanten Ersparnissen an Energie und THGE. Nach den beiden anderen Datensätzen, die für die primäre Kobaltgewinnung zur Verfügung stehen, würde die aktuelle *EoL-RQ* von 23 % bereits zu negativen Trade-offs führen.

Die Inkonsistenzen in der Datenlage zur Primärgewinnung von Kobalt sind also eine zentrale Unsicherheit für die notwendige Zielausrichtung der Recyclingaktivitäten. Dieses Beispiel veranschaulicht die Notwendigkeit valider und konsistenter Daten, die die primäre und die sekundäre Gewinnung gleichermaßen betreffen. Nur anhand ausreichend valider Daten kann sichergestellt werden, dass Recyclingaktivitäten so ausgerichtet werden, dass sie zu einer Reduktion der THGE und damit zu einer nachhaltigen Entwicklung beitragen. Die enorme Spannweite der KEA der unterschiedlichen Datensätze birgt zudem hohe Unsicherheiten in der ökologischen Bewertung der Elektromobilität, die nach aktuellem Stand auch zukünftig nicht ohne Kobalt auskommen wird.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.





Übergreifende Auswertung der Ergebnisse

6

Die ermittelten und analysierten Daten zu den Recyclingverfahren der Beispielmateriale Kupfer, Tantal und Kobalt sind in diesem Kapitel in den übergreifenden Kontext des Metallrecyclings eingeordnet und ausgewertet. Dabei sind die wesentlichsten Einflussfaktoren auf die Recyclingaufwände in Abschnitt 6.1 anhand der empirischen Datenbasis aus Kapitel 5 identifiziert und diskutiert (Antwort auf Forschungsfrage (4)). Anhand dieser Datenbasis ist in Abschnitt 6.2 ein approximativer generischer Modellansatz zur Abschätzung der Energiebedarfe des Recyclings abgeleitet. Damit ist die Antwort auf die Forschungsfrage (5) gegeben. In Abschnitt 6.3 ist analysiert, welche Faktoren die aktuellen EoL-RQ beeinflussen, was auf globaler Ebene tatsächlich recycelt wird und welche Potenziale für weitere Einsparungen an Energieeinsatz und THGE durch Recycling noch existieren. Zudem ist darauf eingegangen inwieweit politische Interventionen notwendig sind bzw. vorgenommen werden sollten, um Recycling stärker hinsichtlich der Reduktion von Energieeinsatz und THGE auszurichten. Dieser Abschnitt befasst sich damit mit der Forschungsfrage (6).

6.1 Wesentliche Einflussfaktoren auf die Recyclingaufwände

Die Ergebnisse der Recyclingmodelle der drei beispielhaften Metalle Kupfer, Tantal und Kobalt zeigen, dass die Aufwände des Recyclings wesentlich durch

Elektronisches Zusatzmaterial Die elektronische Version dieses Kapitels enthält Zusatzmaterial, das berechtigten Benutzern zur Verfügung steht
https://doi.org/10.1007/978-3-658-32924-2_6

Metallkonzentrationen der sekundären Quellen beeinflusst werden. Dieser Zusammenhang ist in Abbildung 6.1 veranschaulicht. Die grünen Datenpunkte zeigen die anhand der Recyclingmodelle ermittelten $KEA_S(x_i)$ der Metalle Kupfer, Tantal und Kobalt in Bezug zu den jeweiligen Metallkonzentrationen ihrer sekundären Quellen. Die beiden Größen zeigen mit $R^2 = 0,64$ eine hohe Korrelation. In derselben Abbildung ist zum Vergleich die Korrelationsanalyse der KEA der primären Metallgewinnung mit den entsprechenden Konzentrationen der primären Quellen enthalten (blaue Datenpunkte). Auch hier ist mit $R^2 = 0,73$ eine hohe Korrelation der beiden Größen festzustellen. In beiden Fällen – primär und sekundär – ist der KEA der Metallgewinnung maßgeblich durch die Metallkonzentration bestimmt, was, wie in Abschnitt 3.2 erläutert, auf physikalischen Gesetzmäßigkeiten beruht (Guy-Stodola-Gleichung). Der KEA des Recyclings fällt allerdings bei gleicher Konzentration tendenziell wesentlich geringer aus als der KEA der primären Gewinnung (man beachte die logarithmische Skala der Ordinatenachse). Das ist im Wesentlichen auf zwei Effekte zurückzuführen: (1) Aufgrund von Kuppelprodukten, d. h. einer gemeinsamen Rückgewinnung mehrerer Materialien aus einer sekundären Quelle, existieren Allokationseffekte, die die Aufwände der Recyclingverfahren auf mehrere Metalle bzw. Materialien aufteilen. (2) Beim Recycling von sekundären Quellen finden meist Demontageprozesse statt, die durch einen verhältnismäßig geringen Energieeinsatz eine signifikante Konzentrationserhöhung erzielen.

In Abbildung 6.2 ist verdeutlicht, in welchem Umfang die Allokationen die $KEA_S(x_i)$ des Recyclings bestimmen. Dabei entsprechen 100 % dem gesamten nicht-allozierten KEA des Recyclingverfahrens des Zielmetalls aus den sekundären Quellen, wie sie in den Abschnitten 5.2.3, 5.3.3 und 5.4.3 beschrieben und modelliert sind. Die Darstellung in Abbildung 6.2 verdeutlicht, welche Bedeutung dem Multi-Metall-Recycling zukommt. Würden die Allokationseffekte nicht oder nur in reduzierter Form existieren, so würden die $KEA_S(x_i)$ wesentlich höher ausfallen und damit auch das energetische Optimum der EoL-RQ beeinflussen.

Multi-Metall-Gewinnungsprozesse, die Allokationseffekte bedingen, existieren ebenso bei der Primärgewinnung (Tuusjärvi et al. 2012). Da in den meisten Minen und den anschließenden metallurgischen Verfahren im Vergleich zur Sekundärgewinnung meist deutlich weniger Metalle als Kuppelprodukte ausgebracht werden, fallen diese Allokationseffekte allerdings auch meist weniger ins Gewicht, als es bei der Sekundärgewinnung der Fall ist. Das zeigt u. a. ein Vergleich der Literatur zur Multi-Metall-Gewinnung der Primärgewinnung wie z. B. Sun et al. (2017) oder Tuusjärvi et al. (2012) mit der entsprechenden Literatur zur Sekundärgewinnung wie z. B. Bigum et al. (2012) oder den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit.

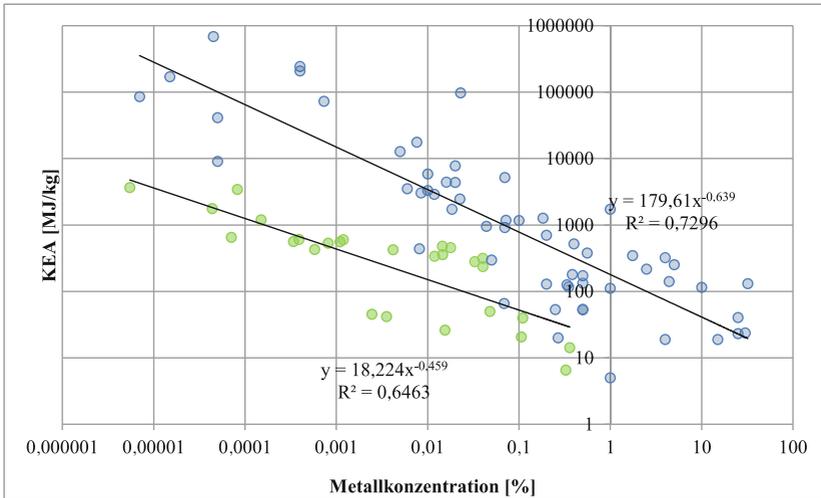


Abbildung 6.1 Vergleich der KEA-Konzentrations-Korrelationen der primären (blaue Datenpunkte) und sekundären Metallgewinnung (grüne Datenpunkte) (Die Daten der primären Gewinnung können Appendix I des elektronischen Zusatzmaterials entnommen werden)

Demontageeffekte tragen ebenfalls wesentlich dazu bei, dass die $KEA_S(x_i)$ des Recyclings trotz niedriger Konzentrationen verhältnismäßig gering ausfallen. Befindet sich das zu recycelnde Zielmetall in einer demontierbaren Komponente oder wenigen demontierbaren Komponenten der sekundären Quelle, so kann dessen Konzentration durch einen verhältnismäßig geringen Aufwand entscheidend erhöht werden. Zum Vergleich: bei der Primärgewinnung ist eine solche energieeffiziente Konzentrationserhöhung nicht möglich. Hier muss das komplette Erz abgebaut, gemahlen und aufbereitet werden, um die Konzentration des Metalls erhöhen zu können. Auf die Vorteile der Konzentrationserhöhung durch die Demontage haben bereits Johnson et al. (2007) hingewiesen. In mehreren exemplarischen Untersuchungen von unterschiedlichen EoL-Produkten haben Johnson et al. (2007) festgestellt, dass Metalle, deren Konzentration in den EoL-Produkten sehr niedrig ausfällt, nur dann recycelt werden, wenn ihr Marktpreis entsprechend hoch ist. Ausnahmen von dieser Regel sind die Metalle, die in gut demontierbaren Komponenten des EoL-Produktes lokalisiert sind und eine Konzentrationserhöhung somit verhältnismäßig einfach erzielt werden kann.

Die Ergebnisse in Kapitel 5 zeigen, dass Demontageeffekte ein wesentlicher Grund dafür sind, dass das Recycling von Tantal aus EoL-Kondensatoren, trotz teils niedrigeren Konzentrationen in den sekundären als in den primären Quellen, geringere Energiebedarfe als die der alternativen Primärgewinnung benötigt. Durch die Demontage der Leiterplatten aus den Elektroaltgeräten wird die Tantalkonzentration je nach sekundärer Quelle um den Faktor 4–60 erhöht. Dieser Effekt ist u. a. auch beim Recycling von Neodym aus Magneten, die in elektronischen Produkten verbaut sind, zu beobachten (Zakotnik et al. 2016). Der Demontageeffekt hat allerdings auch seine Grenzen. So weist z. B. Indium in LCD-Bildschirmen eine Konzentration von 10–100 ppm auf (Ciacci et al. 2018). In Erzen liegt die Indiumkonzentration derzeit bei 20–350 ppm (Frenzel et al. 2017; Werner et al. 2018) und ist damit nicht wesentlich höher als die Konzentration in Bildschirmen. Durch die Demontage des LCD-Panels, der Komponente des Bildschirms in der Indium verbaut ist, kann die Indiumkonzentration zwar entscheidend erhöht werden, dennoch sind der KEA und die damit verbundenen THGE des Indiumrecyclings aus dieser sekundären Quelle um ein Vielfaches höher als der KEA der Indiumgewinnung aus Erzen. Nach Angaben eines im Pilotmaßstab existierenden Recyclingverfahrens für Indium aus LCD-Bildschirmen beträgt der KEA pro kg recyceltes Indium 13 GJ, die THGE liegen bei ca. 700 kg CO₂eq/kg Indium (Amato et al. 2017).¹ Der durchschnittliche KEA der Indiumgewinnung aus primären Quellen liegt derzeit bei ca. 2,5 GJ/kg und emittiert 220 kg CO₂eq/kg (ecoinvent 2016).

Überträgt man diese Erkenntnisse auf die Konzentrationsgrafik in Abbildung 3.3 (Abschnitt 3.1.2), so wird deutlich, dass es aus energetischer Sicht durchaus vorteilhaft sein kann, auch Metalle aus sekundären Quellen zu recyceln, die sich oberhalb der eingezeichneten Diagonale befinden und damit geringere Metallkonzentrationen aufweisen als die primären Quellen. Inwieweit diese Einschätzung zutrifft, muss im Einzelfall geprüft werden. Forschungsarbeiten, die sich mit dem Recycling von gering konzentrierten Technologiemetallen befassen (siehe u. a. Schulze et al. 2018; Ueberschaar et al. 2017c; Riaño und Binnemans 2015; Jiang et al. 2013) sollten also immer eine energetische bzw. ökobilanzielle Bewertung integrieren.

¹Eigene Ermittlung dieser Werte basierend auf den Sachbilanzdaten der zitierten Studie.

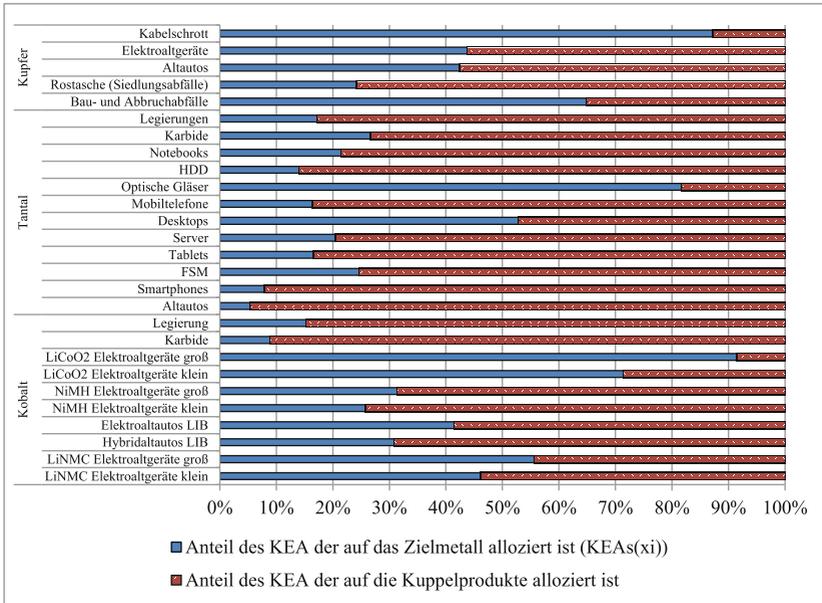


Abbildung 6.2 Allokationen der KEA der Recyclingverfahren der Zielmetalle aus den sekundären Quellen

6.2 Approximativer generischer Modellansatz

Die Recyclingmodelle des Kupfer-, Tantal- und Kobaltrecyclings zeigen, wie unterschiedlich die Recyclingverfahren je nach untersuchtem Metall und sekundärer Quelle sein können. So dominieren beim Recycling von Kobalt aus Batterien die metallurgischen und beim Recycling von Tantal aus Kondensatoren die mechanischen Aufbereitungsverfahren die jeweiligen $KEA_S(x_i)$. Ein generisches Modell, das anhand bestimmter Parameter, wie z. B. der Metallkonzentration die Ermittlung des Aufwandes des Recyclings beliebiger Metalle aus beliebigen sekundären Quellen ermöglicht, kann somit im besten Falle approximativ Natur sein.

Erste generische Ansätze zur Ermittlung von Recyclingaufwänden sind in Dahmus und Gutowski (2007), Gutowski (2011) und Vidal (2018) veröffentlicht. Alle drei Publikationen schlagen die Ermittlung des Aufwandes anhand der

Größe der Entropie vor. Dahmus und Gutowski (2007) verwenden die informationstheoretische Interpretation der Entropie, die sogenannte Shannon Entropie. In Gutowski (2011) ist die statistische Interpretation der Entropie vorgeschlagen. In beiden Fällen sind die verwendeten Parameter die Anzahl der Materialien bzw. Metalle in der jeweiligen sekundären Quelle sowie deren Konzentrationen. Der Ansatz der statistischen Interpretation der Entropie erlaubt lediglich die Ermittlung der minimal notwendigen Energie, also des Energieeinsatzes, der thermodynamisch mindestens notwendig ist, um die Materialien einer sekundären Quelle voneinander zu separieren. Die Größe der Shannon Entropie kann aufgrund ihrer Einheit (Bits) im besten Falle als Indikator des Recyclingaufwandes verwendet werden. Der Ansatz der Entropie, ob statistisch oder informationstheoretisch, vernachlässigt zudem grundsätzlich Prozesse, wie z. B. der notwendige Aufschluss der Materialverbindungen (durch z. B. Schreddern) oder in der Realität stattfindende Effekte wie Wirkungsgradverluste. Die zitierten Ansätze können daher nur für relative Vergleiche herangezogen werden (z. B. dass das Recycling der sekundären Quelle A mehr Energie benötigt als das Recycling der sekundären Quelle B). Die Bestimmung absoluter und möglichst realitätsnaher Werte der Energiebedarfe kann damit nicht vorgenommen werden.

Vidal (2018) verwendet ebenfalls die statistische Interpretation der Entropie, um den Energiebedarf der Materialseparation einer sekundären Quelle abzuschätzen. Er verweist zudem auf den notwendigen Energiebedarf für den Aufschluss der Materialverbindungen der sekundären Quellen, der sich umgekehrt proportional zur Partikelgröße verhält,² und die Energie, die für das Einschmelzen der separierten Metalle benötigt wird. Durch diese Erweiterungen ist der Ansatz von Vidal (2018) in der Lage, realitätsnähere Ergebnisse zu generieren, als die oben zitierten Ansätze von Dahmus und Gutowski (2007) und Gutowski (2011). Allerdings werden für diesen Ansatz zusätzliche Informationen benötigt, wie die Ausgangs- und Zielpartikelgröße und die Schmelztemperatur der Metalle. Hinzu kommt, dass der generische Modellansatz von Vidal (2018) von einer mechanischen Zerkleinerung ausgeht. Dieser Verfahrensschritt findet jedoch nicht immer statt, wie das Beispiel des Kobaltrecyclings aus Batterien oder das Beispiel des Tantalrecyclings aus Kondensatoren zeigt. Zudem kann über den Entropiegehalt der sekundären Quelle lediglich die theoretisch minimal notwendige Energie der Separation abgebildet werden.

Basierend auf der empirischen Datengrundlage der erstellten Recyclingmodelle ist ein weiterer approximativer Ansatz eines generischen Recyclingmodells vorgeschlagen. Die Analyse in Abbildung 6.1 zeigt, dass die $KEA_S(x_i)$ eine

²Siehe Bonds Law (Jankovic et al. 2010)

hohe Korrelation mit den jeweiligen Zielmetallkonzentrationen der sekundären Quellen aufweisen. Die entsprechende Korrelationsfunktion kann somit als generischer Ansatz herangezogen werden, der über den Parameter der Konzentration des Zielmetalls eine erste Annäherung an den, für dessen Recycling notwendigen, $KEA_S(x_i)$ liefert. Die Korrelationsfunktion ist in Gleichung (6.1) aufgeführt. Die durchschnittliche Abweichung der diskreten Datenpunkte, also der jeweiligen $KEA_S(x_i)$, von der Korrelationsfunktion liegt bei ca. 100 %³ (Minimum bei 4 %, Maximum bei 330 % Abweichung).

$$KEA_S(x_i) = 18,224 \cdot \omega_{Zielmetall}(x_i)^{-0,457} \quad (6.1)$$

Da die $KEA_S(x_i)$ bereits Allokationen unterliegen, ist in Gleichung (6.2) die Korrelationsfunktion der nicht-allozierten KEA^4 der Modellergebnisse gegeben. Auch hier existiert eine hohe Korrelation zwischen KEA und Zielmetallkonzentration mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,67$. Die durchschnittliche prozentuale Abweichung der diskreten Datenpunkte von der Korrelationsfunktion liegt bei 116 % (Minimum bei 21 %, Maximum bei 490 % Abweichung).

$$KEA_S(x_i)^{ohne\ Allokation} = 34,692 \cdot \omega_{Zielmetall}(x_i)^{-0,569} \quad (6.2)$$

Die Abweichungen der $KEA_S(x_i)$ vom Erwartungswert der Korrelationsanalyse verdeutlichen, dass dieser generische Modellansatz nur als ungefähre Abschätzung bzw. zur Bestimmung der Größenordnung herangezogen werden kann. Hinzu kommt, dass die Datenbasis auf nur drei Metallen basiert. Es ist deshalb davon auszugehen, dass die Abweichungen der Werte des generischen Ansatzes von realen Werten durchaus größer ausfallen können als angegeben. Trotz dieser teils hohen Abweichungen und Unsicherheiten ist dieser Ansatz der bisher einzige generische, der basierend auf einer validen empirischen Datenbasis realitätsnahe Werte generiert.

³Prozentuale Standardabweichung

⁴Bzw. alle KEA des Recyclingsystems sind vollständig auf das zu recycelnde Zielmetall alloziert.

6.3 Was wird recycelt? Was sollte recycelt werden?

Da Recycling von privatwirtschaftlichen Unternehmen vorgenommen wird, kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass Recycling auch nur dann praktiziert wird, wenn es wirtschaftlich ist. In der Vergangenheit haben bereits die Studien von Johnson et al. (2007) und Dahmus und Gutowski (2007) anhand exemplarischer Untersuchungen darauf hingewiesen, dass aufwandsintensives Recycling nur für Metalle mit entsprechend hohen Marktpreisen stattfindet. Der Erlös, der über diese Marktpreise erzielt wird, muss also größer als die für das Recycling anfallenden monetären Aufwände (Kosten) sein. Recycling wird demnach nur dann praktiziert, wenn Gleichung (6.3) gilt.

$$\text{Erlös} - \text{Kosten} \gg 0 \quad (6.3)$$

Auch dann, wenn neue Produkte auf den Markt kommen, für deren Recycling noch keine entsprechende Technologie bzw. spezialisierte Unternehmen existieren, kann davon ausgegangen werden, dass mittelfristig all das recycelt wird, was ökonomisch sinnvoll ist – auch ohne politische Interventionen.⁵ Ein Beispiel hierfür sind die mittlerweile zahlreichen Unternehmen, die sich auf das Recycling von LIB spezialisiert haben, einer Produkttechnologie, die erst vor knapp über einem Jahrzehnt den Weg in die breite kommerzielle Anwendung fand (Möller 2013). Mittel- bis langfristig wird sich also immer eine Situation einstellen, bei der von einem ökonomischen Recyclingoptimum gesprochen werden kann.

Die Abbildung 3.3 in Abschnitt 3.1.2 zeigt, dass ein Metall aus einer sekundären Quelle tendenziell nur dann recycelt wird, wenn dessen Konzentration höher ist als die der alternativen primären Quelle. Dieses Phänomen ist dadurch begründet, dass die Konzentration unmittelbar mit dem (energetischen) Aufwand, der für das Metallrecycling betrieben werden muss, verbunden ist und dieser wiederum im Zusammenhang mit den Kosten steht. Diese Darstellung zeigt jedoch auch, dass es durchaus Ausnahmen gibt. Ein wesentlicher Grund dafür ist, dass der energetische Aufwand der Metallgewinnung lediglich ein Indikator für die variablen Kosten sein kann. Um wirtschaftlich operieren zu können, ist jedoch auch die Degression der Fixkosten (Investitionskosten etc.) von entscheidender Bedeutung, die nur durch entsprechend hohe Umsätze bzw. Gewinne erzielt werden kann. Die

⁵Voraussetzung ist jedoch, dass die EoL-Produkte den Weg in die Sammlung finden. Hier sind durchaus politische Interventionen notwendig, wie die niedrigen Sammelquoten der Elektroaltgeräte und Altfahrzeuge (siehe z. B. Abschnitt 5.2.3.1) zeigen.

für ein Recycling verfügbare Menge an Metall aus einer sekundären Quelle muss also ausreichend hoch sein; ebenso der Marktpreis des Metalls.

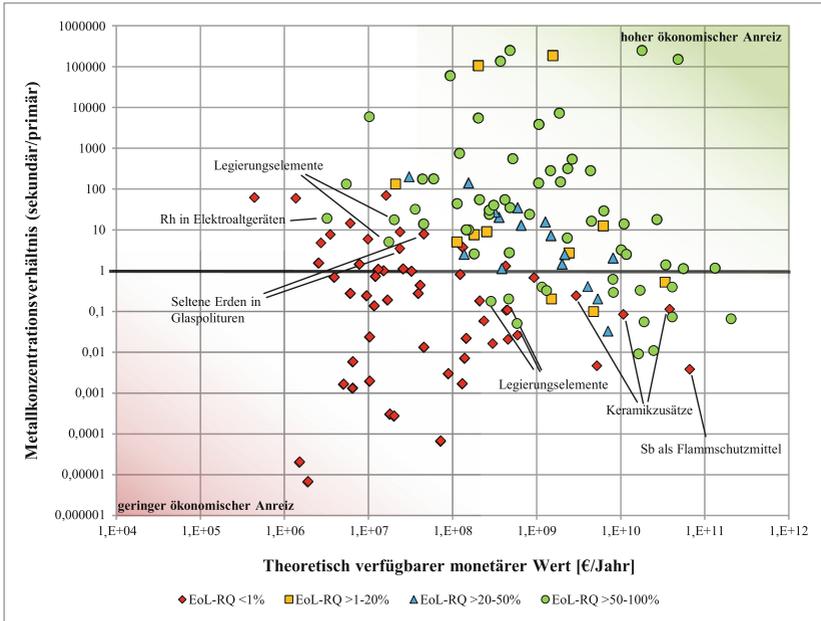


Abbildung 6.3 Einfluss des Konzentrationsverhältnisses und des verfügbaren monetären Wertes auf die sekundärquellenspezifischen EoL-RQ von 48 Metallen

Abbildung 6.3 zeigt eine modifizierte Darstellung der Abbildung 3.3 aus Abschnitt 3.1.2. Jeder Datenpunkt in dieser Darstellung entspricht dabei einem Metall in einer sekundären Quelle. Insgesamt sind 48 verschiedene Metalle untersucht. Da ein Metall meist in vielen verschiedenen Produkten Anwendung findet, existieren pro Metall auch mehrere sekundäre Quellen und damit auch wesentlich mehr als 48 Datenpunkte. Auf der Ordinatenachse sind die Konzentrationsverhältnisse der sekundären und primären Quellen der jeweiligen Metalle abgetragen. Ein Konzentrationsverhältnis von 1 bedeutet gleich hohe Konzentrationen in der sekundären und primären Quelle. Werte < 1 geben an, dass die Metallkonzentration in der sekundären Quelle niedriger ist als in der alternativen primären Quelle. Bei Werten > 1 verhält es sich entsprechend umgekehrt. Je weiter das Konzentrationsverhältnis von 1 entfernt ist, desto größer ist die Differenz der beiden

Konzentrationen. Auf der Abszisse sind die theoretisch verfügbaren monetären Werte der Metalle in den sekundären Quellen in Euro pro Jahr abgetragen. Der theoretisch verfügbare monetäre Wert entspricht der auf dem globalen Markt verfügbaren Masse an Metall einer sekundären Quelle, multipliziert mit dem Marktpreis des Metalls. Die Farbe und Form der Datenpunkte gibt an, zu welchen EoL-RQ die Metalle aktuell aus ihren sekundären Quellen recycelt werden. Die in Abbildung 6.3 abgetragenen Werte sind für den globalen Markt angegeben. Die Datengrundlage dieser Darstellung ist in Appendix I des elektronischen Zusatzmaterials aufgelistet und entsprechend referenziert.

Die Darstellung in Abbildung 6.3 zeigt, dass bei niedrigen verfügbaren monetären Werten tendenziell nicht recycelt wird, auch wenn die Metallkonzentrationen in den sekundären Quellen höher ausfallen als in den primären Quellen. Ausnahmen sind hier Edelmetalle, wie z. B. Rhenium in Elektroaltgeräten. Diese Metalle werden als Kuppelprodukte über die Kupferroute ausgebracht (Langner 2011; Aurubis AG 2017a) und können als Begleiteffekte der ohnehin stattfindenden Kupfermetallurgie verstanden werden. Damit sind ihre Konzentrationen und ihre verfügbaren monetären Werte nicht ausschlaggebend für ihre EoL-RQ. Ein ähnlicher Fall existiert bei Legierungselementen, wie z. B. Niob in Stahllegierungen. Hier findet kein Recycling der einzelnen Legierungselemente statt, sondern der Legierungen als Ganzes.

Ab einem jährlichen theoretisch verfügbaren monetären Wert von >1 Mrd. Euro findet das Metallrecycling aus sekundären Quellen vermehrt auch zu hohen EoL-RQ statt, wenn die Konzentrationen im Vergleich zu den primären Quellen geringer ausfallen. Dass deren Recycling dennoch mit der primären Gewinnung konkurrieren kann, ist durch die in Abschnitt 6.1 identifizierten Effekte erklärt, die trotz geringerer Konzentrationen ein Recycling ermöglichen, das aufwands- und damit auch kosteneffizienter ist als die Primärgewinnung. Hinzu kommt, dass es sich hier fast ausschließlich um Massenmetalle handelt, deren Konzentrationsverhältnisse zwar <1 sind, ihre Konzentrationen in den sekundären Quellen dennoch verhältnismäßig hoch ausfallen (meist deutlich über 1 %). Ein Recycling ist dadurch grundsätzlich begünstigt. Metalle, die in diesem Bereich der hohen verfügbaren monetären Werte trotz moderater Konzentrationsverhältnisse nicht recycelt werden, sind als Zusatzstoffe in Keramiken verwendet. Ein Recycling ist hier bis dato aus technischen Gründen nicht möglich. Auch für Antimon als Flammschutzmittel gibt es noch keine entsprechenden Recyclinglösungen (Ciacci et al. 2015). Zudem sind die Antimonkonzentrationen bei dieser Anwendung entscheidend geringer als in den primären Quellen.

Abbildung 6.3 gibt Aufschluss darüber, warum Metalle recycelt bzw. nicht recycelt werden und liefert damit die empirische Erklärung der von UNEP

(2011b) publizierten EoL-RQ. Je höher das Konzentrationsverhältnis (sekundär > primär) und je höher der verfügbare monetäre Wert, desto höher ist der ökonomische Anreiz für ein Recycling und desto höher sind die EoL-RQ. Gleichzeitig beinhaltet diese Darstellung, in Kombination mit den Ergebnissen aus Kapitel 5, aufschlussreiche Informationen darüber, wo angesetzt werden sollte, um das Recyclingsystem und die EoL-RQ im Hinblick auf die Reduktion der THGE zu verbessern. So haben die Ergebnisse der Analysen der exemplarischen Metalle gezeigt, dass Recycling bei einem Konzentrationsverhältnis von >1 bzw. knapp unter 1 tendenziell energieeffizienter abschneidet als die primäre Gewinnung. Abbildung 6.3 zeigt jedoch auf, dass diese möglichen Ersparnisse nur dann gehoben werden, wenn entsprechend hohe monetäre Mengen zu Verfügung stehen. Um auch die verbleibenden Einsparpotenziale zu nutzen, also die sekundären Quellen, deren Konzentrationsverhältnis >1 , der verfügbare monetäre Wert jedoch eher gering ist, sind politische Interventionen notwendig. Es geht also darum, das ökonomisch agierende Recyclingsystem, dessen aktuelle EoL-RQ im Grunde ökonomische Optima darstellen, dahingehend zu beeinflussen, dass energetische und damit ökologische Optima erzielt werden. Beispiele für verbleibende ökologische Einsparpotenziale sind Seltene Erden Metalle, die in Glaspolituren oder als Glasadditive eingesetzt werden. Recyclingverfahren für diese sekundären Quellen existieren bereits (Binnemans et al. 2013). Auch deren Dissipationsrate in der Nutzungsphase ist vernachlässigbar (Ciacci et al. 2015). Lediglich die verfügbaren monetären Mengen scheinen damit das Hindernis für deren Recycling zu sein.

Stäubli und Bunge (2015) empfehlen staatliche Subventionen für die beteiligten Recyclingunternehmen, um den Wandel von den ökonomischen zu den ökologischen Optima zu erreichen. Politische Interventionen sollten in diesem Kontext jedoch nicht in erster Konsequenz auf unternehmensspezifische Subventionen abzielen, sondern vielmehr auf die Entwicklung des Recyclingsystems und-netzwerks. Ziel muss es sein, die sekundärquellenspezifischen Metallströme, deren monetäre Werte nur gering ausfallen, auch über Ländergrenzen hinweg zu bündeln, um ein zentralisiertes mechanisches und metallurgisches Recycling zu ermöglichen, das wirtschaftlich operieren kann. In manchen Fällen sind die globalen verfügbaren monetären Mengen jedoch so gering, dass solche Bündelungen selbst auf globaler Ebene nicht zu ausreichend hohen Umsätzen für ein wirtschaftliches Recycling führen würden. In solchen Fällen kann es durchaus sein, dass die Transportaufwände bei komplexer Transportlogistik und geringen Metallkonzentrationen verhältnismäßig hoch ausfallen können. Das zeigen z. B. die Analysen der Transportaufwände des Beispielmetalls Tantal (siehe Abschnitt 5.3.3.2). In diesen Fällen besteht also zudem die Gefahr, dass das Recycling ohnehin zu energieintensiv wird.

Metalle in sekundären Quellen, die neben einem geringen monetären Wert zudem noch ein Konzentrationsverhältnis von <1 aufweisen, sind für ein Recycling ökonomisch höchst unattraktiv. Aus diesem Grund findet für Metalle aus sekundären Quellen, die in diesem Bereich des Diagramms lokalisiert sind, auch kein Recycling statt. Ist das Konzentrationsverhältnis deutlich <1 , so ist zudem davon auszugehen, dass deren Recycling auch aus energetischer bzw. ökologischer Sicht nicht sinnvoll wäre. In diesen Fällen sind die ökonomischen und ökologischen Optima deckungsgleich. Recyclingbemühungen wären hier nicht zielführend.

Die auf globaler Ebene aggregierte EoL-RQ von Metallen liegt derzeit bei 71 % (Haas et al. 2015). Ciacci et al. (2016) zeigen in einer umfangreichen Analyse, dass, sofern Recycling emissionsfrei funktionieren würde, die verbleibenden 29 % die globalen anthropogenen THGE um 1 % senken könnten. Fellner et al. (2017) kommen für den europäischen Raum zu einem sehr ähnlichen Ergebnis. In welchem Umfang die einzelnen metallspezifischen sekundären Quellen zu diesem theoretischen Treibhausgasreduktionspotenzial beitragen, ist in Abbildung 6.4, einer modifizierten Darstellung der Abbildung 6.3, aufgezeigt. Diese Darstellung zeigt die noch verbleibenden theoretischen Einsparpotenziale, wenn die EoL-RQ der Metalle aus den jeweiligen sekundären Quellen auf 100 % erhöht werden würden. Die Größe der Blasen bildet das verbleibende theoretische Einsparpotenzial in t CO₂eq ab. Dabei sind die Aufwände des Recyclings nicht berücksichtigt, es handelt sich also lediglich um den CO₂-Rucksack der Metalle bzw. die CO₂-Emissionen deren Primärgewinnung. Die Datengrundlage dieser Auswertung ist in Appendix I des elektronischen Zusatzmaterials dokumentiert.

Die Darstellung in Abbildung 6.4 zeigt, dass Metalle, die derzeit nicht aus ihren sekundären Quellen recycelt werden (EoL-RQ <1 %), einen nur verschwindend geringen Anteil am theoretischen Potenzial weiterer THGE haben. Bedeutend höhere noch verbleibende Einsparpotenziale weisen hingegen die Metalle auf, die bereits zu hohen Prozentsätzen aus ihren sekundären Quellen recycelt werden. Typische Beispiele sind hier Eisen und Stahl in Gebäuden und Infrastruktur oder Aluminium in Altfahrzeugen. Diese Massenmetalle haben zwar verhältnismäßig geringe CO₂-Rucksäcke pro Masseneinheit, sind jedoch in enormem Umfang im anthropogenen Stofflager vorhanden. Deren ohnehin bereits hohe EoL-RQ, um nur wenige Prozentpunkte zu erhöhen, kann zu weitaus größeren Einsparungen an THGE führen, als das Recycling aller Technologiemetalle, die aktuell noch nicht den Weg zurück in die Kreisläufe finden. Dennoch sind die Einsparpotenziale der Technologiemetalle nicht zu vernachlässigen. Das zeigt u. a. die Auswertung des Beispielmetalls Tantal, dessen mögliche jährliche Einsparungen in absoluten Werten alleine für den Untersuchungsraum Deutschland dem

Energiebedarf von über 1.600 Haushalten entsprechen. Diese Potenziale werden in Zukunft entscheidend wachsen – das zeigen u. a. die Zukunftsprognosen der Bedarfe an Tantal und Kobalt. Das Recycling von Technologiemetallen ist zudem unter strategischen Gesichtspunkten relevant. Denn viele dieser Metalle sind als kritisch eingestuft und damit von hoher Bedeutung für modernste Technologien und die Wirtschaft eines Landes. Gleichzeitig ist deren Versorgungssicherheit häufig als unsicher einzustufen (EC 2014b).

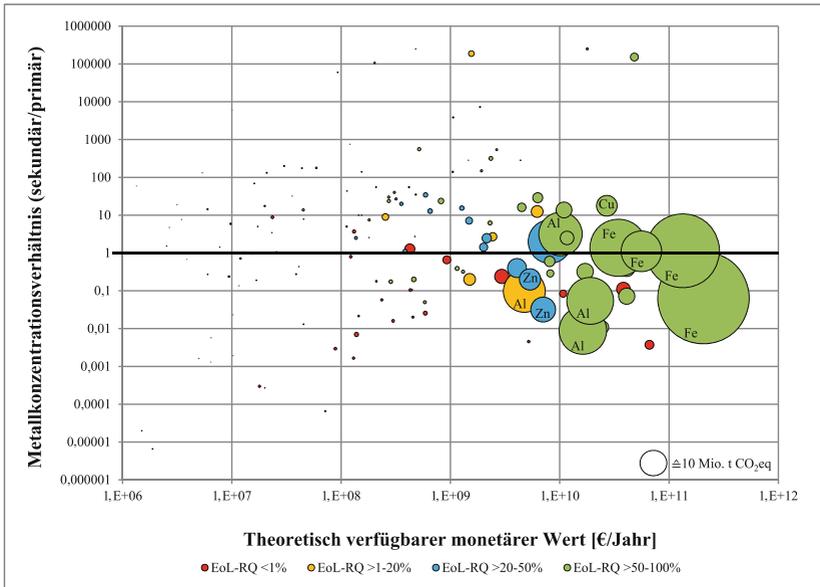


Abbildung 6.4 Verbleibendes theoretisches Einsparpotenzial an THGE durch Recycling (modifizierte Darstellung der Abbildung 6.3, die Größe der Blasen gibt das theoretische CO₂-Einsparpotenzial an)

Verbesserungen der EoL-RQ der Massenmetalle sind also der größte Stellhebel um THGE durch Recycling weiter zu reduzieren. Die beiden mengenmäßig bedeutendsten Massenmetalle Aluminium und Eisen bergen noch Potenziale von einigen hundert Millionen Tonnen CO₂eq. Notwendige Bedingung ist dabei natürlich, dass die dafür notwendigen Mehraufwände des Recyclings die der primären Gewinnung nicht übersteigen.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



In diesem Kapitel sind die Methoden, Auswertungen und Ergebnisse der vorliegenden Arbeit kritisch reflektiert. Abschnitt 7.1 diskutiert vor dem Hintergrund des sich wandelnden globalen Energiesystems die zukünftige Entwicklung der Relevanz des KEA als Aufwandsindikator. Dabei sind ebenso die mit der Energiesystemtransformation verbundenen Implikationen für die Metallbereitstellung adressiert. In Abschnitt 7.2 ist auf die Einschränkungen und Unsicherheiten der erstellten Recyclingmodelle und vorgenommenen Auswertungen eingegangen. Eine weitere wesentliche und weitreichende Einschränkung bezieht sich auf die, für die vorgenommenen Auswertungen der KEA-optimierten EoL-RQ unumgängliche, Ein-Metall Betrachtung. Abschnitt 7.3 beinhaltet eine ausführliche Diskussion dieser Einschränkung und gibt Empfehlungen für weitere Forschungen.

7.1 Zukünftige Entwicklung der Relevanz des Energieindikators

Dass der KEA ein geeigneter Indikator ist, um die Aufwände der primären und sekundären Metallgewinnung einheitlich zu erfassen und so Kommensurabilität der beiden Optionen ermöglicht, ist ausführlich in Kapitel 3 beschrieben. Insbesondere die THGE können aktuell gut über den KEA abgebildet werden. Das bestätigt Abbildung 7.1. Hier sind die KEA und THGE des Kupfer-, Tantal- und Kobaltrecyclings aus Kapitel 5 und zum Vergleich die KEA und THGE der Primärgewinnung zahlreicher Metalle abgetragen. Die Darstellung zeigt, dass bei der primären und der sekundären Metallgewinnung pro eingesetzte Energieeinheit in etwa die gleiche Menge an THGE ausgestoßen wird.

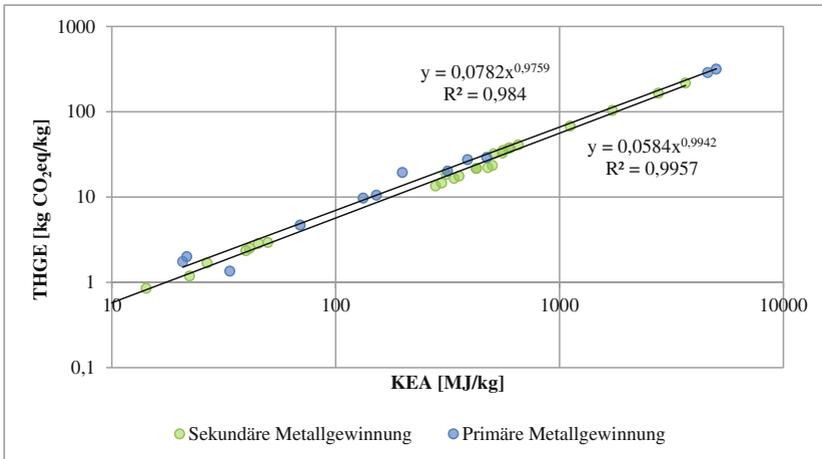


Abbildung 7.1 KEA-THGE Korrelation der primären und sekundären Metallgewinnung (Daten aus den Recyclingmodellen des Kapitels 5 und ecoinvent)

Die Energieversorgungen bzw. die Energiesysteme vieler Länder, insbesondere diejenigen der westlichen Welt, befinden sich derzeit im Wandel. Der Ausbau an Erneuerbaren Energien mit dem Ziel der Klimaneutralität wird stark forciert. Gleichzeitig verharren weite Teile der Welt noch in der fossilen Energieerzeugung bzw. treiben den Umschwung auf Erneuerbare Energien nur sehr gedämpft voran. Das World Economic Forum (WEF) ermittelt hierzu regelmäßig den sogenannten *Energy Transition Index* (ETI), eine Kennzahl, die anhand zahlreicher Indikatoren den Status der Energiewende einer Volkswirtschaft angibt. Alle vom WEF bereitgestellten ETI sind auf der Weltkarte der Abbildung 7.2 durch die entsprechende Farbgebung abgetragen. Europa, Nordamerika, einige Länder Südamerikas sowie Australien und Ozeanien weisen die größten Fortschritte in der Energiewende auf, wobei die meisten Länder Europas derzeit das Ranking anführen (Deutschland befindet sich im derzeitigen Ranking auf Platz 17). Die Länder Afrikas und weiter Teile Asiens zeigen noch keine bzw. geringe Fortschritte in der Energiewende (WEF 2019). In Abbildung 7.2 sind zudem die, nach einer Einstufung der deutschen Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), 15 wichtigsten Bergbauländer markiert. China führt, gefolgt von Brasilien, Australien und Russland, dieses Ranking an. Der Schwerpunkt der primären Metallgewinnung liegt also in Ländern, die eine geringe bis mittlere Performance beim Erreichen der Energiewende aufweisen. China, ein Land, das auch noch in

Zukunft gezielt auf fossile Energieträger setzen wird (McCrone et al. 2018), will in Zukunft seine Rolle als führendes Bergbauland weiter ausbauen. Bereits heute fördert China über 50 % des weltweiten Bedarfs von 11 Rohstoffen (u. a. Seltene Erden, Wolfram und Antimon) (Schüler-Zhou et al. 2019).

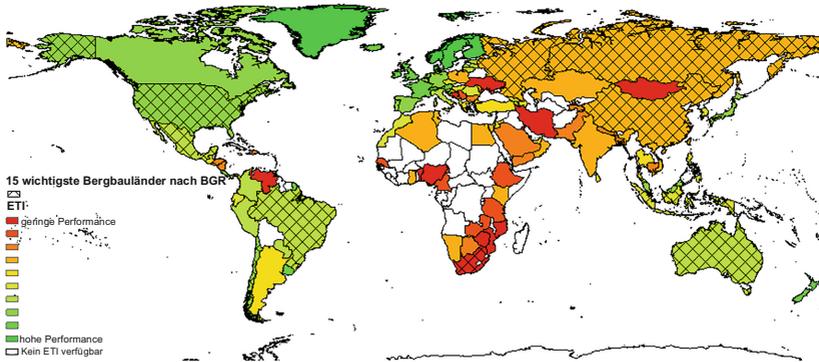


Abbildung 7.2 Bewertung der weltweiten Volkswirtschaften nach dem Energy Transition Index (ETI) und der Bedeutung für die primäre Metallgewinnung (Daten nach WEF 2019 und Dorner und Liedtke 2016)

Die Erkenntnisse aus Abbildung 7.2 lassen die erste Vermutung zu, dass Recycling, sofern es in Ländern stattfindet, die eine hohe Performance in Bezug auf die Energiewende aufweisen, in Zukunft auch dann zur Reduktion der THGE beiträgt, wenn die Energiebedarfe dafür wesentlich höher ausfallen als die der primären Gewinnung. Diese erste Vermutung ist nachfolgend ausführlich analysiert und diskutiert.

Beim Recycling, wie auch bei der Primärgewinnung, gibt es Prozesse, die auch bei fortschreitender Energiewende auf fossilen Energien basieren werden. Das betrifft insbesondere die metallurgischen Verfahren. McLellan et al. (2012) kommen in ihrer Studie zu den Energiebedarfen der Metallindustrie zu dem Ergebnis, dass 81 % der Energiebedarfe der primären Metallgewinnung auf fossile Energieträger für die thermische Nutzung (hauptsächlich in der Metallurgie) zurückzuführen sind und 71 % der THGE verursachen. Die verbleibenden 19 %

sind elektrische Energie, die bei einer fortschreitenden Energiewende klimaneutral werden würden. Derzeit führen sie jedoch zu 29 % der THGE.¹ Große Minen sind nun vermehrt bemüht, diese Potenziale der Treibhausgasminderung zu heben und wollen in Zukunft ihren Strombedarf aus Erneuerbaren Energien decken (siehe z. B. Moore (2019)). Grundsätzlich ist die Industrie der primären Metallgewinnung noch weit davon entfernt klimaneutral produzieren zu können, das zeigen u. a. McLellan et al. (2012). Der Wechsel auf Erneuerbare Energien in der Stromerzeugung ist jedoch mittel- bis langfristig – zumindest bei großen Minen – realistisch. Reuter et al. (2019) zeigen anhand ausgewählter Metalle auf, welche Ersparnisse an THGE dadurch erzielt werden könnten.

Auch Recycling ist von metallurgischen Verfahren und damit vom Einsatz fossiler Energieträger abhängig. In Zukunft vermutlich noch mehr als heute, was auf die zunehmende Komplexität der sekundären Quellen zurückzuführen ist. Materialverbünde, die durch mechanische Verfahren nicht mehr separiert werden können, bedürfen metallurgischer Verfahren. Ein Beispiel hierfür sind die LIB, die durch komplexe und meist chemische Metallverbünde gekennzeichnet sind (Zeng et al. 2014; Heelan et al. 2016). Deren Recycling wird daher auch durch fossile Energieträger dominiert – siehe Kobalt in Abbildung 7.3. Im Falle von Tantal ist zum einen eine (energieintensive) mechanische Separation (der Kondensatoren) möglich. Zum anderen basiert die darauffolgende metallurgische Behandlung hauptsächlich auf dem Einsatz elektrischer Energie, was den direkten Anteil an fossilen Energieträgern auf ein Minimum reduziert. Kupfer, das stellvertretend für die Massenmetalle steht, die den Großteil der für ein Recycling zur Verfügung stehenden Massen ausmachen (siehe auch Abschnitt 6.3), zeigt in etwa eine Gleichverteilung der fossilen Energieträger und der elektrischen Energie. Mit knapp über 40 % an elektrischer Energie sind die Einsparpotenziale an THGE durch den Ausbau Erneuerbarer Energien hier also wesentlich höher als bei der primären Gewinnung (29 %).

Die obigen Erkenntnisse bestätigen weitestgehend die eingangs getroffene Einschätzung. Es ist davon auszugehen, dass Recycling, sofern es in Ländern stattfindet, die eine hohe Performance in Bezug auf die Energiewende aufweisen, tendenziell ein geringeres Treibhausgaspotenzial pro eingesetzte Energieeinheit aufweist als die primäre Gewinnung. Demnach ist Recycling zukünftig auch noch dann klimafreundlicher als die primäre Gewinnung, wenn die dafür notwendigen Energiebedarfe höher ausfallen. Ausnahmen sind Metalle, deren

¹Es existieren jedoch auch Ausnahmen wie z. B. die elektrolytische Gewinnung von Aluminium, bei der Strom die dominierende Energie ist und die Potenziale der Erneuerbaren Energien umfangreich ausgeschöpft werden (EAA 2013).

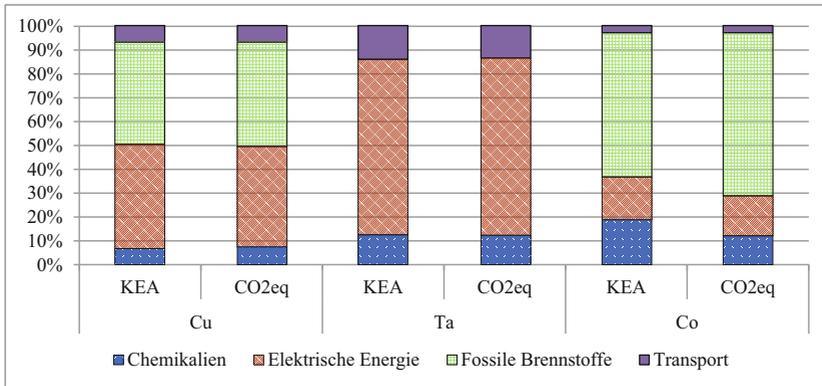


Abbildung 7.3 Zusammensetzung der KEA und THGE des Recyclings von Cu, Ta und Co nach Inputs (Ta durch Kondensatoren, Co durch LIB dominiert)

Recycling aufgrund der hohen Komplexität des Materialverbundes ihrer sekundären Quellen durch metallurgische Verfahren und damit durch den Einsatz fossiler Energieträger dominiert wird. Hier wird deutlich, dass eines der noch größten Potenziale, um THGE in der Metallproduktion einzusparen, die Elektrifizierung der metallurgischen Systeme durch einen technologischen Wandel ist.

Den aktuellen Entwicklungen zufolge wird Recycling in europäischen Ländern bzw. Ländern mit vergleichbaren ETI tendenziell immer klimafreundlicher werden. Gleichzeitig wird die Schere zwischen dem ökologischen und ökonomischen Optimum des Recyclings (siehe hierzu z. B. Abschnitt 6.3) immer weiter auseinandergehen, denn der Energieeinsatz, der geleistet werden muss, bleibt derselbe.² Die mit dem Energieeinsatz verbundenen Kosten werden aktuellen Prognosen zufolge sogar leicht ansteigen (Pezzutto et al. 2018). Somit könnte es zukünftig im Sinne des Klimaschutzes durchaus sinnvoll sein, stromintensive Recyclingbetriebe durch z. B. Stromsteuererleichterungen zu unterstützen, um die ökonomischen Optima der Recyclingaktivitäten näher an die ökologischen zu rücken bzw. die Schere nicht größer werden zu lassen.

²Der Energieeinsatz unterliegt Änderungen, sofern technische Weiterentwicklungen oder Änderungen in den sekundären oder primären Quellen dazu beitragen. Das ist jedoch insbesondere im Bereich der Primärproduktion ein jahrzehntelanger Prozess.

7.2 Einschränkungen und Unsicherheiten

Die in Kapitel 5 vorgenommenen Auswertungen unterliegen einigen Einschränkungen und Unsicherheiten, die in diesem Abschnitt diskutiert sind. So sind die erstellten Recyclingmodelle, auf denen viele weiterführende Auswertungen basieren, zwar so konzipiert, dass sie möglichst realitätsnahe Daten des Zielsystems erzeugen, sie sind jedoch keineswegs ein genaues Abbild der Realität. Basierend auf der vorhandenen Datenlage hätten für noch detailreichere und komplexere Modelle weitreichende Annahmen getroffen werden müssen, die die Unsicherheiten der Modellergebnisse entscheidend erhöht hätten (Saltelli 2019). Zudem gelten die Modellergebnisse ausschließlich für die angenommenen Technologien und die existierende Recyclinginfrastruktur. Änderungen in den Aufbereitungstechnologien oder der Recyclinginfrastruktur können zu grundlegenden Änderungen in den Ergebnissen ($KEA_S(x_i)$) führen. Auch Änderungen in der unterstützenden Infrastruktur (z. B. Effizienzänderungen im Energiesystem) können die Ergebnisse entscheidend beeinflussen.

Da die KEA-optimierten EoL-RQ auf aktuellen Massenbilanzen der sekundären Quellen basieren, ist ihre Gültigkeit auf den Zeitraum der Untersuchung beschränkt. Insbesondere bei Metallen, deren Anwendungsgebiete hohe Marktdynamiken aufweisen (siehe Tantal und Kobalt), unterliegen die Massenbilanzen der sekundären Quellen signifikanten Änderungen in nur kurzen Zeiträumen. Neben den zeitlichen Einschränkungen existieren auch räumliche Einschränkungen. So gelten die ermittelten Massenbilanzen und damit auch die KEA-optimierten EoL-RQ ausschließlich für den Untersuchungsrahmen Deutschland. Die modellbasierten $KEA_S(x_i)$ können für weitere europäische Länder, die ein vergleichbares Recyclingsystem wie das deutsche aufweisen, annäherungsweise verwendet werden.

Die Auswertungen des Beispielmetalls Kobalt veranschaulichen die Unsicherheiten, die mit einer schlechten Datenlage bzw. Datenvalidität verbunden sind. Im Falle von Kobalt führt die hohe Datenvarianz des KEA der primären Gewinnung zu fundamental unterschiedlichen Ergebnissen in den KEA-optimierten EoL-RQ, die daher kaum Aussagekraft besitzen. Die Ergebnisse der Auswertungen von Kupfer und Tantal sind durch die valide und transparente Datenlage der Primärgewinnung weitestgehend abgesichert.

Bei der Beschreibung des methodischen Vorgehens (Abschnitt 4.4.1) zur Ermittlung der KEA-optimierten EoL-RQ ist darauf verwiesen, dass die Annahme der Substitution eines durchschnittlichen KEA der primären Gewinnung getroffen wurde. Die Begründung, dass diese Annahme, basierend auf dem derzeitigen Stand des Wissens, gerechtfertigt ist, kann ebenfalls diesem Abschnitt entnommen

werden. Dennoch ist diese Annahme mit gewissen Unsicherheiten verbunden, denn es ist de facto nicht bekannt, welche primären Quellen mit welchen Gewinnungsverfahren und KEA tatsächlich substituiert werden. Die generierten KEA-optimierten EoL-RQ sind also keine exakten und definitiven Ergebnisse, sondern sollten vielmehr als eine erste empirisch fundierte Annäherung verstanden werden, die eine konzeptionelle Ausrichtung der Recyclingaktivitäten vorgeben sollen. Es sind noch weitere umfangreiche Forschungen notwendig, um exakte und vollständig valide Aussagen darüber treffen zu können, welche primären Quellen mit welchem KEA und in welcher Reihenfolge tatsächlich durch Recycling substituiert werden. Nur so können die Ergebnisse dieser Arbeit weiter präzisiert und verbessert werden.

Eine weitere wesentliche Einschränkung der Ergebnisse ist auf die durch Allokationen vorgenommene Ein-Metall Betrachtung zurückzuführen, wie sie im Bereich der Ökobilanzierung üblich ist. Auf diese Einschränkung und die damit verbundenen Herausforderungen ist im nachfolgenden Abschnitt 7.3 ausführlich eingegangen.

7.3 Grenzen der Ein-Metall Betrachtung und Notwendigkeit des systemischen Denkens

Sekundäre Quellen existieren meist aus einer Vielzahl an unterschiedlichen Materialien und Metallen, die komplex miteinander verbunden sind. Das Recycling eines Metalls aus einer solchen sekundären Quelle erfüllt nun nicht nur den Zweck der (sekundären) Produktion dieses einen Metalls, sondern unterstützt ebenso das Recycling der weiteren Metalle, die in der sekundären Quelle verbaut sind.³ Diese unterstützende Funktion kann auf verschiedene Art und Weisen erfolgen. Ein Beispiel: Wird Kupfer aus Elektroaltgeräten rückgewonnen, so ist ein wesentlicher Nutzen dieses Recyclings die Produktion von Kupfer. Gleichzeitig dient Kupfer jedoch auch als metallurgisches Trägermetall für eine Vielzahl an weiteren Metallen, insbesondere für die in Elektroaltgeräten sehr niedrig konzentrierten Edelmetalle (Langner 2011). Das Recycling von Kupfer ist somit maßgeblich für das gut funktionierende Recycling der Edelmetalle aus dieser sekundären Quelle verantwortlich. Ebenso kann Kupfer, wenn es nicht aus einer sekundären

³Natürlich wird durch Recycling auch das Abfallaufkommen minimiert, allerdings sind die alternativen Umweltwirkungen durch die Deponierung vernachlässigbar (siehe Abschnitt 3.3).

Quelle separiert wird, das Recycling anderer Metalle behindern. Verbleiben größere Anteile von Kupfer z. B. in Stahlfractionen, reichert sich das Kupfer in der Eisenmetallurgie im Stahl an und mindert so entscheidend die Qualität des Stahls, was nur durch die Zugabe von reinem Primärstahl wieder behoben werden kann (Pauliuk et al. 2013). Die Zusammensetzung der sekundären Quelle und die metallurgische Kompatibilität der Metalle (siehe auch Abschnitt 2.2) entscheiden darüber, ob das Nicht-Recycling eines Metalls zu Verunreinigungen anderer Metallfraktionen führt oder in der zu deponierenden Schlacke endet (siehe hierzu auch Baxter et al. 2017).

In der vorliegenden Arbeit sind Ein-Metall Betrachtungen vorgenommen. Dabei wird ein komplexes Mehrmetallsystem über Allokationen auf ein spezifisches Metall disaggregiert, wie es im Bereich der Ökobilanzierung üblich ist. Die oben erwähnten weiteren Dimensionen des Recyclings können durch eine solche Ein-Metall Betrachtung nicht erfasst werden, da sie die systemischen Interaktionen der Metalle untereinander vernachlässigen. Nachfolgend ist daher eine gesamtsystemische Betrachtung des Kupferrecyclings vorgenommen, um die Einschränkungen, die mit der Ein-Metall Betrachtung verbunden sind, zu veranschaulichen.

Abbildung 7.4 zeigt die energetischen Aufwände und Ersparnisse des erweiterten Kupferrecyclingsystems für alle relevanten sekundären Quellen. Hier sind also alle Metalle berücksichtigt, die ebenfalls aus den jeweiligen sekundären Quellen recycelt werden und mit der mechanischen und/oder metallurgischen Aufbereitung von Kupfer direkt oder indirekt in Verbindung stehen. Die Aufwände des modellierten Kupferrecyclingsystems (siehe Abschnitt 5.2.3) sind aufgrund der Systemerweiterung ohne Allokationen erfasst. Diese energetischen Aufwände sind den energetischen Ersparnissen gegenübergestellt, die durch die Substitution von Primärmetall erzielt werden. Dabei ist zwischen den Ersparnissen, die durch das recycelte Kupfer und die weiteren recycelten Metalle erzielt werden, differenziert. Letztere sind im Diagramm als diskontierte Ersparnisse bezeichnet. Denn das Recycling dieser Metalle ist zwar zu einem bestimmten Teil über das Kupferrecyclingsystem abgedeckt, es werden dennoch weitere Schritte benötigt, um deren Recycling abzuschließen. Beispiele hierfür sind weitere metallurgische Verfahrensschritte, um die Edelmetalle aus dem Anodenschlamm der Kupferelektrolyse rückzugewinnen oder das Sortieren und Wiedereinschmelzen des Aluminiums, nachdem es aus der kupferhaltigen sekundären Quelle abgetrennt wurde. Die mit diesen weiteren Recyclingschritten verbundenen Aufwände sind von den entsprechenden metallspezifischen Ersparnissen abgezogen. Die Nettoersparnisse des Diagramms in Abbildung 7.4 sind die Summe der Ersparnisse aller Metalle abzüglich der (nicht-allozierten) Aufwände des Kupferrecyclingsystems

und zeigen somit, ob das erweiterte Kupferrecyclingsystem energetisch profitabel ist.

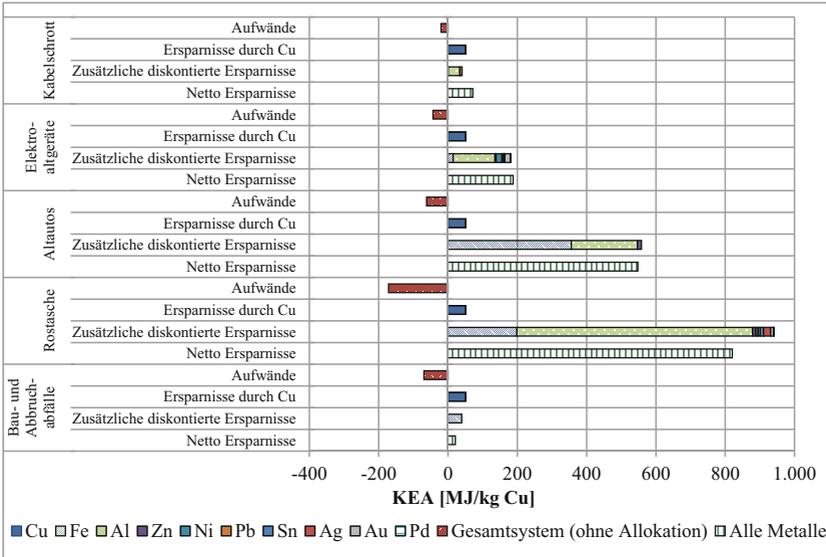


Abbildung 7.4 KEA Ersparnisse und Aufwände des erweiterten Kupferrecyclingsystems (Nachdruck mit freundlicher Genehmigung von Schäfer und Schmidt (2020). Copyright (2020) American Chemical Society)

In Abbildung 7.4 ist ersichtlich, dass das erweiterte Kupferrecyclingsystem aller sekundären Quellen Nettoersparnisse erzielt. Würde das Recycling von Kupfer aus diesen sekundären Quellen nun nicht mehr vorgenommen werden, so hätte das weitreichende Folgen für das Recycling aller weiteren Metalle, denn Kupfer würde dann nicht mehr als Trägermetall fungieren und zudem als Verunreinigung anfallen. Die Nettoersparnisse des Gesamtsystems könnten sich dadurch fundamental ändern. Denselben Effekt können bereits geringfügige Änderungen in der Recyclingquote von Kupfer hervorrufen.

Des Weiteren gibt es Recyclingprozesse, die mit oder ohne Kupferrecycling praktiziert werden, z. B. Sammel- und Schredderprozesse oder auch der Rückbau von Gebäuden. Bei einer Ein-Metall Betrachtung bzw. Ein-Metall Analyse werden die Aufwände dieser Prozesse über Allokationsfaktoren anteilig Kupfer zugeordnet. Würde kein Kupfer recycelt werden, so würden diese Prozesse dennoch

stattfinden. Ist es also richtig, einen Teil dieser Aufwände Kupfer zuzurechnen und auf dieser Basis dann Vergleiche mit der Primärgewinnung anzustellen? Auch hier stößt die Ein-Metall Betrachtung an Grenzen.

Diese Einschränkungen können nicht durch Verbesserungen der Allokationsmethodik behoben werden, wie es z. B. von Stamp et al. (2013) vorgeschlagen ist. Ein produktzentrierter Ansatz, wie er von Reuter et al. (2018) verfolgt wird, ist definitiv ein Schritt in die richtige Richtung, da er das Recycling eines kompletten Produktes und die damit verbundenen Interkonnektivitäten der Metalle miteinbezieht. Recycling findet jedoch in den seltensten Fällen produktspezifisch statt, sondern meist für Produktgruppen, wie z. B. Altautos oder bestimmte Gruppen von Elektroaltgeräten, die in der vorliegenden Arbeit als sekundäre Quellen definiert sind. Für ein vollumfassendes und möglichst realitätsnahes Bild müssten also sekundärquellenzentrierte Untersuchungen vorgenommen werden, die alle Materialien und Metalle umfassen, die in den mechanischen und metallurgischen Aufbereitungsschritten gemeinsam verarbeitet werden – ähnlich der oben für Kupfer aufgeführten Auswertung. Die Zielfunktion bei der Optimierung der Recyclingquoten der involvierten Metalle sollte demnach die Maximierung der Nettoersparnisse des Gesamtsystems sein. Um solche Untersuchungen vornehmen zu können, müsste das gesamte sekundärquellenspezifische Recyclingsystem umfangreich modelliert sein. Dabei müssten insbesondere die Wechselwirkungen der Metalle untereinander erfasst werden, was eine enorme Komplexität der Modelle bedeutet und weitreichende Kenntnisse der mechanischen und metallurgischen Aufbereitung sowie der stofflichen Zusammensetzung der sekundären Quellen bedarf.

Die Auswertungen dieser Arbeit, die auf den metallspezifischen KEA basieren – das betrifft insbesondere die ermittelten KEA-optimierten EoL-RQ – sind also mit gewissen Unsicherheiten verbunden. Je mehr Metalle mit dem Recycling des zu untersuchenden Metalls verknüpft sind und je stärker die Wechselwirkungen des Metalls mit den anderen sind, desto höher sind die Unsicherheiten der metallspezifischen KEA und damit der Ergebnisse der darauf basierenden Auswertungen. Das Recycling von Kupfer hat wie gezeigt bei beiden Aspekten starke Ausprägungen. Die damit verbundenen Unsicherheiten sind durch die obige Auswertung des erweiterten Kupferrecyclingsystems abgeschwächt bzw. transparent gemacht. Auch Kobalt ist ein Metall, dessen Recycling mit weiteren Metallen verknüpft ist. Allerdings weist Kobalt kaum Interkonnektivitäten mit anderen Metallen auf. Es fungiert nicht als Trägermetall und reichert sich aufgrund seiner Eigenschaften nur in sehr wenigen Fällen als Verunreinigung in anderen Metallen an. Ähnlich verhält sich Tantal. Hier kommt noch hinzu, dass das Recycling von Tantal, insbesondere aus seinen dominierenden sekundären Quellen (den Kondensatoren), meist nicht

mit dem Recycling von anderen Metallen in Verbindung steht, sondern weitestgehend isoliert stattfindet. Die Ergebnisse der Auswertungen für Tantal und Kobalt können daher als valide eingestuft werden.

Wie die sekundäre Gewinnung ist auch die primäre Gewinnung durch Kuppelproduktionen mehrerer Metalle aus einer primären Quelle bzw. einem Erz geprägt. Auch hier existieren systemische Zusammenhänge, die durch eine Ein-Metall Betrachtung vernachlässigt werden. Bei der primären Gewinnung spielen insbesondere die Trägerfunktionen der Hauptmetalle (bzw. major metals) in den Erzen und Begleiteffekte, die durch die ohnehin stattfindende Aufkonzentration des Hauptmetalls erzeugt werden, eine entscheidende Rolle. Um diese beiden Effekte zu veranschaulichen, ist nochmals das Beispiel Kupfer herangezogen. Kupfererze beinhalten meist noch zahlreiche Nebenmetalle (bzw. minor metals) wie z. B. Edelmetalle oder auch Tellur. Während Kupfer mit ca. 0,6 % (Northey et al. 2014) verhältnismäßig hoch in diesen Erzen konzentriert ist, sind die Nebenmetalle sehr gering konzentriert. Tellur ist beispielsweise meist nur zu 0,0081 % (Bullock et al. 2018) enthalten. Der Abbau des Kupfererzes und die Gewinnung des Kupfers erhöhen nun gleichzeitig auch die Konzentrationen der Nebenmetalle. Tellur, wie auch die Edelmetalle, verbleiben bis zur abschließenden Elektrolyse im Kupfer enthalten. In der Elektrolyseschlacke ist Tellur mit 2–10 % konzentriert (Kavlak und Graedel 2013b). Zu diesen Konzentrationen kann Tellur dann gezielt gewonnen werden. Die Gewinnung von Kupfer würde auch ohne die Präsenz dieser Nebenmetalle, die als Kuppelprodukte ausgebracht werden, stattfinden. Dennoch tragen die Nebenmetalle zum Gewinn bei, der durch den Betrieb der Mine und die nachfolgenden Aufbereitungsanlagen erzielt wird. Ihnen wird somit auch über Allokationen ein Teil der Aufwände der Gewinnungsprozesse zugerechnet – obwohl ein Großteil der Prozesse auch ohne ihre Präsenz stattfinden würde. Diese systemischen Zusammenhänge kommen dann zum Tragen, wenn das Recycling von Kupfer die primäre Gewinnung substituiert. Würde auf dieser Basis eine Kupfermine stillgelegt werden, dann würde in diesem Zuge auch die damit verbundene Produktion der Nebenmetalle eingestellt werden. Oder das Kupfererz würde nur aufgrund der Nebenmetalle abgebaut werden und deren Aufwände entsprechend signifikant höher ausfallen. In Abschnitt 4.4.1 ist erläutert, dass aufgrund der weiterhin steigenden Metallbedarfe keine existierenden Minen substituiert werden, sondern vielmehr mögliche zukünftige Minen. Diese zukünftigen Minen agieren noch nicht mit dem existierenden interkonnektiven System der Metallgewinnung. Solange der Metallbedarf weiter steigt, kommt den erläuterten Zusammenhängen also noch keine wirkliche Bedeutung zu.

Trotz der diskutierten Unsicherheiten und Einschränkungen sind Ein-Metall Betrachtungen unumgänglich. Nur auf diesem Weg können die KEA und Umweltwirkungen für einzelne Metalle bzw. Sekundärmetalle bestimmt werden, die wiederum unabdingbar für Produktökobilanzen sind. Metastudien über Ökobilanzen der Metallproduktion, wie z. B. von Liu und Müller (2012), weisen darauf hin, dass die Wahl des Allokationsfaktors (siehe auch Abschnitt 4.3.4) noch keinem Konsens unterliegt – ein Phänomen, das eine generelle Unsicherheit in ökobilanziellen Betrachtungen darstellt (van der Voet et al. 2010; Yellishetty et al. 2009; Nordelöf et al. 2014). Hier bedarf es noch umfassender Harmonisierung der Allokationsmethode, um eine einheitliche und vergleichbare Datenbasis zu generieren.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.





Recycling und CE sollen eine nachhaltige Entwicklung unterstützen – darüber ist man sich in der Literatur bereits einig. Wie dieses Ziel genau erreicht werden soll, unterliegt allerdings noch keinem Konsens. Dennoch sind Recycling und das Konzept der CE mittlerweile zentraler Bestandteil zahlreicher politischer Aktionspläne und die Vision der vollständig geschlossenen Materialkreisläufe ist dabei sich zu etablieren. Gleichzeitig sind jedoch die sekundären Quellen, die für ein Recycling zur Verfügung stehen, heute so komplex wie nie zuvor. Metalle, die in der Tech-nosphäre in Produkten zum Einsatz kommen, sind oft geringer konzentriert als in ihren primären Quellen. Diese Metalle zu recyceln, also deren Konzentrationen zu erhöhen, benötigt den Einsatz von Energie der wiederum THGE bedingt. Es ist damit durchaus möglich, dass Recycling in manchen Fällen mehr Energie benötigt und mehr THGE verursacht als die primäre Gewinnung. In diesen Fällen muss der Beitrag von Recycling für eine nachhaltige Entwicklung kritisch hinterfragt werden.

Stünde eine drohende Verknappung wirtschaftsstrategischer Rohstoffe bevor, so wäre die Situation eine andere und es müsste alles getan werden, die Metalle und Materialien im Kreislauf zu halten. Doch das Narrativ der drohenden Verknappung der mineralischen Rohstoffe ist zu großen Teilen auf fehlinterpretierte Informationen und den Irrglauben gestützt, dass alle Vorkommen an mineralischen Ressourcen der Erde bereits genauestens kartographiert sind. Es ist jedoch keineswegs bekannt, wie groß die Ressourcenvorkommen tatsächlich sind, die aktuell und zukünftig abbauwürdig sein werden. Um ungefähre Abschätzungen vornehmen zu können, welche Massen an mineralischen Ressourcen auch in Zukunft noch aus primären Quellen gewonnen werden können, ist umfassendes geologisches Wissen notwendig. Am Beispiel von Kupfer ist in Abschnitt 3.1.1 gezeigt, dass noch enorme Massen in der Erdkruste zur Verfügung stehen, die

voraussichtlich zukünftig auch abbauwürdig sein werden. Es existiert – zumindest in absehbaren Zeithorizonten – kein Mengen- bzw. Verfügbarkeitsproblem der mineralischen Ressourcen. Der entscheidende Faktor ist auch hier der Energieaufwand, der für die Metallgewinnung aus primären Quellen betrieben werden muss. Denn auch in primären Quellen bzw. den derzeitig betriebenen Minen sind die Metallkonzentrationen teils sehr niedrig und nehmen tendenziell weiter ab.

Die primäre und sekundäre Metallgewinnung sind gleichermaßen auf ein Konzentrationsproblem und damit auf den Energieaufwand, der unmittelbar in THGE resultiert, zurückzuführen. Um den Beitrag des Recyclings für eine nachhaltige Entwicklung sicher zu stellen, muss gewährleistet sein, dass der Energieaufwand bzw. der KEA des Recyclings nicht höher ausfällt als der KEA der alternativen primären Gewinnung. In der Literatur wird zunehmend darauf verwiesen, dass die vollständige Kreislaufschließung zu unverhältnismäßig hohen Energiebedarfen und damit auch THGE führen wird – bisher sind diese Aussagen allerdings ohne empirische Grundlage.

Die derzeitige Weltwirtschaft ist noch weit von einer vollständigen Kreislaufführung entfernt. Selbst Metalle, die grundsätzlich prädestiniert für ein Recycling sind, weisen teils nur sehr geringe EoL-RQ auf. Insbesondere Technologiemetalle werden derzeit nur zu geringen Prozentsätzen recycelt bzw. in manchen Fällen gar nicht rückgewonnen. Die Auswertung von 48 Metallen in Abschnitt 3.1.2 liefert hierzu wichtige Erkenntnisse. Sie zeigt, dass Metalle tendenziell nicht oder nur zu geringen Prozentsätzen aus ihren sekundären Quellen recycelt werden, wenn sie dort geringer konzentriert sind als in ihren primären Quellen. Sind Metalle in ihren sekundären Quellen höher konzentriert als in ihren primären Quellen, so findet tendenziell Recycling zu hohen Prozentsätzen statt. Damit ist eine empirische Erklärung der von UNEP (2011b) publizierten und vielfach zitierten EoL-RQ der Metalle gegeben.

Die aktuellen EoL-RQ der Metalle zeigen, dass grundsätzlich noch große Optimierungspotenziale für Recycling existieren. Dass das Heben dieser Potenziale unmittelbar zu Einsparungen an Energie und THGE führt – wie es u. a. von Ciacci et al. (2016) angenommen ist – ist rein spekulativ und daher mit hohen Unsicherheiten verbunden. Das belegen die in Kapitel 5 vorgenommenen Auswertungen der erstellten Recyclingmodelle der beispielhaften Metalle Kupfer, Tantal und Kobalt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Qualität der sekundären Quellen – insbesondere deren Metallkonzentrationen – entscheidend die KEA des Recyclings bestimmen. So schwanken z. B. die KEA des Kupferrecyclings je nach sekundärer Quelle zwischen 14 und 45 MJ/kg Kupfer. Die sekundäre Quelle der Bau- und Abbruchabfälle weist die geringste Kupferkonzentration auf, die sogar unter der durchschnittlichen Konzentration der primären Quellen liegen. Daher

befinden sich die KEA des Kupferrecyclings aus dieser sekundären Quelle auch in der Größenordnung des KEA der primären Kupfergewinnung. Die derzeitige EoL-RQ von Kupfer in Deutschland liegt bei ca. 50 % und erzielt damit nach den existierenden Sammelquoten und Recyclingeffizienzen die derzeit maximal mögliche Ersparnis an KEA und THGE. Pro Jahr werden allein in Deutschland 400 Mt CO₂eq durch das Recycling von Kupfer eingespart. Die EoL-RQ von Kupfer weiter zu verbessern – z. B. durch Erhöhungen der Sammelquoten – kann zu zusätzlichen Ersparnissen führen. Hier sind allerdings Grenzen gesetzt, wie die Szenarien-Analyse in Abschnitt 5.2.5.2.2 zeigt.

Tantal ist in den meisten sekundären Quellen weitaus niedriger konzentriert als Kupfer. Die Aufwände des Tantalrecyclings liegen mit einer Bandbreite von 50 bis 3.700 MJ/kg bzw. 3 bis 200 kg CO₂eq/kg Tantal daher teils um mehrere Größenordnungen über denen des Kupferrecyclings. Aufgrund des enormen KEA der primären Tantalgewinnung ist es dennoch aus energetischer Sicht sinnvoll, die EoL-RQ von Tantal von derzeitigen 11 % auf 25 % zu erhöhen. Die energetisch optimale EoL-RQ wird sich auch zukünftig, wenn der KEA der Primärgewinnung durch eine verstärkte Kuppelproduktion von Tantal und Lithium absinkt, nur geringfügig auf ca. 24 % verschieben. Um eine Erhöhung der EoL-RQ wirtschaftlich umsetzen zu können, sind eine intelligente und grenzübergreifende Sammellogistik sowie eine zentralisierte Aufbereitung notwendig. Denn die in Deutschland für ein Recycling verfügbaren Massen dieses Technologiemetalls belaufen sich auf nur wenige Tonnen pro Jahr.

Das Recycling von Kobalt wird derzeit aus allen verfügbaren sekundären Quellen, die nicht dissipativer Natur sind, zu hohen Recyclingeffizienzen praktiziert – auch das Recycling von LIB aus Altautos, das immer wieder Thema der öffentlichen Debatte ist. Dennoch ist die EoL-RQ mit 23 % verhältnismäßig niedrig, was insbesondere auf die geringen Sammelquoten der sekundären Quellen zurückzuführen ist. Ob das Kobaltrecycling zu Ersparnissen an Energie und THGE führt, kann derzeit nicht beantwortet werden, denn es sind keine validen Daten über die Energiebedarfe der Primärgewinnung von Kobalt vorhanden. Dieses Beispiel zeigt, dass ohne eine valide Datenbasis auch keine Aussage darüber getroffen werden kann, ob und bis zu welchem Umfang Recycling eine nachhaltige Entwicklung unterstützt.

Die Untersuchungen der drei beispielhaften Metalle zeigen, dass Recycling bereits entscheidend zur Minderung des Klimawandels beiträgt, gleichzeitig jedoch noch deutliche Optimierungspotenziale bestehen. Insbesondere Erhöhungen der teils sehr niedrigen Sammelquoten können noch entscheidende Einsparungen an Energie und THGE erzielen. Dass diesen Optimierungspotenzialen Grenzen gesetzt sind und eine vollständige Kreislaufführung keineswegs das Ziel

sein kann, geht ebenfalls eindeutig aus den Untersuchungen hervor. Das Beispiel Kupfer zeigt, dass ähnliche Werte der Metallkonzentrationen in primären und sekundären Quellen bereits dazu führen können, dass die energetische Vorteilhaftigkeit des Recyclings auf der Kippe steht. Metalle, die in der Technosphäre in signifikant geringerer Konzentration vorkommen als in den primären Quellen oder sogar dissipativ verteilt sind – wie es die Ergebnisse des Abschnitts 3.1.2 zeigen – können den Erkenntnissen dieser Arbeit zufolge keinesfalls mit einem positiven Beitrag zum Klimaschutz recycelt werden. Bei nur geringfügig geringeren Konzentrationen in sekundären als in primären Quellen kann Recycling allerdings durchaus energieeffizienter sein, ermöglicht durch Demontage- und Allokationseffekte.

Die größten noch verbleibenden theoretischen Einsparpotenziale an THGE durch Recycling sind auf die Massenmetalle zurückzuführen. Zwar werden Massenmetalle bereits zu hohen EoL-RQ rückgewonnen und weisen zudem nur verhältnismäßig geringe Einsparpotenziale pro Masseneinheit auf, sie sind jedoch in so großen Massen im anthropogenen Stofflager verfügbar, dass die Mengeneffekte überwiegen. Technologiemetalle, die tendenziell nur zu sehr geringen Quoten recycelt werden, sind trotz ihrer hohen Einsparpotenziale pro Masseneinheit Metall, im relativen Vergleich kaum nennenswert. Diese Erkenntnis gibt eine klare Richtung vor – um im Sinne des Klimaschutzes wirkungsvoll zu recyceln, sollten (weiterhin) Massenmetalle wie Eisen, Aluminium oder Kupfer in den Fokus genommen werden. Welche tatsächlichen Potenziale für die Minderung des Klimawandels durch Recycling existieren, ist grundsätzlich dynamischer Natur. So können die KEA der Prozesse der primären und der sekundären Metallgewinnung durch Innovationen und technische Entwicklungen minimiert werden. Auch die Qualität der Quellen – primär und sekundär – unterliegt Änderungen über die Zeit, die wiederum Einfluss auf die Aufwände in den Gewinnungsprozessen haben.

Die vorgenommenen Analysen der KEA-optimierten EoL-RQ einzelner Metalle können nur über Ein-Metall Betrachtungen erreicht werden. Das Metallproduktionssystem ist jedoch primär- wie sekundärseitig hochkomplex und über zahlreiche Wechselwirkungen der einzelnen Metalle untereinander stark verbunden. Metalle kommen in primären und sekundären Quellen meist im Verbund mit einer Vielzahl an weiteren Metallen vor und werden nur sehr selten isoliert – also ohne Kuppelprodukte – gewonnen. Am Beispiel von Kupfer ist in Abschnitt 7.3 herausgearbeitet, dass die Ein-Metall Betrachtung durch die Interkonnektivitäten des Metallproduktionssystems mit Unsicherheiten verbunden ist. Die grundsätzlichen Unsicherheiten, die durch die notwendigen Allokationen

entstehen, werden durch die Wechselwirkungen der Metalle untereinander verstärkt. So können Metalle sich gegenseitig im Recycling begünstigen oder auch hemmen – es existieren gleichzeitig Zielkonflikte und symbiotische Effekte. Ob diese zusätzlichen Faktoren über Verbesserungen oder Erweiterungen der Allokationsverfahren vollumfänglich erfasst werden können, gilt es durch weitere Forschungen zu klären. Nach den Erkenntnissen dieser Arbeit ist jedoch ein systemisches Denken und Analysieren der Metallproduktion unumgänglich. Nur so kann ausreichend Transparenz über die Systeme und deren Wechselwirkungen geschaffen werden, die notwendig sind, um Ein-Metall Betrachtungen besser interpretieren zu können.

Ein hoher Bedarf an Transparenz existiert auch bei der makroskopischen bzw. globalen Betrachtung der primären Metallproduktionssysteme. Denn welche primären Quellen mit welchen KEA und in welcher Reihenfolge tatsächlich durch Recycling substituiert werden, kann nach aktuellem Wissensstand nicht beantwortet werden. Grundsätzlich kann angenommen werden, dass die Substitution nach ökonomischen Kriterien erfolgt. Allerdings werden nicht aktuell existierende Minen, sondern aufgrund des stetig wachsenden Metallbedarfs mögliche zukünftige Minen substituiert. Hier sind noch umfassende Forschungen notwendig, um ein tieferes Systemverständnis zu erlangen und auch für prospektive primäre Quellen entsprechende Datenbasen generieren zu können.

Die Erkenntnisse dieser Arbeit lassen noch weitere Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen zu. So kann Recycling von Metallen nur dann betrieben werden, wenn die notwendige metallurgische Infrastruktur gegeben ist. Dabei sind neben den zentralen metallurgischen Verfahren, wie z. B. die Eisen- oder Kupfermetallurgie, insbesondere auch begleitende metallurgische Verfahren notwendig, die die Reststoffe der zentralen Metallurgie effizient aufbereiten können. Diese metallurgische Infrastruktur gilt es in Deutschland und Europa ggf. auch durch finanzielle Maßnahmen zu unterstützen, weiter auszubauen und zu vernetzen. Andernfalls verlagert sich das Recycling der Metalle in andere Regionen der Welt. Das führt zum einen zu dem Verlust der teils wirtschaftsstrategisch wichtigen Metalle. Zum anderen besteht dadurch die Gefahr, dass deren Recycling weitaus weniger umweltfreundlich praktiziert wird, als es z. B. im westeuropäischen Raum getan werden kann. Die zentrale Bedeutung von hochentwickelten metallurgischen Systemen ist durch die Funktionsweise der Recyclingmodelle verdeutlicht, die in Abschnitt 4.2 beschrieben ist. Würden die Recyclingeffizienzen der Metallurgie – die meist weit über 90 % betragen – sinken, so hätte das überproportionale Auswirkungen auf den Gesamtaufwand des Recyclings.

Dass ist darauf zurückzuführen, dass sich die Metallurgie am Ende der Recyclingkette befindet und deren Recyclingeffizienzen damit Auswirkungen auf alle vorgelagerten Prozesse haben.

Die Quintessenz der vorliegenden Arbeit ist der konzeptionelle Ansatz der zielorientierten Ausrichtung des Recyclings und der CE anhand der Energiebedarfe, untermauert durch empirische Auswertungen und Ergebnisse. Letztere sollten, wie oben gezeigt, durch weitere Forschungen verbessert bzw. deren Unsicherheiten minimiert werden. Recycling und CE sind kein Selbstzweck, sondern ein Mittel zum Zweck – sie leisten einen entscheidenden Beitrag zur Reduktion der THGE der Metallbereitstellung und damit zu einer nachhaltigen Entwicklung. Um sicher zu stellen, dass alle Recyclingaktivitäten diesen Zweck erfüllen und nicht das Gegenteil forcieren, muss jeder Einzelfall untersucht werden. Die Ergebnisse dieser Arbeit liefern den empirischen Beweis, dass vollständig geschlossene Kreisläufe keineswegs das Ziel sein können. Dennoch sollten Recycling und CE neben anderen Klimaschutzmaßnahmen weiterhin gefördert werden, um die noch verbleibenden Potenziale des Recyclings auszuschöpfen – allerdings stets mit der klaren Zielorientierung anhand der Energiebedarfe.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Literaturverzeichnis

- Abadías Llamas, A.; Valero Delgado, A.; Valero Capilla, A.; Torres Cuadra, C.; Hultgren, M.; Peltomäki, M. et al. (2019): Simulation-based exergy, thermo-economic and environmental footprint analysis of primary copper production. In: *Minerals Engineering* 131, S. 51–65. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2018.11.007>.
- Aboussouan, L.; Russo, P.; Pons, M. N.; Thomas, D.; Briat, J. P.; Leclerc, D. (1999): Steel scrap fragmentation by shredders. In: *Powder Technol* (105), S. 228–294.
- Achzet, B.; Reller, A.; Zepf, V.; Rennie C., BP, Ashfield, M.; Simmons, J. (2011): Materials critical to the energy industry. An introduction.
- Ahrens, L. H. (1953): A Fundamental Law of Geochemistry. In: *Nature* 172, S. 1148.
- Ahrens, L. H. (1954): The lognormal distribution of the elements. A fundamental law of geochemistry and its subsidiary. In: *Geochimica et Cosmochimica Acta* 5, S. 49–73.
- Al Barazi, Siyamend; Schmidt, Michael; Vetter, Sebastian; Brandenburg, Torsten; Kuhn, Thomas (2018): DERA Rohstoffinformationen. Rohstoffrisikobewertung – Kobalt.
- Albrecht, Sven; Andersson, Klaus; Reichert, Karlheinz; Wolf, Rüdiger (2012): Tantalum and Tantalum Compounds. In: Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry. Chichester: Wiley, S. 597–610.
- Allegrini, Elisa; Maresca, Alberto; Olsson, Mikael Emil; Holtze, Maria Sommer; Boldrin, Alessio; Astrup, Thomas Fruergaard (2014): Quantification of the resource recovery potential of municipal solid waste incineration bottom ashes. In: *Waste Management* 34 (9), S. 1627–1636. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.05.003>.
- Allegrini, Elisa; Vadenbo, Carl; Boldrin, Alessio; Astrup, Thomas Fruergaard (2015): Life cycle assessment of resource recovery from municipal solid waste incineration bottom ash. In: *Journal of Environmental Management* 151, S. 132–143. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.11.032>.
- Allwood, Julian M. (2014): Squaring the Circular Economy: The Role of Recycling within a Hierarchy of Material Management Strategies. In: Ernst Worrell und Markus A. Reuter (Hg.): Handbook of recycling. State-of-the-art for practitioners, analysts, and scientists. Amsterdam: Elsevier, S. 445–479.
- Alvarado, Sergio; Maldonado, Pedro; Jaques, Ivan (1999): Energy and environmental implications of copper production. In: *Energy* 24, S. 307–316.
- Alvear Flores, Gerardo R. F.; Nikolic, Stanko (2016): ISASMELT for Recycling of Valuable Elements Contributing to a More Sustainable Society. In: Anne Kvithyld, Christina

- Meskers, Randolph Kirchain, Gregory Krumdick, Brajendra Mishra, Markus Reuter et al. (Hg.): REWAS 2013. Enabling Materials Resource Sustainability. Cham, s.l.: Springer International Publishing, S. 100–109.
- Alvear Flores, Gerardo R. F.; Nikolic, Stanko; Mackey, Phillip J. (2014): ISASMELT™ for the Recycling of E-Scrap and Copper in the U.S. Case Study Example of a New Compact Recycling Plant. In: *JOM* 66 (5), S. 823–832. <https://doi.org/10.1007/s11837-014-0905-3>.
- Alwast, Holger; Riemann, Axel (2010): Verbesserung der umweltrelevanten Qualitäten von Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen.
- Amato, Alessia; Rocchetti, Laura; Beolchini, Francesca (2017): Environmental impact assessment of different end-of-life LCD management strategies. In: *Waste Management* 59, S. 432–441. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.024>.
- AMG Vanadium (2011): Selenium. Online verfügbar unter <https://amg-v.com/seleniumpage.html>, zuletzt geprüft am 15.02.2019.
- Amick, Daniel S. (2015): The recycling of material culture today and during the Paleolithic. In: *Quaternary International* 361, S. 4–20. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.08.059>.
- Amini, S. H.; Remmerswaal, J.A.M.; Castro, M. B.; Reuter, M. A. (2007): Quantifying the quality loss and resource efficiency of recycling by means of exergy analysis. In: *Journal of Cleaner Production* 15 (10), S. 907–913. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.01.010>.
- Andersen, Mikael Skou (2007): An introductory note on the environmental economics of the circular economy. In: *Sustainable Science* 2 (1), S. 133–140. <https://doi.org/10.1007/s11625-006-0013-6>.
- Anderson, Ted L. (2005): Fracture Mechanics. Fundamentals and Applications, Third Edition. 3rd ed. Hoboken: CRC Press.
- Angerer, Thomas; Luidold, Stefan; Antrekowitsch, Helmut (2013): Recycling Potentials of the two refractory metals tantalum and niobium. In: *Proceedings of EMC*, S. 1069–1083.
- Anzac LTD (o.J.): Kiln Energy Efficiency – Delivering Reduced Operational Costs. Online verfügbar unter <https://www.ansac.com.au/wp-content/uploads/2014/10/Kiln-Thermal-Efficiency-Flyer.pdf>.
- Antrekowitsch, H.; Pucher, P.; Konetschnik, S. (2008): Aufbereitung und Metallurgie von metallhaltigen Reststoffen. In: *BHM Berg- und Hüttenmännische Monatshefte* 153 (6), S. 230–234. <https://doi.org/10.1007/s00501-008-0381-6>.
- Ardia, P.; Böni, D.; Büchi, U.; Di Lorenzo, F.; Schlumberger, S. (2014): Abfall- und Ressourcenmanagement. Geschäftsbericht 2013.
- Arndt, Nicholas T.; Fontboté, Lluís; Hedenquist, Jeffrey W.; Kesler, Stephen E.; Thompson, John F.H.; Wood, Daniel G. (2017): Future Global Mineral Resources. In: *Geochemical Perspectives* 6 (1), S. 1–171. <https://doi.org/10.7185/geochempersp.6.1>.
- Arowosola, Ayomipo; Gaustad, Gabrielle (2019): Estimating increasing diversity and dissipative loss of critical metals in the aluminum automotive sector. In: *Resources, Conservation and Recycling* 150, S. 104382. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.06.016>.
- Astrup, Thomas; Riber, Christian; Pedersen, Anne Juul (2011): Incinerator performance: effects of changes in waste input and furnace operation on air emissions and residues. In: *Waste Management & Research* 29 (10 Suppl), S. 57–68. <https://doi.org/10.1177/0734242X11419893>.
- Aura Energy (2018): High Grade Vanadium Zone Defined.
- Aurubis AG (URL): Die Technologie des Recyclings. Online verfügbar unter <https://www.aurubis.com/de/produkte--leistungen/recycling/technologie>, zuletzt geprüft am 03.07.2017.

- Aurubis AG (2015): TQM-Dokument: Verfahrensbeschreibung Aurubis AG Recyclingzentrum Lünen.
- Aurubis AG (2016): Aktualisierte Umwelterklärung 2016 der Aurubis AG. Standorte Hamburg und Lünen.
- Aurubis AG (2017a): Aurubis Extrakt Multi Metal Recycling.
- Aurubis AG (2017b): Sekundärmetallurgie Kupfer bei Aurubis, 02.02.2017. E-Mail an Philipp Schäfer.
- Aurubis AG (2017c): Sekundärmetallurgie Aurubis Lünen, 10.02.2017. Telefonat an Philipp Schäfer.
- Ayhan, Mehmet; Eschen, Marcus (2015): Verfahren zur Rückgewinnung von Metallen aus Sekundärstoffen und anderen Materialien mit organischen Bestandteilen. Veröffentlichungsnr: DE102014008987A.
- Ayres, Robert U. (1997): Metals recycling: economic and environmental implications. In: *Resources, Conservation and Recycling* 21, S. 145–173.
- Ayres, Robert U. (1999): The second law, the fourth law, recycling and limits to growth. In: *Ecological Economics* 29 (3), S. 473–483. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00098-6](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00098-6).
- Ayres, Robert U.; Ayres, Leslie W.; Masini, A. (2006): An application of exergy accounting to five basic metal industries. In: Arnim von Gleich, Robert U. Ayres und Stefan Gößling-Reisemann (Hg.): *Sustainable Metals Management. Securing our Future – Steps Towards a Closed Loop Economy*. Dordrecht: Springer (Eco-Efficiency in Industry and Science, 19), S. 141–194.
- Ayres, Robert U.; Ayres, Leslie W.; Råde, Ingrid; Geyer, Roland (2003): The life cycle of copper, its co-products and byproducts. Dordrecht: Kluwer Acad. Publ (Eco-Efficiency in Industry and Science, 13). Online verfügbar unter <https://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy0823/2003058218-d.html>.
- Ayres, Robert U.; Miller, Steven M. (1980): The role of technological change. In: *Journal of Environmental Economics and Management* 7 (4), S. 353–371. [https://doi.org/10.1016/0095-0696\(80\)90027-3](https://doi.org/10.1016/0095-0696(80)90027-3).
- Bach, Hans; Krause, Dieter (1999): *Analysis of the Composition and Structure of Glass and Glass Ceramics*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Bardi, Ugo (2013): *Der geplünderte Planet. Die Zukunft des Menschen im Zeitalter schwindender Ressourcen*. Ein Bericht an den Club of Rome. 2. Aufl. München: oekom.
- Basten, Michael (2017): *Mineralische Bauabfälle Monitoring 2014*. Bericht zum Aufkommen und zum Verbleib mineralischer Bauabfälle im Jahr 2014.
- Baxter, Weston; Aurisicchio, Marco; Childs, Peter (2017): Contaminated Interaction: Another Barrier to Circular Material Flows. In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (3), S. 507–516. <https://doi.org/10.1111/jiec.12612>.
- Beardsley, Dan (1985): The Impact of Recycling on the Environment. In: *Conservation and Recycling* 8 (3/4), S. 387–391.
- Beckmann, Tobias (2018): Syncon Prozess. Laufenburg, 15.05.2018. Mündlich an Philipp Schäfer.
- Bertram, M.; Graedel, T. E.; Fuse, K.; Gordon, R.; Lifset, R.; Rechberger, H.; Spataro, S. (2003): The copper cycles of European countries. In: *Regional Environmental Change* 3 (4), S. 119–127. <https://doi.org/10.1007/s10113-002-0052-1>.

- Bertram, M.; Graedel, T. E.; Rechberger, H.; Spataro, S. (2002): The contemporary European copper cycle: waste management subsystem. In: *Ecological Economics* (42), S. 43–57, zuletzt geprüft am 01.12.2016.
- Bertuol, Daniel Assumpção; Bernardes, Andréa Moura; Tenório, Jorge Alberto Soares (2006): Spent NiMH batteries. Characterization and metal recovery through mechanical processing. In: *Journal of Power Sources* 160 (2), S. 1465–1470. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2006.02.091>.
- Bianciardi, C.; Tiezzi, E.; Ulgiati, S. (1993): Complete recycling of matter in the frameworks of physics, biology and ecological economics. In: *Ecological Economics* 8, S. 1–5.
- Biganzoli, Laura; Gorla, Leopoldo; Nessi, Simone; Grosso, Mario (2012): Volatilisation and oxidation of aluminium scraps fed into incineration furnaces. In: *Waste Management* 32 (12), S. 2266–2272. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.06.003>.
- Bigum, Marianne; Brogaard, Line; Christensen, Thomas H. (2012): Metal recovery from high-grade WEEE: a life cycle assessment. In: *Journal of Hazardous Materials* 207–208, S. 8–14. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.10.001>.
- Bilitewski, Bernd; Härdtle, Georg (2013): Abfallwirtschaft. Handbuch für Praxis und Lehre. 4., aktualisierte und erw. Aufl. Berlin: Springer. Online verfügbar unter <https://site.ebrary.com/lib/alltitles/docDetail.action?docID=10695455>.
- Binnemans, Koen; Jones, Peter Tom; Blanpain, Bart; van Gerven, Tom; Yang, Yongxiang; Walton, Allan; Buchert, Matthias (2013): Recycling of rare earths. A critical review. In: *Journal of Cleaner Production* 51, S. 1–22. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.037>.
- Binswanger, Mathias (1993): From microscopic to macroscopic theories: entropic aspects of ecological and economic processes. In: *Ecological Economics* 8, S. 209–234.
- Bleischwitz, Raimund; Dittrich, Monika; Pierdicca, Chiara (2012): Coltan from Central Africa, international trade and implications for any certification. In: *Resources Policy* 37 (1), S. 19–29. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2011.12.008>.
- Blomsma, Fenna; Brennan, Geraldine (2017): The Emergence of Circular Economy: A New Framing Around Prolonging Resource Productivity. In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (3), S. 603–614. <https://doi.org/10.1111/jieec.12603>.
- Bocken, Nancy M. P.; Olivetti, Elsa A.; Cullen, Jonathan M.; Potting, José; Lifset, Reid (2017): Taking the Circularity to the Next Level: A Special Issue on the Circular Economy. In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (3), S. 476–482. <https://doi.org/10.1111/jieec.12606>.
- Boin, U.M.J.; Bertram, M. (2005): Melting Standardized Aluminum Scrap: A Mass Balance Model for Europe. In: *JOM* 57 (8).
- Bookhagen, B.; Obermaier, W.; Opper, C.; Koeberl, C.; Hofmann, T.; Prohaska, T.; Irrgeher, J. (2018a): Development of a versatile analytical protocol for the comprehensive determination of the elemental composition of smartphone compartments on the example of printed circuit boards. In: *Analytical Methods* 10 (31), S. 3864–3871. <https://doi.org/10.1039/C8AY01192C>.
- Bookhagen, Britta; Dorner, Ulrike; Damm, Sophie; Bergholtz, Jana; Opper, Christine; Irrgeher, Johanna et al. (2018b): Rohstoffverbrauch von Smartphones. In: Stephanie Thiel, Elisabeth Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): *Recycling und Rohstoffe*. Band 11. Neuruppin: TK-Verl., 519–531.
- Boom, Rob; Steffen, Rolf (2001): Recycling of scrap for high quality steel products. In: *Steel Research* 72 (3), S. 91–96. <https://doi.org/10.1002/srin.200100090>.

- Borra, Chenna; Vlugt, Thijs; Yang, Yongxiang; Offerman, S. (2018): Recovery of Cerium from Glass Polishing Waste. A Critical Review. In: *Metals* 8 (10), S. 801. <https://doi.org/10.3390/met8100801>.
- Boryczko, Bożena; Hořda, Adam; Kolenda, Zygmunt (2014): Depletion of the non-renewable natural resource reserves in copper, zinc, lead and aluminium production. In: *Journal of Cleaner Production* 84, S. 313–321. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.093>.
- Bösch, Donat; Kornmeier, Hans-Georg (2014): Zerkleinerung als Kostenfaktor von Recyclinganlagen. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): *Recycling und Rohstoffe*. Neuruppin: TK-Verl., S. 403–418.
- Both, Jens (2016): Electrolytic capacitors from the postwar period to the present. In: *IEEE Electr. Insul. Mag.* 32 (2), S. 8–26. <https://doi.org/10.1109/MEI.2016.7414227>.
- Boulding, Kenneth E. (1966): *The Economics of the Coming Spaceship Earth*. In: H. Jarrnett (Hg.): *Environmental Quality in a Growing Economy*: Hopkins University Press, S. 3–14.
- Bouton, Shannon; Bove, Anne-Titia; Hannon, Eric; Magin-Mallez, Clarisse; Rogers, Matt; Swartz, Steven; Vanthournout, Helga (2016): *The circular economy: Moving from theory to practice*.
- Brahmst, Emillio (2006): *Copper in End-of-Life Vehicle Recycling*.
- Brammer, Naomi Rachel (2012): *Use of Exergy as an Indicator of Environmental Impact: Influence of Methodological Choices*. Dissertation.
- Braungart, Michael; McDonough, William (2002): *Cradle to Cradle. Einfach intelligent produzieren*. München: Piper ebooks.
- Bridge, J. Edwin; Maniar, Gunvant N.; Philip, Thoni V. (1971): Carbides in M-50 high speed steel. In: *MMTB* 2 (8), S. 2209–2214. <https://doi.org/10.1007/BF02917552>.
- British Geological Survey (BGS) (2009a): *Cobalt. Mineral Profile*. Keyworth, Nottingham.
- British Geological Survey (BGS) (2009b): *Platinum. Mineral Profile*. Keyworth, Nottingham.
- British Geological Survey (BGS) (2011): *Tungsten profile. Mineral Profile*. Keyworth, Nottingham.
- British Geological Survey (BGS) (2016): *Lithium. Mineral profile*. Keyworth, Nottingham.
- Buchert, Matthias; Jenseit, Wolfgang; Merz, Cornelia; Schüller, Doris (2011): *Entwicklung eines realisierbaren Recyclingkonzeptes für die Hochleistungsabatterien zukünftiger Elektrofahrzeuge – LiBri. Teilprojekt: LCA der Recyclingverfahren*.
- Buchert, Matthias; Manhart, Andreas; Bleher, Daniel; Pingel, Detlef (2012): *Recycling critical raw materials from waste electronic equipment*. Darmstadt.
- Bühler, Anton; Schlumberger, Stefan (o. J.): *Schwermetalle aus der Flugasche zurückgewinnen – Saure Flugaschewäsche – FLUWA-Verfahren – ein zukunftsweisendes Verfahren in der Abfallverbrennung*.
- Bullock, Liam A.; Perez, Magali; Armstrong, Joseph G.; Parnell, John; Still, John; Feldmann, Joerg (2018): Selenium and tellurium resources in Kisgruva Proterozoic volcanogenic massive sulphide deposit (Norway). In: *Ore Geology Reviews* 99, S. 411–424. <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2018.06.023>.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2017): *Altbatterien*. Online verfügbar unter <https://www.bmu.de/themen/wasser-abfall-boden/abfallwirtschaft/statistiken/statistik-altbatterien/>, zuletzt aktualisiert am 04.07.2017, zuletzt geprüft am 25.10.2018.
- Bundesregierung (2010): *Energiekonzept für eine umweltschonende, zuverlässige und bezahlbare Energieversorgung*.

- Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen e. V. (BDSV) (2012): BREF für Großschredderanlagen – Standpunkt der deutschen Schredderwirtschaft.
- Bunge, Rainer (2014): Wieviel Metall steckt im Abfall? In: Karl J. Thomé-Kozmiensky (Hg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle. Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin: TK, 91–103, zuletzt geprüft am 02.03.2017.
- Bunge, Rainer (2016): Recycling ist gut, mehr Recycling ist besser – oder nicht? In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): Recycling und Rohstoffe. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 79–92, zuletzt geprüft am 26.01.2017.
- Butterman, W. C.; Plachy, J. (2002): Mineral Commodity Profiles: Cadmium.
- Cablo GmbH (2017a): Kabelrecycling, 25.01.2017. E-Mail an Philipp Schäfer.
- Cablo GmbH (2017b): Zerkleinerungsaufwand beim Kabelrecycling, 15.05.2017. E-Mail an Philipp Schäfer.
- Calvo, Guiomar; Mudd, Gavin; Valero, Alicia; Valero, Antonio (2016): Decreasing Ore Grades in Global Metallic Mining: A Theoretical Issue or a Global Reality? In: *Resources* 5 (4), S. 36. <https://doi.org/10.3390/resources5040036>.
- Carlowitz, Hans Carl von; Thomasius, Harald; Bendix, Bernd (2013): *Sylvicultura oeconomica*. Transkription in das Deutsch der Gegenwart. Transkription des Originals von 1713. Remagen: Verl. Kessel.
- Castro, M. B.; Remmerswaal, J.A.M.; Brezet, J. C.; van Schaik, A.; Reuter, M. A. (2005): A simulation model of the comminution–liberation of recycling streams. In: *International Journal of Mineral Processing* 75 (3–4), S. 255–281. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2004.09.001>.
- Castro, M.B.G.; Remmerswaal, J.A.M.; Brezet, J. C.; Reuter, M. A. (2007): Exergy losses during recycling and the resource efficiency of product systems. In: *Resources, Conservation and Recycling* 52 (2), S. 219–233. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2007.01.014>.
- Castro, M.B.G.; Remmerswaal, J.A.M.; Reuter, M. A.; Boin, U.J.M. (2004): A thermodynamic approach to the compatibility of materials combinations for recycling. In: *Resources, Conservation and Recycling* 43 (1), S. 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2004.04.011>.
- Chancerel, Perrine (2010): Substance flow analysis of the recycling of small waste electrical and electronic equipment. An assessment of the recovery of gold and palladium. Zugl.: Berlin, Techn. Univ., Diss., 2009. 1. Aufl. Clausthal-Zellerfeld: Papierflieger (ITU-Schriftenreihe, Bd. 09). Online verfügbar unter <https://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2010/2590/>.
- Chancerel, Perrine; Marwede, Max; Nissen, Nils F.; Lang, Klaus-Dieter (2015): Estimating the quantities of critical metals embedded in ICT and consumer equipment. In: *Resources, Conservation and Recycling* 98, S. 9–18. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.03.003>.
- Chancerel, Perrine; Marwede, Max; Rotter, Susanne; Ueberschaar, Maximilian (2016): Design challenges for recycling of critical metals.
- Chancerel, Perrine; Meskers, C. E. M.; Hagelüken, Christian; Rotter, Susanne (2008): E-scrap metals too precious to ignore. In: *E-Scrap Research* (November), S. 42–45, zuletzt geprüft am 06.04.2017.
- Chancerel, Perrine; Meskers, Christina E.M.; Hagelüken, Christian; Rotter, Vera Susanne (2009): Assessment of Precious Metal Flows During Preprocessing of Waste Electrical

- and Electronic Equipment. In: *Journal of Industrial Ecology* 13 (5), S. 791–810. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2009.00171.x>.
- Chanceler, Perrine; Rotter, Susanne (2009): Recycling-oriented characterization of small waste electrical and electronic equipment. In: *Waste Management* 29 (8), S. 2336–2352. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.04.003>.
- Chao, Guo; Hui, Wang; Wei, Liang; Jiangang, Fu; Xin, Yi (2011): Liberation characteristic and physical separation of printed circuit board (PCB). In: *Waste Management* 31 (9–10), S. 2161–2166. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.05.011>.
- Chapman, P. F. (1973): The energy costs of producing copper and aluminium from secondary sources: Open university.
- Chapman, P. F.; Roberts, F.; Ashby, M.; Charles, J.; Evans, A. G. (1983): *Metal Resources and Energy*. Butterworths Monographs in Materials. Burlington: Elsevier Science. Online verfügbar unter <https://gbv.ebib.com/patron/FullRecord.aspx?p=1838803>.
- Chen, Jingjing; Wang, Zhaohui; Wu, Yufeng; Li, Liquan; Li, Bin; Pan, De'an; Zuo, Tiejong (2019): Environmental benefits of secondary copper from primary copper based on life cycle assessment in China. In: *Resources, Conservation and Recycling* 146, S. 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.020>.
- Chen, Mengjun; Wang, Jianbo; Chen, Haiyan; Ogunseitán, Oladele A.; Zhang, Mingxin; Zang, Hongbin; Hu, Jiukun (2013): Electronic waste disassembly with industrial waste heat. In: *Environmental Science & Technology* 47 (21), S. 12409–12416. <https://doi.org/10.1021/es402102t>.
- Chimenos, J.M; Segarra, M.; Fernández, M.A; Espiell, F. (1999): Characterization of the bottom ash in municipal solid waste incinerator. In: *Journal of Hazardous Materials* 64 (3), S. 211–222. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(98\)00246-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(98)00246-5).
- Christian, Beverley; Romanov, Alexandre; Romanova, Irina; Turbini, Laura J. (2014): Elemental Compositions of Over 80 Cell Phones. In: *Journal of Electronic Materials* 43 (11), S. 4199–4213. <https://doi.org/10.1007/s11664-014-3310-3>.
- Christmann, Patrice (2018): Towards a More Equitable Use of Mineral Resources. In: *Natural Resources Research* 27 (2), S. 159–177. <https://doi.org/10.1007/s11053-017-9343-6>.
- Ciacchi, Luca; Harper, E. M.; Nassar, N. T.; Reck, Barbara K.; Graedel, T. E. (2016): Metal Dis-sipation and Inefficient Recycling Intensify Climate Forcing. In: *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02714>.
- Ciacchi, Luca; Reck, Barbara K.; Nassar, N. T.; Graedel, T. E. (2015): Lost by Design. In: *Environmental Science & Technology* 49 (16), S. 9443–9451. <https://doi.org/10.1021/es505515z>.
- Ciacchi, Luca; Werner, Tim T.; Vassura, Ivano; Passarini, Fabrizio (2018): Backlighting the European Indium Recycling Potentials. In: *Journal of Industrial Ecology* 16 (6), S. 687. <https://doi.org/10.1111/jiec.12744>.
- Classen, M.; Althaus, H.-J.; Blasen, S.; Tuchschnid, M.; Jungbluth, J.; Doka, G. et al. (2009): *Life Cycle Inventories of Metals*. Final report ecoinvent data v2.1, No. 10.
- Combes, Nicolas (2016): Recycling of key materials of Airplane engines – closed loop approach. In: Jörg Woidasky (Hg.): *The third European Aircraft Symposium*, S. 53–64, zuletzt geprüft am 02.02.2018.
- Cooper, Tim (2008): Challenging the ‘refuse revolution’: war, waste and the rediscovery of recycling, 1900–50*. In: *Historical Research* 81 (214), 710–731.

- Cooper, Timothy (2009): War on Waste?: The Politics of Waste and Recycling in Post-War Britain, 1950–1975. In: *Capitalism Nature Socialism* 20 (4), S. 53–72. <https://doi.org/10.1080/10455750903441615>.
- Coursol, P.; Mackey, P. J.; Diaz, C. M. (2010): Energy Consumption in Copper Sulphide Smelting. In: *Copper* 2010. June 6–10, 2010 – Hamburg, Germany; proceedings. Pyrometallurgie I. Clausthal-Zellerfeld: GDMB, S. 649–668.
- Coursol, P.; Mackey, P. J.; Kapusta, J. P. T.; Valencia, N. Cardona (2015): Energy Consumption in Copper Smelting. A New Asian Horse in the Race. In: *JOM* 67 (5), S. 1066–1074. <https://doi.org/10.1007/s11837-015-1380-1>.
- Craig, Paul P. (2001): Energy limits on recycling. In: *Ecological Economics* 36, S. 373–384.
- Crundwell, Frank; Moats, Michael; Ramachandran, Venkoba; Robinson, Timothy; Davenport, W. G. (2011): *Extractive Metallurgy of Nickel, Cobalt and Platinum Group Metals*. 1. Aufl. s.l.: Elsevier professional. Online verfügbar unter <https://site.ebrary.com/lib/alltitles/docDetail.action?docID=10488597>.
- Cui, Jirang; Zhang, Lifeng (2008): Metallurgical recovery of metals from electronic waste: a review. In: *Journal of Hazardous Materials* 158 (2–3), S. 228–256. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.001>.
- Cullbrand, Klas; Magnusson, Olof (2012): The Use of Potentially Critical Materials in Passenger Cars.
- Cullen, Jonathan M. (2017): Circular Economy: Theoretical Benchmark or Perpetual Motion Machine? In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (3), S. 483–486. <https://doi.org/10.1111/jiec.12599>.
- Cunningham, Larry D. (2004): Tantalum Recycling in the United States in 1998. In: Scott F. Sibley (Hg.): *Flow Studies for Recycling Metal Commodities in the United States*, J1–J10.
- Dahmus, Jeffrey B.; Gutowski, Timothy G. (2007): What Gets Recycled? An Information Theory Based Model for Product Recycling. In: *Environmental Science & Technology* 41 (21), S. 7543–7550. <https://doi.org/10.1021/es062254b>.
- Daigo, Ichiro; Hashimoto, Susumu; Matsuno, Yasunari; Adachi, Yoshihiro (2009): Material stocks and flows accounting for copper and copper-based alloys in Japan. In: *Resources, Conservation and Recycling* 53 (4), S. 208–217. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.11.010>.
- Daly, Herman E. (1973): *Toward a steady-state economy*. Edited by Herman E. Daly. San Francisco: W. H. Freeman.
- Daly, Herman E. (1995): On Nicholas Georgescu-Roegen's contributions to Economics: an obituary essay. In: *Ecological Economics* 13, S. 149–154.
- Damm, Sophie (2018): Rohstoffrisikobewertung Tantal.
- Davis, J.; Geyer, R.; Ley, J.; He, J.; Clift, R.; Kwan, A. et al. (2007): Time-dependent material flow analysis of iron and steel in the UK. In: *Resources, Conservation and Recycling* 51 (1), S. 118–140. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.08.007>.
- De Bruyn, Sander (2002): Dematerialization and rematerialization as two recurring phenomena of industrial ecology. In: Robert U. Ayres und Leslie Ayres (Hg.): *A Handbook of Industrial Ecology*. Cheltenham, U.K, Northampton, Mass: Edward Elgar Pub, S. 209–222.
- Deetman, Sebastiaan; Pauliuk, Stefan; van Vuuren, Detlef P.; van der Voet, Ester; Tukker, Arnold (2018): Scenarios for Demand Growth of Metals in Electricity Generation Technologies, Cars, and Electronic Appliances. In: *Environmental Science & Technology* 52 (8), S. 4950–4959. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05549>.

- Deetman, Sebastiaan; van Oers, Laurant; van der Voet, Ester; Tukker, Arnold (2017): Deriving European Tantalum Flows Using Trade and Production Statistics. In: *Journal of Industrial Ecology* 37 (1), S. 19. <https://doi.org/10.1111/jiec.12533>.
- Dehoust, Günter; Küppers, Peter; Blepp, Markus; Jenseit, Wolfgang; Goldmann, Daniel; Breitenstein, Boris (2016): Überprüfung der Grenzwerte von Metallen in Abfällen, bei deren Überschreitung eine Verwertung mit Metallrückgewinnung der einfachen Abfallverwertung im Versatz oder auf Deponien vorgeht.
- Dehoust, Günter; Manhart, Andreas; Möck, Alexandra; Kießling, Lea; Vogt, Regine; Kämper, Claudia et al. (2017): Erörterung ökologischer Grenzen der Primärrohstoffgewinnung und Entwicklung einer Methode zur Bewertung der ökologischen Rohstoffverfügbarkeit zur Weiterentwicklung des Kritikalitätskonzeptes (ÖkoRess I).
- Deike, Rüdiger; Ebert, Dominik; Warnecke, Ragnar; Vogell, Martin (2012): Abschlussbericht zum Projekt "Recyclingpotenziale bei Rückständen aus der Müllverbrennung".
- Destatis (URL): Glossar zur Umweltstatistik. Online verfügbar unter <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Glossar/Erstbehandlungsanlage.html>.
- Destatis (2010): Abfallentsorgung -Fachserie 19 Reihe 1 – 2008.
- Destatis (2011): Abfallentsorgung – Fachserie 19 Reihe 1 – 2009.
- Destatis (2016): Abfallentsorgung – Fachserie 19 Reihe 1 – 2014. Statistisches Bundesamt.
- Destatis (2019): Genesis-Online Datenbank. Online verfügbar unter <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online>.
- Deutsches Institut für Normung (DIN) (2009): DIN EN ISO 14040. Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006): Beuth Verlag.
- Deutsches Institut für Normung (DIN) (2011): DIN EN ISO 14051. Umweltmanagement – Materialflusskostenrechnung.
- Deutsches Institut für Normung (DIN) (2018): DIN EN ISO 14044. Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006): Beuth Verlag.
- Dewulf, Jo; van Langenhove, Herman; Muys, Bart; Bruers, Stijn; Bakshi, Bhavik R.; Grubb, Geoffrey F. et al. (2008): Exergy: Its Potential and Limitations in Environmental Science and Technology. In: *Environmental Science & Technology* 42 (7), S. 2221–2232. <https://doi.org/10.1021/es071719a>.
- Domínguez, Adriana; Valero, Alicia; Valero, Antonio (2013): Exergy accounting applied to metallurgical systems: The case of nickel processing. In: *Energy* 62, S. 37–45. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.03.089>.
- Dorner, Ulrike; Buchholz, Peter; Liedtke, Maren; Schmidt, Michael (2013a): Rohstoffrisikobewertung Kupfer. Kurzbericht. Stand: April 2013. Berlin: Deutsche Rohstoffagentur (DERA) in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (DERA-Rohstoffinformationen, 16).
- Dorner, Ulrike; Buchholz, Peter; Liedtke, Maren; Schmidt, Michael (2013b): Rohstoffrisikobewertung Kupfer. Kurzbericht. Stand: April 2013. Berlin: Deutsche Rohstoffagentur (DERA) in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (DERA-Rohstoffinformationen, 16).
- Dorner, Ulrike; Liedtke, Maren (2016): Mineralische Rohstoffe für die Energiewende. In: *Commodity Top News* (50), zuletzt geprüft am 01.12.2016.
- Dornhofer, Michael (2018): Sammellogistik Bohr- und Schneidwerkzeuge, 13.06.2018. E-Mail.

- Du, Xiaoyue; Graedel, T. E. (2011): Global in-use stocks of the rare Earth elements: a first estimate. In: *Environmental Science & Technology* 45 (9), S. 4096–4101. <https://doi.org/10.1021/es102836s>.
- Duan, Huabo; Hou, Kun; Li, Jinhui; Zhu, Xiaodong (2011): Examining the technology acceptance for dismantling of waste printed circuit boards in light of recycling and environmental concerns. In: *Journal of Environmental Management* 92 (3), S. 392–399. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.057>.
- Dubreuil, Alain; Young, Steven B.; Atherton, John; Gloria, Thomas P. (2010): Metals recycling maps and allocation procedures in life cycle assessment. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 15 (6), S. 621–634. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0174-5>.
- Dunn, J. B.; Gaines, L.; Barnes, M.; Sullivan, J.; Wang, M. (2012): Material and Energy Flows in the Materials Production, Assembly and EOL Stages of the Automotive Li-Ion Battery Life Cycle.
- Duwe, Christian (2016): Entwicklung eines Aufbereitungsverfahrens zur Rückgewinnung feinkörniger NE Metalle und mineralischer Bestandteile aus Shredder-Sand. Dissertation.
- Eckelman, Matthew J. (2010): Facility-level energy and greenhouse gas life-cycle assessment of the global nickel industry. In: *Resources, Conservation and Recycling* 54 (4), S. 256–266. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.08.008>.
- Eckelman, Matthew J.; Ciacci, Luca; Kavlak, Goksin; Nuss, Philip; Reck, Barbara K.; Graedel, T. E. (2014): Life cycle carbon benefits of aerospace alloy recycling. In: *Journal of Cleaner Production* 80, S. 38–45. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.039>.
- ecoinvent (2011): tantalum production, powder, capacitor-grade, GLO. Datenbankversion 3.5. Online verfügbar unter <https://www.ecoinvent.org/>.
- ecoinvent (2013): cobalt production, GLO. Datenbankversion 3.5. Online verfügbar unter <https://www.ecoinvent.org/>.
- ecoinvent (2016): market for indium, GLO. Datenbankversion 3.6. Online verfügbar unter <https://www.ecoinvent.org/>.
- ecoinvent (2018a): copper production, primary, AU. Datenbankversion 3.5. Online verfügbar unter <https://www.ecoinvent.org/>.
- ecoinvent (2018b): copper production, primary, RER. Datenbankversion 3.5. Online verfügbar unter <https://www.ecoinvent.org/>.
- ecoinvent (2018c): copper production, primary, RoW. Datenbankversion 3.5. Online verfügbar unter copper production, primary, RER.
- Ekvall, Tomas; Finnveden, Göran (2001): Allocation in ISO 14041 – a critical review. In: *Journal of Cleaner Production* 9, S. 197–208.
- Electrics, Christi; Raskin, Paul; Rosen, Rich; Stutz, John (2009): The Century Ahead: Four Global Scenarios. Technical Documentation. Boston.
- Electrocyling GmbH (URL): Metalle. Online verfügbar unter <https://www.electrocyling.de/sekundaerrohstoffe/metalle>, zuletzt geprüft am 07.04.2017.
- Electrocyling GmbH (2017a): Elektrozycling, 02.02.2017. E-Mail an Philipp Schäfer.
- Electrocyling GmbH (2017b): Geschäftsbeziehungen und Handel der Electrocyling GmbH, 11.05.2017 an Philipp Schäfer.
- Electrocyling GmbH (2017c): Massenteile Elektroschrott, 22.05.2017. E-Mail an Philipp Schäfer.
- Ellen MacArthur Foundation (EMF) (2013a): Towards Circular Economy vol 1. Economic and business rationale for an accelerated transition.

- Ellen MacArthur Foundation (EMF) (2013b): Towards Circular Economy vol 2. Opportunities for the consumer goods sector.
- Ellen MacArthur Foundation (EMF) (2014): Towards Circular Economy vol 3. Accelerating scale-up across global supply chains.
- Elshkaki, Ayman; Graedel, T. E.; Ciacci, Luca; Reck, Barbara K. (2016): Copper demand, supply, and associated energy use to 2050. In: *Global Environmental Change* 39, S. 305–315. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.06.006>.
- Elshkaki, Ayman; Graedel, T. E.; Ciacci, Luca; Reck, Barbara K. (2018): Resource Demand Scenarios for the Major Metals. In: *Environmental Science & Technology* 52 (5), S. 2491–2497. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05154>.
- Elsner, Harald (2014): Zinn – Angebot und Nachfrage bis 2020. Stand: März 2014. Berlin: DERA (DERA Rohstoffinformationen, 20).
- Elwert, Tobias; Goldmann, Daniel; Römer, Felix; Buchert, Matthias; Merz, Cornelia; Schueler, Doris; Sutter, Juergen (2016): Current Developments and Challenges in the Recycling of Key Components of (Hybrid) Electric Vehicles. In: *Recycling* 1 (1), S. 25–60. <https://doi.org/10.3390/recycling1010025>.
- Erdmann, Lorenz; Behrendt, Siegfried (2011): Kritische Rohstoffe für Deutschland. „Identifikation aus Sicht deutscher Unternehmen wirtschaftlich bedeutsamer mineralischer Rohstoffe, deren Versorgungslage sich mittel- bis langfristig als kritisch erweisen könnte“.
- Erdmann, Lorenz; Handke, Volker; Klinski, Stefan; Behrendt, Siegfried; Schrap, Michael (2004): Nachhaltige Bestandsbewirtschaftung nicht erneuerbarer knapper Ressourcen. Handlungsoptionen und Steuerungsinstrumente am Beispiel von Kupfer und Blei. Berlin: IZT (Werkstattberichte / IZT, Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung, Nr. 68).
- Eriez Magnetics Japan Co., Ltd. (Tanno, Hideaki) (2018): Information request tantalum recycling, 06.02.2018. E-Mail an Philipp Schäfer.
- Europäische Union (2012): Richtlinie 2012/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte. In: *Amtsblatt der Europäischen Union* (197), S. 38–71, zuletzt geprüft am 06.04.2017.
- Europäisches Parlament (2013): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. September 2006 über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren und zur Aufhebung der Richtlinie 91/157/EWG.
- European Aluminium Association (EAA) (2013): Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry.
- European Commission (EC) (2009): Decision No 406/2009/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the effort of Member States to reduce their greenhouse gas emissions to meet the Community's greenhouse gas emission reduction commitments up to 2020.
- European Commission (EC) (2014a): Best Available Techniques Reference Document for the Non-Ferrous Metals Industries.
- European Commission (EC) (2014b): Report on critical raw materials for the EU. Critical raw materials profiles.
- European Commission (EC) (2014c): Report on critical raw materials for the EU. Non-critical raw materials profiles.

- European Commission (EC) (2014d): Towards a circular economy: A zero-waste programme for Europe. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Brüssel.
- European Commission (EC) (2015): Closing the loop – An EU action plan for the Circular Economy. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Brüssel.
- European Commission (EC) (2017a): Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Non-Ferrous Metals Industries – Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). Unter Mitarbeit von Gianluca Cusano, Miguel Rodrigo Gonzales, Frank Farrell, Rainer Remus, Serge Roudier und Luis Delgado Sancho.
- European Commission (EC) (2017b): Study on the review of the list of Critical Raw Materials. Critical Raw Materials Factsheets.
- European Commission (EC) (2018): Report on Critical Raw Materials and the Circular Economy. Unter Mitarbeit von Magnus Gislev und Milan Grohol.
- European Economic Council (EEC) (1975): Council Directive of 15 July 1975 on waste.
- European Economic Council (EEC) (1976): Commission Decision of 21 April 1976 setting up a Committee in Waste Management.
- European Environmental Bureau (EEB) (2017): Recycling – who really leads the world? Identifying the world's best municipal waste recyclers.
- European Parliament (2000): Directive of the European Parliament and the Council of 18 September 2000 on end-of life vehicles.
- Eurostat (URL): Hauptabfallströme. Online verfügbar unter <https://ec.europa.eu/eurostat/de>, zuletzt geprüft am 04.04.2017.
- Faber, Malte; Niemes, Horst; Stephan, Gunter; Freytag, Lutz (1995): Entropy, environment and resources. An essay in physico-economics; with 33 figures. 2. ed. Berlin: Springer.
- Fellner, Johann; Lederer, Jakob; Scharff, Christoph; Laner, David (2017): Present Potentials and Limitations of a Circular Economy with Respect to Primary Raw Material Demand. In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (3), S. 494–496. <https://doi.org/10.1111/jiec.12582>.
- Fergus, Jeffrey W. (2010): Recent developments in cathode materials for lithium ion batteries. In: *Journal of Power Sources* 195 (4), S. 939–954. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2009.08.089>.
- Finnveden, Goran; Arushanyan, Yevgeniya; Brandão, Miguel (2016): Exergy as a Measure of Resource Use in Life Cycle Assessment and Other Sustainability Assessment Tools. In: *Resources* 5 (3), S. 23. <https://doi.org/10.3390/resources5030023>.
- Fishbein, L. (1983): Environmental selenium and its significance. In: *Fundamental and Applied Toxicology* 3 (5), S. 411–419. [https://doi.org/10.1016/S0272-0590\(83\)80014-1](https://doi.org/10.1016/S0272-0590(83)80014-1).
- Fisher, Karen; Wallen, Erika; Laenen, Pieter Paul; Collins, Michael (2006): Battery Waste Management Life Cycle Assessment.
- Fitzpatrick, Colin; Olivetti, Elsa; Miller, Reed; Roth, Richard; Kirchain, Randolph (2015): Conflict minerals in the compute sector: estimating extent of tin, tantalum, tungsten, and gold use in ICT products. In: *Environmental Science & Technology* 49 (2), S. 974–981. <https://doi.org/10.1021/es501193k>.
- Fokus (2019): Was geschieht mit den Akkus der gebrauchten Elektroautos? Online verfügbar unter https://www.fokus.de/auto/elektroauto/was-geschieht-mit-den-akkus-der-gebrauchten-elektroautos-zechpreller_id_10897419.html.

- Frankfurter Allgemeine (2019): Viel zu kostbar für die Müllhalde. Online verfügbar unter <https://www.faz.net/aktuell/wissen/physik-mehr/batterie-recycling-viel-zu-kostbar-fuer-die-muellhalde-16131479.html>.
- Freeman, Yuri (2018): Tantalum and Niobium-Based Capacitors. Cham: Springer International Publishing.
- Frenzel, Max; Mikolajczak, Claire; Reuter, Markus A.; Gutzmer, Jens (2017): Quantifying the relative availability of high-tech by-product metals – The cases of gallium, germanium and indium. In: *Resources Policy* 52, S. 327–335. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2017.04.008>.
- Fritz, Benjamin (2019). Karlsruhe, 2019. Persönliche Mitteilung.
- Fröhlich, Hannes (2018a): Ständiger Wandel bei der Elektroaltgeräte-Aufbereitung. In: Stephanie Thiel, Elisabeth Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): *Recycling und Rohstoffe*. Band 11. Neuruppin: TK-Verl., S. 503–517.
- Fröhlich, Hannes (Electrocycling GmbH) (2018b): Einsatz vollautomatisierte Demontage-maschine. Berlin, 20.03.2018 an Auditorium Recycling und Rohstoffkonferenz.
- Fröhlich, Hannes (Electrocycling GmbH) (2018c): Leiterplatten in E-Schrott, 17.04.2018. E-Mail an Philipp Schäfer.
- Frosch, Robert A.; Gallopoulos, Nicholas E. (1989): Strategies for Manufacturing. In: *Scientific American* September, S. 144–152.
- Fthenakis, V. M.; Wang, W. (2006): Extraction and separation of Cd and Te from cadmium telluride photovoltaic manufacturing scrap. In: *Progress in Photovoltaics: Research and Application* 14 (4), S. 363–371. <https://doi.org/10.1002/pip.676>.
- Fujita, Toyohisa; Ono, Hiroyuki; Dodbiba, Gjergj; Yamaguchi, Kunihiko (2014): Evaluation of a recycling process for printed circuit board by physical separation and heat treatment. In: *Waste Management* 34 (7), S. 1264–1273. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.002>.
- Fuse, Masaaki; Yamasue, Eiji; Reck, Barbara K.; Graedel, T. E. (2011): Regional development or resource preservation? A perspective from Japanese appliance exports. In: *Ecological Economics* 70 (4), S. 788–797. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.11.017>.
- Gaballah, I.; Djona, M.; Mugica, J. C.; Solozobal, R. (1994): Valuable metals recovery from spent catalysts by selective chlorination. In: *Resources, Conservation and Recycling* 10 (1–2), S. 87–96. [https://doi.org/10.1016/0921-3449\(94\)90041-8](https://doi.org/10.1016/0921-3449(94)90041-8).
- Gallenkemper, Bernhard; Breer, Jakob (2013): Analyse der Datenerhebung nach ElektroG über die Berichtsjahre 2009 und 2010 zur Vorbereitung der EU-Berichtspflicht 2012.
- Gambogi, Joseph (2018): U.S. Geological Survey, Mineral Commodity Summaries: Scandium.
- Gaudreau, Kyrke; Fraser, Roydon A.; Murphy, Stephen (2012): The Characteristics of the Exergy Reference Environment and Its Implications for Sustainability-Based Decision-Making. In: *Energies* 5 (7), S. 2197–2213. <https://doi.org/10.3390/en5072197>.
- Geissdoerfer, Martin; Savaget, Paulo; Bocken, Nancy M.P.; Hultink, Erik Jan (2017): The Circular Economy – A new sustainability paradigm? In: *Journal of Cleaner Production* 143, S. 757–768. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.048>.
- Gemeinsame Stelle Altfahrzeuge (URL): Annerkannte Betriebe. Online verfügbar unter <https://www.altfahrzeugstelle.de/>, zuletzt geprüft am 08.08.2017.
- Georgescu-Roegen, Nicholas (1971): *The Entropy Law and the Economic Process*. s.l.: Harvard University Press.

- Georgescu-Roegen, Nicholas (1975): Energy and Economic Myths. In: *Southern Economic Journal* 41 (3), S. 347–381.
- Georgescu-Roegen, Nicholas (1977): The Steady State and Ecological Salvation: A Thermodynamic Analysis. In: *BioScience* 27 (4), S. 266–270.
- Georgescu-Roegen, Nicholas (1979a): Energy Analysis and Economic Valuation. In: *Southern Economic Journal* 45 (4), S. 1023–1058.
- Georgescu-Roegen, Nicholas (1979b): Myth about Energy and Matter. In: *Growth and Change* 10 (1), S. 16–23. <https://doi.org/10.1111/j.1468-2257.1979.tb00819.x>.
- Geoscience Australia (2013): Thorium. Online verfügbar unter <https://www.australianminesatlas.gov.au/aimr/commodity/thorium.html>, zuletzt geprüft am 15.02.2019.
- Gesamtverband der deutschen Bundmetallindustrie (GDB) (2014): Hauptverwendungsgebiete Kupfer – 2013.
- Geyer, Roland; Kuczenski, Brandon; Zink, Trevor; Henderson, Ashley (2016): Common Misconceptions about Recycling. In: *Journal of Industrial Ecology* 20 (5), S. 1010–1017. <https://doi.org/10.1111/jiec.12355>.
- GFU; BVT; GFK (2005): Consumer Electronics Marktindex Deutschland (CEMIX).
- GFU; BVT; GFK (2009): Consumer Electronics Marktindex Deutschland (CEMIX).
- Ghisellini, Patrizia; Cialani, Catia; Ulgiati, Sergio (2016): A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. In: *Journal of Cleaner Production* 114, S. 11–32. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007>.
- Giegrich, Jürgen; Liebich, Axel; Fehrenbach, Horst (2007): Ableitung von Kriterien zur Beurteilung einer hochwertigen Verwertung gefährlicher Abfälle.
- Gillner, Ronald; Pretz, Thomas; Rombach, Elinor; Friedrich, Bernd (2011): NE-Metallpotenzial in Rostaschen aus Müllverbrennungsanlagen. In: *Erzmetall* 64 (5), 5–13.
- Gilman, Paul S. (2010): Tantalum sputtering targets: application, attributes and the future. In: *T.I.C. Bulletin* (143), S. 3.
- Giurco, D. (2005): Towards sustainable metal cycles: the case of copper.
- Giurco, D.; Prior, T.; Mudd, G.; Mason, L.; Behrisch, J. (2009): Peak Minerals in Australia: a review of changing impacts and benefits. Prepared for CSIRO Minerals Down Under Flagship, by the Institute for Sustainable Futures (University of Technology, Sydney) and Department of Civil Engineering (Monash University), March 2010.
- Glöser, Simon; Soulier, Marcel; Tercero Espinoza, Luis A. (2013): Dynamic analysis of global copper flows. Global stocks, postconsumer material flows, recycling indicators, and uncertainty evaluation. Supporting Information. In: *Environmental Science & Technology* 47 (12), S. 6564–6572. <https://doi.org/10.1021/es400069b>.
- Gmünder, Simon (2007): Recycling – From Waste to Resource. Assessment of optimal manual dismantling depth of a desktop PC in China based in eco-efficient calculations.
- Goonan, Thomas G. (2011a): Rare Earth Elements – End Use and Recyclability. Scientific Investigations Report 2011–5094. Virginia.
- Goonan, Thomas G. (2011b): Vanadium Recycling in the United States in 2004. U.S. Geological Survey Circular 1196–S. Virginia.
- Göbbling, Stefan (2001): Entropy production as a measure for resource use. Method development and application to metallurgical processes.

- Göbbling-Reisemann, Stefan (2006): Entropy as a measure for resource consumption – application to primary and secondary copper production. In: Arnim von Gleich, Robert U. Ayres und Stefan Göbbling-Reisemann (Hg.): Sustainable Metals Management. Securing our Future – Steps Towards a Closed Loop Economy. Dordrecht: Springer (Eco-Efficiency in Industry and Science, 19), S. 195–235.
- Göbbling-Reisemann, Stefan (2008): Entropy analysis of metal production and recycling. In: *Management of Environmental Quality: An International Journal* 19 (4), S. 487–492. <https://doi.org/10.1108/14777830810878678>.
- Gradin, Tasala Katja; Luttrupp, Conrad; Björklund, Anna (2013): Investigating improved vehicle dismantling and fragmentation technology. In: *Journal of Cleaner Production* 54, S. 23–29. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.05.023>.
- Graedel, T.; Reck, Barbara; Ciacci, Luca; Passarini, Fabrizio (2019): On the Spatial Dimension of the Circular Economy. In: *Resources* 8 (1), S. 32. <https://doi.org/10.3390/resources8010032>.
- Graedel, T. E.; Allwood, Julian; Birat, Jean-Pierre; Buchert, Matthias; Hagelüken, Christian; Reck, Barbara K. et al. (2011): What Do We Know About Metal Recycling Rates? In: *Journal of Industrial Ecology* 15 (3), S. 355–366. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00342.x>.
- Graedel, T. E.; Harper, E. M.; Nassar, N. T.; Nuss, Philip; Reck, Barbara K. (2015): Criticality of metals and metalloids. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112 (14), S. 4257–4262. <https://doi.org/10.1073/pnas.1500415112>.
- Graedel, T. E.; Reck, Barbara K. (2014): Recycling in Context. In: Ernst Worrell und Markus A. Reuter (Hg.): Handbook of recycling. State-of-the-art for practitioners, analysts, and scientists. Amsterdam: Elsevier, S. 17–26.
- Graedel, T. E.; van Beers, D.; Bertram, M.; Fuse, K.; Gordon, R. B.; Gritsinin, A. et al. (2005): The Multilevel Cycle of Anthropogenic Zinc. In: *Journal of Industrial Ecology* 9 (3), S. 67–90.
- Greinert, Joachim (2012): Vermarktung von MVA Schlacken. Erfahrungen aus Hamburg. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky (Hg.): Recycling und Rohstoffe. Neuruppin: TK-Verl., S. 819–836, zuletzt geprüft am 02.03.2017.
- Grimaud, Guilhem; Perry, Nicolas; Laratte, Bertrand (2016): Life Cycle Assessment of Aluminium Recycling Process. Case of Shredder Cables. In: *Procedia CIRP* 48, S. 212–218. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.097>.
- Grimes, Sue; Donaldson, John; Gomez, Gabriel Cebrian (2008): Report on the Environmental Benefits of Recycling.
- GRS (2018): Erfolgskontrolle 2017.
- Gu, Fu; Guo, Jianfeng; Yao, Xing; Summers, Peter A.; Widijatmoko, Samuel D.; Hall, Philip (2017): An investigation of the current status of recycling spent lithium-ion batteries from consumer electronics in China. In: *Journal of Cleaner Production* 161, S. 765–780. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.181>.
- Gutowski, T. G.; Dahmus, J. B. (2005): Mixing entropy and product recycling. In: 2005 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment, 2005. New Orleans, LA, USA, 16–19 May 2005, S. 72–76, zuletzt geprüft am 05.12.2016.

- Gutowski, Timothy G. (2008): Thermodynamics and recycling, a review. In: IEEE International Symposium on Electronics and the Environment (ISEE). San Francisco, CA, USA, S. 1–5.
- Gutowski, Timothy G. (2011): Materials Separation and Recycling. In: Bhavik R. Bakshi, Timothy George Peter Gutowski und Dušan P. Sekulić (Hg.): Thermodynamics and the destruction of natural resources. Cambridge, New York: Cambridge University Press, S. 113–132, zuletzt geprüft am 03.03.2017.
- Gutowski, Timothy G.; Dahmus, Jeffrey B.; Albino, Dominic; Branham, Matthew S. (2007): Bayesian Material Separation Model with Applications to Recycling. In: IEEE International Symposium on Electronics 2007, 233–238.
- Gutowski, Timothy G.; Sahni, Sahil; Allwood, Julian M.; Ashby, Michael F.; Worrell, Ernst (2013): The energy required to produce materials: constraints on energy-intensity improvements, parameters of demand. In: *Philosophical transactions. Series A, Mathematical, physical, and engineering sciences* 371 (1986), S. 20120003. <https://doi.org/10.1098/rsta.2012.0003>.
- H.C. Starck GmbH (2019): Product Information Tantalum capacitor powder. Online verfügbar unter https://www.hcstarck-tantalum-niobium.com/products/productinformations/product_information_tantalum_capacitor_powder~ae23e4b661bd635c0162afd3e4cc6b14.en.html.
- Haas, Willi; Krausmann, Fridolin; Wiedenhofer, Dominik; Heinz, Markus (2015): How Circular is the Global Economy? An Assessment of Material Flows, Waste Production, and Recycling in the European Union and the World in 2005. In: *Journal of Industrial Ecology* 19 (5), S. 765–777. <https://doi.org/10.1111/jiec.12244>.
- Hagelücken, Christian (2006): Improving metal returns and eco-efficiency in electronics recycling. – a holistic approach for interface optimisation between pre-processing and integrated metals smelting and refining. In: *Proceedings of the 2006 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment*. Online verfügbar unter <https://ieeexplore.ieee.org/servlet/opac?punumber=10977>.
- Hagelücken, Christian (2014a): Recycling of (critical) Metals. In: Gus Gunn (Hg.): Critical metals handbook. Hoboken NJ: John Wiley & Sons, S. 41–69.
- Hagelücken, Christian (2014b): Technologiemetalle – Systemische Voraussetzungen entlang der Recyclingkette. In: Peter Kausch, Martin Bertau, Jens Gutzmer und Jörg Matschullat (Hg.): Strategische Rohstoffe – Risikovorsorge. [Auswahl von Beiträgen der Tagungen: 4. Symposium Freiburger Innovationen zum Thema „Strategische Rohstoffe – Risikovorsorge“, 19.–20. April 2012, und Deutsch-Französische Tagung „Life and Innovation Cycles in the Field of Raw Materials Supply and Demand – a Transdisciplinary Approach“, Orléans, April 2012]. Berlin: Springer Spektrum, S. 161–172.
- Hagelücken, Christian (2017): Bedeutung des EU Kreislaufwirtschaftspakets für das Metallrecycling. In: *Chemie Ingenieur Technik* 89 (1–2), S. 17–28. <https://doi.org/10.1002/cite.201600120>.
- Hagelücken, Christian (2018a): Recycling of Li-Ion batteries – imperative for sustainable e-mobility.
- Hagelücken, Christian (2019): Lithiumrückgewinnung aus dem Umicore-Verfahren. Berlin, 12.03.2019 an Philipp Schäfer.

- Hagelüken, Christian; Lee-Shin, Ji; Carpentier, Annick; Heron, Chris (2016): The EU Circular Economy and Its Relevance to Metal Recycling. In: *Recycling* 1 (2), S. 242–253. <https://doi.org/10.3390/recycling1020242>.
- Hagelüken, Christian; Meskers, Christina E. M. (2010): Complex Life Cycles of Precious and Special Metals. In: T. E. Graedel und E. van der Voet (Hg.): Linkages of sustainability. Cambridge, Mass: MIT Press (Strüngmann forum reports), S. 163–197, zuletzt geprüft am 01.12.2016.
- Hagelüken, Christian; Treffer, Frank (2016): Recycling von Lithium-Ionen Batterien. Resource 2016.
- Hagelüken, Christian (2018b): Kobalt Recycling, 17.09.2018. E-Mail an Philipp Schäfer.
- Hainzl, H.; Nicolics, J. (2001): Miniaturisierung – der Motor der Entwicklung in der Elektronik. In: *e & i Elektrotechnik und Informationstechnik* 118 (2), S. 69–80. <https://doi.org/10.1007/BF03157755>.
- Hannington, Mark (2011): Comments on “What processes at mid-ocean ridges tell us about volcanogenic massive sulfide deposits” by L.M. Cathles. In: *Mineralium Deposita* 46 (5–6), S. 659–663. <https://doi.org/10.1007/s00126-011-0329-8>.
- Hansen, Kenneth; Mathiesen, Brian Vad; Skov, Iva Ridjan (2019): Full energy system transition towards 100% renewable energy in Germany in 2050. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 102, S. 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.11.038>.
- Harper, E. M.; Diao, Zhouwei; Panousi, Stefania; Nuss, Philip; Eckelman, Matthew J.; Graedel, T. E. (2015a): The criticality of four nuclear energy metals. In: *Resources, Conservation and Recycling* 95, S. 193–201. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.12.009>.
- Harper, E. M.; Kavlak, G.; Graedel, T. E. (2012): Tracking the metal of the goblins: cobalt’s cycle of use. In: *Environmental Science & Technology* 46 (2), S. 1079–1086. <https://doi.org/10.1021/es201874e>.
- Harper, E. M.; Kavlak, Goksin; Burmeister, Lara; Eckelman, Matthew J.; Erbis, Serkan; Sebastian Espinoza, Vicente et al. (2015b): Criticality of the Geological Zinc, Tin, and Lead Family. In: *Journal of Industrial Ecology* 19 (4), S. 628–644. <https://doi.org/10.1111/jiec.12213>.
- Haruta, Takashi; Nagano; Takaharu; Kishimoto, Takeyoshi; Yamada, Yasushi; Yuno, Tomoko (1991): Process for removing tin and tin-lead alloy from copper substrates. Veröffentlichungsnr: US5035749A.
- Hassan, Ali (2003): Stand der Verwertung von verbrauchten Katalysatoren aus der chemischen Industrie sowie Einflussfaktoren zur Verbesserung der Kreislaufführung.
- He, J. F.; Duan, C. L.; He, Y. Q.; Zhang, H. J. (2015): Recovery of valuable metal concentrate from waste printed circuit boards by a physical beneficiation technology. In: *International Journal of Environmental Science and Technology* 12 (8), S. 2603–2612. <https://doi.org/10.1007/s13762-014-0664-2>.
- Heelan, Joseph; Gratz, Eric; Zheng, Zhangfeng; Wang, Qiang; Chen, Mengyuan; Apelian, Diran; Wang, Yan (2016): Current and Prospective Li-Ion Battery Recycling and Recovery Processes. In: *JOM* 68 (10), S. 2632–2638. <https://doi.org/10.1007/s11837-016-1994-y>.
- Heijungs, Reinout; Guinée, Jeroen B. (2007): Allocation and ‘what-if’ scenarios in life cycle assessment of waste management systems. In: *Waste Management* 27 (8), S. 997–1005. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.013>.

- Hein, James R.; Mizell, Kira; Koschinsky, Andrea; Conrad, Tracey A. (2013): Deep-ocean mineral deposits as a source of critical metals for high- and green-technology applications: Comparison with land-based resources. In: *Ore Geology Reviews* 51, S. 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2012.12.001>.
- Heinrichs, Stefan; Wens, Bastian; Feil, Alexander; Pretz, Thomas (2012): Recovery of non-ferrous metals from bottom ash's fine fraction – State-of-the-art in Germany. In: Proceedings Venice 2012. IV International Symposium on Energy from Biomass and Waste ; 12–15 November 2012, San Servolo, Venice, Italy. Padua: CISA Publ.
- Heiskanen, K. (2014): Theory and Tools of Physical Separation/Recycling. In: Ernst Worrell und Markus A. Reuter (Hg.): Handbook of recycling. State-of-the-art for practitioners, analysts, and scientists. Amsterdam: Elsevier, S. 39–61.
- Heiskanen, K. I. (1993): Particle classification. 1. ed. London: Chapman & Hall (Powder technology series). Online verfügbar unter <https://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy0823/92039559-d.html>.
- Henning, Hans-Martin; Palzer, Andreas (2012): 100 % Erneuerbare Energien für Strom und Wärme in Deutschland.
- Henstock, Michael E. (1996): The recycling of non-ferrous metals. 1. printing. Ottawa, Ontario: ICME International Council on Metals and Environment.
- Hestin, Mathieu; Chanoine, Augustin; Menten, Fabio (2016): Deloitte Sustainability. Circular economy potential for climate change mitigation.
- Hiraki, Takehito; Takeda, Osamu; Nakajima, Kenichi; Matsubae, Kazuyo; Nakamura, Shinichiro; Nagasaka, Tetsuya (2011): Thermodynamic criteria for the removal of impurities from end-of-life magnesium alloys by evaporation and flux treatment. In: *Science and technology of advanced materials* 12 (3), S. 35003. <https://doi.org/10.1088/1468-6996/12/3/035003>.
- Hischier, R. (2007): Life Cycle Inventories of Packagings and Graphical Papers. Ecoinvent report No. 11.
- Hischier, R.; Classen, M.; Lehmann, M.; Scharnhorst, W. (2007): Life cycle inventories of Electric and Electronic Equipment: Production, Use and Disposal. ecoinvent report No. 18.
- Hobhouse, Emily (1900): Dust-Women. In: *The Economic Journal* 10 (39), S. 411–420.
- Hobohm, Julia; Kuchta, Kerstin; Krüger, Oliver; van Wasen, Sebastian; Adam, Christian (2016): Optimized elemental analysis of fluorescence lamp shredder waste. In: *Talanta* 147, S. 615–620. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2015.09.068>.
- Hoffmann, James E. (1992): Recovering precious metals from electronic scrap. In: *JOM* 44 (7), S. 43–48. <https://doi.org/10.1007/BF03222275>.
- Houska, Catherine (1988): Beryllium in aluminium and magnesium alloys.
- Hu, Yanjun; Bakker, Maarten; Brem, Gerrit; Chen, Guanyi (2011): Controlled combustion tests and bottom ash analysis using household waste with varying composition. In: *Waste Management* 31 (2), S. 259–266. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.07.008>.
- Huijbregts, Mark A. J.; Hellweg, Stefanie; Frischknecht, Rolf; Hendriks, Harrie W. M.; Hungerbühler, Konrad; Hendriks, A. Jan (2010): Cumulative energy demand as predictor for the environmental burden of commodity production. In: *Environmental Science & Technology* 44 (6), S. 2189–2196. <https://doi.org/10.1021/es902870s>.
- Huijbregts, Mark A. J.; Rombouts, Linda J. A.; Hellweg, Stefanie; Frischknecht, Rolf; Hendriks, A. Jan; van de Meent, Dik et al. (2006): Is Cumulative Fossil Energy Demand

- a Useful Indicator for the Environmental Performance of Products? In: *Environmental Science & Technology* 40 (3), S. 641–648. <https://doi.org/10.1021/es051689g>.
- Huisman, J. (2003): The QWERTY/EE Concept.
- Huisman, J.; Leroy, P.; Tertre, F.; Ljunggren, S. M.; Chancerel, P.; Cassard, D. et al. (2017): Prospecting Secondary Raw Materials in the Urban Mine and mining wastes (ProSUM). Final Report. Brussels.
- Hünecke, Klaus (2004): Die Technik des modernen Verkehrsflugzeuges. 3. Aufl. Stuttgart: Motorbuch-Verl.
- Ignatenko, O.; van Schaik, A.; Reuter, M. A. (2007): Exergy as a tool for evaluation of the resource efficiency of recycling systems. In: *Minerals Engineering* 20 (9), S. 862–874. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2007.03.005>.
- Ilyas, Sadia; Anwar, Munir A.; Niazi, Shahida B.; Afzal Ghauri, M. (2007): Bioleaching of metals from electronic scrap by moderately thermophilic acidophilic bacteria. In: *Hydrometallurgy* 88 (1–4), S. 180–188. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2007.04.007>.
- Interessensgemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V. (URL): Abfallverwertung. Online verfügbar unter <https://www.itad.de/information/abfallverwertungsanlagen>.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2018): Global warming of 1.5°C. [Geneva, Switzerland]: IPCC (Special report).
- International Aluminium Institute (IAI) (2009): Global Aluminium Recycling. A Cornerstone of Sustainable Development.
- International Cadmium Association: Cadmium Pigments.
- International Copper Association (ICA) (2017): Copper Cathode Life Cycle Assessment. Unter Mitarbeit von Maggie Wildnauer, Christoph Koffler und Laura Morrison.
- International Energy Agency (IEA) (2016): World Energy Outlook 2016.
- International Molybdenum Association (IMOA) (2013): Molybdenum Scrap saves Resources.
- Ismail, Noor Mazni; Khatif, Nurul Aida Amir; Kecik, Mohamad Aliff Kamil Awang; Shaharudin, Mohd Ali Hanafiah (2016): The effect of heat treatment on the hardness and impact properties of medium carbon steel. In: *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* 114, S. 12108. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/114/1/012108>.
- Jankovic, A.; Dundar, H.; Mehta, R. (2010): Relationships between comminution energy and product size for a magnetite ore. In: *The Journal of The Southern African Institute of Mining and Metallurgy* (110), zuletzt geprüft am 09.01.2018.
- Javier, Acebes Pedro; Quiza, Alberto Moral; Häkkinen, Antti; Sainio, Tuomo; Safonov, Dmitry; Casanovas, Susanna (2017): Management of waste from secondary resource processing: identification, environmental evaluations.
- Jeanvré, Sebastian (2015): Entwicklung eines Verwertungssystems für Altflugzeuge mit Schwerpunkt auf der Schadstoffentfrachtung und dem dezentralen Rückbau.
- Jiang, Yuren; Shibayama, Atsushi; Liu, Kejun; Fujita, Toyofisa (2013): Recovery of rare earths from spent optical glass by hydrometallurgical process. In: *Canadian Metallurgical Quarterly* 43 (4), S. 431–438. <https://doi.org/10.1179/cmqr.2004.43.4.431>.
- Johanning, Volker; Mildner, Roman (2015): Car IT kompakt. Das Auto der Zukunft – Vernetzt und autonom fahren. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.
- Johnson, Jeremiah; Harper, E. M.; Lifset, Reid; Graedel, T. E. (2007): Dining at the Periodic Table. Metals Concentrations as They Relate to Recycling. In: *Environmental Science & Technology* 41 (5), S. 1759–1765. <https://doi.org/10.1021/es060736h>.

- Johnson, Jeremiah; Jirikowic, Julie; Bertram, Marlen; van Beers, D.; Gordon, R. B.; Henderson, Kathryn et al. (2005): Contemporary Anthropogenic Silver Cycle: A Multilevel Analysis. In: *Environmental Science & Technology* 39 (12), S. 4655–4665. <https://doi.org/10.1021/es048319x>.
- Johnson, Jeremiah; Reck, B. K.; Wang, T.; Graedel, T. E. (2008): The energy benefit of stainless steel recycling. In: *Energy Policy* 36 (1), S. 181–192. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2007.08.028>.
- Johnson, Jeremiah; Schewel, Laura; Graedel, T. E. (2006): The Contemporary Anthropogenic Chromium Cycle. In: *Environmental Science & Technology* 40 (22), S. 7060–7069. <https://doi.org/10.1021/es060061i>.
- Johnson, Kathleen M.; Hammarstrom, Jane M.; Zientek, Michael L.; Dicken, Connie L. (2014): Estimate of Undiscovered Copper Resources of the World, 2013. Global Mineral Resource Assessment.
- Jong, B. W.; Rhoads, S. C.; Stubbs, A. M.; Stoelting, T. R. (1989): Recovery of Principal Metal Values From Waste Hydroprocessing Catalysts.
- Jorgenson, John D. (2006): Germanium Recycling in the United States in 2000. U.S. Geological Survey Circular 1196–V.
- Kalmykova, Yuliya; Sadagopan, Madumita; Rosado, Leonardo (2018): Circular economy – From review of theories and practices to development of implementation tools. In: *Resources, Conservation and Recycling* 135, S. 190–201. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.034>.
- Kavanova, Maria; Klouzkova, Alexandra; Klouzek, Jaroslav (2017): Characterization of the Interaction Between Glazes and Ceramic Bodies. In: *Ceramics – Silikaty*, 267–275. <https://doi.org/10.13168/cs.2017.0025>.
- Kavлак, Goksin; Graedel, T. E. (2013a): Global anthropogenic selenium cycles for 1940–2010. In: *Resources, Conservation and Recycling* 73, S. 17–22. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.01.013>.
- Kavлак, Goksin; Graedel, T. E. (2013b): Global anthropogenic tellurium cycles for 1940–2010. In: *Resources, Conservation and Recycling* 76, S. 21–26. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.04.007>.
- Kawohl, Christian (2011): Praxisdialog „Ressourcen- und materialeffiziente Produktgestaltung“. Multi-Metall Recycling bei der Aurubis AG.
- Kesler, Stephen E.; Wilkinson, Bruce H. (2008): Earth’s copper resources estimated from tectonic diffusion of porphyry copper deposits. In: *Geology* 36 (3), S. 255–258. <https://doi.org/10.1130/G24317A.1>.
- Khoo, Janelle Zhiyun; Haque, Nawshad; Bhattacharya, Sankar (2017): Process simulation and exergy analysis of two nickel laterite processing technologies. In: *International Journal of Mineral Processing* 161, S. 83–93. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2017.02.012>.
- King, Ronald Peter (2001): Modeling and simulation of mineral processing systems. Boston: Butterworth-Heinemann. Online verfügbar unter <https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&scope=site&db=nlebk&db=nlabk&AN=104901>.
- Kirchherr, Julian; Piscicelli, Laura; Bour, Ruben; Kostense-Smit, Erica; Muller, Jennifer; Huibrechtse-Truijens, Anne; Hekkert, Marko (2018): Barriers to the Circular Economy: Evidence From the European Union (EU). In: *Ecological Economics* 150, S. 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.028>.

- Kirchherr, Julian; Reike, Denise; Hekkert, Marko (2017): Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. In: *Resources, Conservation and Recycling* 127, S. 221–232. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>.
- Klee, R. J.; Graedel, T. E. (2004): ELEMENTAL CYCLES: A Status Report on Human or Natural Dominance. In: *Annual Review of Environment and Resources* 29 (1), S. 69–107. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.042203.104034>.
- Kleijn, René; van der Voet, Ester; Kramer, Gert Jan; van Oers, Laurant; van der Giesen, Coen (2011): Metal requirements of low-carbon power generation. In: *Energy* 36 (9), S. 5640–5648. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2011.07.003>.
- Kleimt, Bernd; Dettmer, Bernd; Haverkamp, Vico; Deinet, Thomas; Tassot, Patrick (2012): Erhöhung der Energie- und Materialeffizienz der Stahlerzeugung im Lichtbogenofen. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky (Hg.): *Recycling und Rohstoffe*. Neuruppin: TK-Verl., S. 77–103.
- Kock, Heiko; Civic, Terence; Koch, Wolfgang (2015): Beryllium Concentrations at European Workplaces: Comparison of ‘Total’ and Inhalable Particulate Measurements. In: *The Annals of occupational hygiene* 59 (6), S. 788–796. <https://doi.org/10.1093/annhyg/mev009>.
- Kohlmeyer, Regina (2011): Einsatz einer Kompaktsortieranlage zur Rückgewinnung von Metallen aus Shredderrückständen. Teilbeitrag: Ressourcenschonungspotenziale durch Verwertung der Schredderleichtfraktionen. Vortrag auf dem VDI-Fachseminar „Stoffliche und energetische Verwertung von Shredderrückständen“.
- Kohlmeyer, Regina (2016): Jahresbericht über die Altfahrzeug-Verwertungsquoten in Deutschland im Jahr 2014. nach Art. 7 Abs. 2 der Altfahrzeug-Richtlinie 200/53/EG.
- Kohlmeyer, Regina; Sander, Knut; Jung, Matthias; Wagner, Lukas (2017): Klärung des Verbleibs von außer Betrieb gesetzten Fahrzeugen. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): *Recycling und Rohstoffe*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 285–304.
- Koppelaar, R. H. E. M.; Koppelaar, H. (2016): The Ore Grade and Depth Influence on Copper Energy Inputs. In: *BioPhysical Economics and Resource Quality* 1 (2), S. 9. <https://doi.org/10.1007/s41247-016-0012-x>.
- Korhonen, Jouni; Honkasalo, Antero; Seppälä, Jyri (2018a): Circular Economy: The Concept and its Limitations. In: *Ecological Economics* 143, S. 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041>.
- Korhonen, Jouni; Nuur, Cali; Feldmann, Andreas; Birkie, Seyoum Eshetu (2018b): Circular economy as an essentially contested concept. In: *Journal of Cleaner Production* 175, S. 544–552. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.111>.
- Kraftfahrt-Bundesamt (URLa): Löschungen in den Jahren 1960 bis 2005 und Außerbetriebsetzungen in den Jahren 2007 bis 2016 nach Fahrzeugklassen. Online verfügbar unter https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Ausserbetriebsetzungen/FahrzeugklassenAufbauarten/a_fzkl_zeitreihe, zuletzt geprüft am 04.04.2017.
- Kraftfahrt-Bundesamt (URLb): Neuzulassungen von Pkw im Jahr 2013 nach ausgewählten Kraftstoffarten. Online verfügbar unter https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Neuzulassungen/Umwelt/2013/2013_n_umwelt_dusl_absolut.html, zuletzt geprüft am 12.04.2018.
- Kreibe, Siegfried; Förster, Andreas (2016): Strategische Rohstoffe in Telekommunikations-Netztechnik – Kann die Recyclingquote gesteigert werden? In: Karl J. Thomé-Kozmiensky

- und Daniel Goldmann (Hg.): Recycling und Rohstoffe. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 361–371.
- Kroop, Stephanie; Kaufhold, Theresa, Lohmeyer, Rosina; Mocker, Mario; Franke, Matthias; Faulstich, Martin; Kranert, Martin et al. (2014): Analyse kritischer Rohstoffe für die Landesstrategie Baden-Württemberg.
- Kuchta, Kerstin (2017): Thermische Behandlung von Elektro- und Elektronikschrott. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): Recycling und Rohstoffe. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 383–390.
- Kühn, Hagen (2018): Demontage elektronischer Komponenten aus Altfahrzeugen. Dessau, 13.03.2018. Gespräch an UBA Workshop Auditorium.
- Kupfer, Thilo (2005): Prognose von Umweltauswirkungen bei der Entwicklung chemischer Anlagen. Ein Beitrag zur Ganzheitlichen Bilanzierung. Dissertation.
- Kupfer, Thilo; Baitz, Martin; Makishi, Cecilia Makishi; Kokborg, Morten; Schöll, Steffen; Rudolf, Matthias et al. (2019): GaBi Database & Modelling Principles.
- Kurylak, Witold; Mroueh, Ulla-Maija; Casanovas, Susanna; Garcia, Rocio Barras; Cuesta, Santiago (2016a): Mapping the secondary resources in the EU (urban mines).
- Kurylak, Witold; Retegan, T.; Mennade, N.; Bru, K.; Cassayre, L.; Sundqvist, L. et al. (2016b): State-of-the-art-on-the-recovery-of-refractory-metals-from-urban-mines. MSP-REFRAM-D4.2.
- Kwon, Seokje; Park, Seungsoo; Kim, Seongmin; Joe, Aram; Song, Youjin; Park, Poongwon; Park, Jaikoo (2016): Separation of Tantalum from Electronic Components on Laptop Printed Circuit Board Assembly. In: *Journal of the Korean Institute of Resources Recycling* 25 (1), S. 24–30. <https://doi.org/10.7844/kirr.2016.25.1.24>.
- Lacy, Peter; Keeble, Justin; McNamara, Robert; Rutqvist, Jakob; Eckerle, Kevin; Haglund, Tomas (2014): Circular Advantage. Innovative Business Models and Technologies to Create Value in a World without Limits to Growth.
- Langner, Bernd E. (2011): Understanding copper. Technologies, markets, business. 1. ed. Winsen, Glockenheide 11: B. E. Langner.
- Lanzano, T.; Bertram, M.; Palo, M. de; Wagner, C.; Zyla, K.; Graedel, T. E. (2006): The contemporary European silver cycle. In: *Resources, Conservation and Recycling* 46 (1), S. 27–43. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.06.003>.
- Lasky, S. G. (1950): How tonnage and grade relationships help predict ore reserves. In: *Engineering and Mining Journal* 151, S. 81–85.
- Lazarevic, David; Valve, Helena (2017): Narrating expectations for the circular economy: Towards a common and contested European transition. In: *Energy Research & Social Science* 31, S. 60–69. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2017.05.006>.
- Lèbre, Éléonore; Corder, Glen; Golev, Artem (2017): The Role of the Mining Industry in a Circular Economy: A Framework for Resource Management at the Mine Site Level. In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (3), S. 662–672. <https://doi.org/10.1111/jiec.12596>.
- Lee, Jaeryeong; Kim, Youngjin; Lee, Jae-chun (2012): Disassembly and physical separation of electric/electronic components layered in printed circuit boards (PCB). In: *Journal of Hazardous Materials* 241–242, S. 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.09.053>.
- Leuthner, Stephan (2013): Übersicht zu Lithium-Ionen-Batterien. In: Rainer Krothauer (Hg.): *Handbuch Lithium-Ionen-Batterien*, S. 13–19.

- Levin, J. (1989): Observations on the Bond standard grindability test, and a proposal for a standard grindability test for fine materials. In: *Journal of the South African Institute of Mining and Metallurgy* 26 (5), S. 13–20. [https://doi.org/10.1016/0148-9062\(89\)91143-1](https://doi.org/10.1016/0148-9062(89)91143-1).
- Lieder, Michael; Rashid, Amir (2016): Towards circular economy implementation: a comprehensive review in context of manufacturing industry. In: *Journal of Cleaner Production* 115, S. 36–51. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.042>.
- Lih, Wen-Chen; Yen, Jieh-Hwang; Shieh, Fa-Hwa; Liao, Yu-Min (2012): Second Use of Retired Lithium-ion Battery Packs from Electric Vehicles: Technological Challenges, Cost Analysis and Optimal Business Model. In: 2012 International Symposium on Computer, Consumer and Control. 2012 International Symposium on Computer, Consumer and Control (IS3C). Taichung, Taiwan, 04.06.2012–06.06.2012: IEEE, S. 381–384.
- Lin, Sheng-Lun; Huang, Kuo-Lin; Wang, I-Ching; Chou, I-Cheng; Kuo, Yi-Ming; Hung, Chung-Hsien; Lin, Chitsan (2016): Characterization of spent nickel-metal hydride batteries and a preliminary economic evaluation of the recovery processes. In: *Journal of the Air & Waste Management Association* 66 (3), S. 296–306. <https://doi.org/10.1080/10962247.2015.1131206>.
- Lindinger, Manfred (2018): Ein Akku für das Knopfloch. Frankfurter Allgemeine. Online verfügbar unter <https://www.faz.net/aktuell/wissen/physik-mehr/die-miniaturisierung-lae-sst-auch-die-wiederaufladbaren-batterien-schrumpfen-15589504.html>.
- Liu, Gang; Müller, Daniel B. (2012): Addressing sustainability in the aluminum industry: a critical review of life cycle assessments. In: *Journal of Cleaner Production* 35, S. 108–117. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.030>.
- Løvik, Amund N.; Restrepo, Eliette; Müller, Daniel B. (2015): The global anthropogenic gallium system: determinants of demand, supply and efficiency improvements. In: *Environmental Science & Technology* 49 (9), S. 5704–5712. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00320>.
- Lucas, Jacques; Lucas, Pierre; Le Mercier, Thierry; Rollat, Alain; Davenport, William (2015): Rare earths. Science, technology, production and use. Amsterdam: Elsevier.
- Luftfahrt Bundesamt (URL): Bestand an Luftfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland. Online verfügbar unter https://www.lba.de/DE/Presse/Statistiken/Statistik_Luftfahrzeuge.html, zuletzt aktualisiert am 01.01.2018, zuletzt geprüft am 02.02.2018.
- Luidold, Stefan (2017): Herausforderungen beim Recycling von wolframhaltigen Schrotten. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): *Recycling und Rohstoffe*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 155–165.
- Mackey, D.A.R.; Simandl, G. J. (2015): Niobium and tantalum: Geology, markets, and supply chains. In: *Symposium on critical and strategic materials. British Columbia Geological Survey Paper*, S. 13–22.
- Magyar, Michael J. (2004): U.S. Geological Survey Minerals Yearbook: Molybdenum.
- Mansson, Bengt A. (1994): Recycling of matter. A response. In: *Ecological Economics* 9, S. 191–196.
- Mao, J. S.; Dong, Jaimee; Graedel, T. E. (2008): The multilevel cycle of anthropogenic lead. In: *Resources, Conservation and Recycling* 52 (8–9), S. 1058–1064.
- Marscheider-Weidemann, Frank; Langkau, Sabine; Hummen, Torsten; Erdmann, Lorenz; Tercero Espinoza, Luis Alberto; Angerer, Gerhard (2016): Rohstoffe für Zukunftstechnologien 2016. Auftragsstudie. Datenstand: März 2016. Berlin: DERA (DERA Rohstoffinformationen, 28).

- Martens, Hans (2011): Recyclingtechnik. Fachbuch für Lehre und Praxis. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag. Online verfügbar unter <https://site.ebrary.com/lib/alltitles/docDetail.action?docID=10422276>.
- Martens, Hans; Goldmann, Daniel (2016): Recyclingtechnik. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.
- Martinez-Laserna, E.; Gandiaga, I.; Sarasketa-Zabala, E.; Badedo, J.; Stroe, D.-I.; Swierczynski, M.; Goikoetxea, A. (2018): Battery second life: Hype, hope or reality? A critical review of the state of the art. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 93, S. 701–718. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.035>.
- Martinho, Graça; Magalhães, Diogo; Pires, Ana (2017): Consumer behavior with respect to the consumption and recycling of smartphones and tablets. An exploratory study in Portugal. In: *Journal of Cleaner Production* 156, S. 147–158. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.039>.
- Marwede, Max; Reller, Armin (2014): Estimation of Life Cycle Material Costs of Cadmium Telluride- and Copper Indium Gallium Diselenide-Photovoltaic Absorber Materials based on Life Cycle Material Flows. In: *Journal of Industrial Ecology* 18 (2), S. 254–267. <https://doi.org/10.1111/jiec.12108>.
- Maurell-Lopez, Sebastian; Ayhan, Mehmet; Eschen, Marcus; Friedrich, Bernd (2012): Autotherme Metallrückgewinnung aus WEEE-Schrott. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky (Hg.): *Recycling und Rohstoffe*. Neuruppin: TK-Verl., S. 413–427, zuletzt geprüft am 20.12.2016.
- Mayumi, Kozo (2001): *The origins of ecological economics. The bioeconomics of Georgescu-Roegen*. London, New York: Routledge (Routledge research in environmental economics, 1).
- Mayumi, Kozo (2009): Nicholas Georgescu-Roegen: His Bioeconomics Approach to Development and Change. In: *Development and Change* 40 (6), S. 1235–1254.
- McCrone, Angus; Moslener, Ulf; d'Estais, Françoise; Grüning, Christine (2018): *Global Trends in Renewable Energy Investment 2018*.
- McDonald, N. C.; Pearce, J. M. (2010): Producer responsibility and recycling solar photovoltaic modules. In: *Energy Policy* 38 (11), S. 7041–7047. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.07.023>.
- McLellan, B. C.; Corder, G. D.; Giurco, D. P.; Ishihara, K. N. (2012): Renewable energy in the minerals industry: a review of global potential. In: *Journal of Cleaner Production* 32, S. 32–44. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.03.016>.
- Meadows, Donella H.; Meadows, Dennis L.; Randers, Jørgen; Behrens, William W. (1972): *The Limits to Growth. A report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind*: Universe Books.
- Meadows, Donella H.; Randers, Jørgen; Meadows, Dennis L. (2009): *The limits to growth. The 30-year update*. Reprint. London: Earthscan.
- Meinert, Lawrence; Robinson, Gilpin; Nassar, Nedal (2016): Mineral Resources: Reserves, Peak Production and the Future. In: *Resources* 5 (1), S. 14. <https://doi.org/10.3390/resources5010014>.
- Meinfelder, T.; Richers, U. (2008): *Entsorgung der Schlacke aus der thermischen Restabfallbehandlung*. Wissenschaftliche Berichte FZKA 7422.
- Melcher, Frank; Buchholz, Peter (2014): Germanium. In: Gus Gunn (Hg.): *Critical metals handbook*. 1. ed. Chichester: Wiley, S. 177–203.

- Meskers, Christina Elisabeth Maria (2008): Coated magnesium – designed for sustainability? Meylan, Grégoire; Reck, Barbara K. (2017): The anthropogenic cycle of zinc. Status quo and perspectives. In: *Resources, Conservation and Recycling* 123, S. 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.01.006>.
- Miller, Gillian Z.; Gearhart, Jeff (2016): Travelling with toxics. Flame Retardants and other Chemicals in Children's Car Seats.
- Ministry of the Environment Government of Japan (MEGJ) (2000): The Basic Act for Establishing a Sound Material-Cycle Society. Act No. 110 of 2000.
- Moats, M. S.; Hiskey, J. Brent (2010): How Anodes Passivate in Copper Electrowinning. In: Copper 2010. June 6–10, 2010 – Hamburg, Germany; proceedings. Electrowinning and -refining. Clausthal-Zellerfeld: GDMB, S. 1463–1482.
- Möller, Kai-Christian (2013): Übersicht über die Speichersysteme/Batteriesysteme. In: Rainer Krothauer (Hg.): *Handbuch Lithium-Ionen-Batterien*, S. 3–9.
- Moore, Gordon E. (1965): Cramming more components onto integrated circuits. In: *Electronics* 38 (8), S. 114–117.
- Moore, Gordon E. (1975): Progress in Digital Integrated Electronics. In: *IEDM Technical Digest*, S. 11–13.
- Moore, Paul (2019): Rio Tinto moves to renewable electricity at Kennecott Utah Copper. In: *International Mining* (April), S. 3.
- Moraga, Gustavo; Huysveld, Sophie; Mathieux, Fabrice; Blengini, Gian Andrea; Alaerts, Luc; van Acker, Karel et al. (2019): Circular economy indicators: What do they measure? In: *Resources, Conservation and Recycling* 146, S. 452–461. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.045>.
- Moreau, Vincent; Sahakian, Marlyne; van Griethuysen, Pascal; Vuille, François (2017): Coming Full Circle: Why Social and Institutional Dimensions Matter for the Circular Economy. In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (3), S. 497–506. <https://doi.org/10.1111/jiec.12598>.
- Morf, Leo S. (2006): Chemische Zusammensetzung verbrannter Siedlungsabfälle. Untersuchungen im Einzugsgebiet der KVA Thurgau. Umweltwissen Nr. 0620. Bern.
- Morf, Leo S.; Kuhn, Elmar (2009): Qualitätsentwicklung konventionell ausgetragener Schlacken.
- Morf, Leo S.; Tremp, Josef; Gloor, Rolf; Schuppisser, Felix; Stengele, Markus; Taverna, Ruedi (2007): Metals, non-metals and PCB in electrical and electronic waste – actual levels in Switzerland. In: *Waste Management* 27 (10), S. 1306–1316. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.06.014>.
- Morselli, Luciano; Santini, Alessandro; Passarini, Fabrizio; Vassura, Ivano (2010): Automotive shredder residue (ASR) characterization for a valuable management. In: *Waste Management* 30 (11), S. 2228–2234. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.05.017>.
- MSP Refram (2014): Niobium and Tantalum. Factsheet.
- Muchova, Lenka; Eder, Peter; Villanueva, Alejandro (2011): End-of-waste Criteria for Copper and Copper Alloy Scrap: Technical Proposals.
- Mudd, G. M. (2007a): Sustainable mining – an oxymoron. In: *The Chemical Engineer*, 27–29.
- Mudd, G. M.; Weng, Z.; Jowitt, S. M. (2013): A Detailed Assessment of Global Cu Resource Trends and Endowments. In: *Economic Geology* 108 (5), S. 1163–1183. <https://doi.org/10.2113/econgeo.108.5.1163>.

- Mudd, Gavin M. (2007b): Global trends in gold mining: Towards quantifying environmental and resource sustainability. In: *Resources Policy* 32 (1-2), S. 42–56. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2007.05.002>.
- Mudd, Gavin M. (2010): The Environmental sustainability of mining in Australia: key mega-trends and looming constraints. In: *Resources Policy* 35 (2), S. 98–115. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2009.12.001>.
- Mudd, Gavin M.; Jowitt, Simon M.; Werner, Timothy T. (2017): The world's lead-zinc mineral resources: Scarcity, data, issues and opportunities. In: *Ore Geology Reviews* 80, S. 1160–1190. <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2016.08.010>.
- Müller, Felix; Kosmol, Jan; Keßler, Hermann; Angrick, Michael; Rechenberg, Bettina (2017): Dematerialization – A Disputable Strategy for Resource Conservation Put under Scrutiny. In: *Resources* 6 (4), S. 68. <https://doi.org/10.3390/resources6040068>.
- Müller, Josephine; Mayer, Wolfgang (2014): Branchen- und technologieübergreifende Ansätze im Strategiebereich Ressourceneffizienz. Endbericht zum Teilprojekt der TUM im Rahmen des Intergations- und Transferprojektes der BMBF-Fördermaßnahme r2 „Innovative Technologien für Ressourceneffizienz – rohstoffintensive Produktionsprozesse“.
- Müller, Tobias; Friedrich, Bernd (2006): Development of a recycling process for nickel-metal hydride batteries. In: *Journal of Power Sources* 158 (2), S. 1498–1509. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2005.10.046>.
- Murray, Alan; Skene, Keith; Haynes, Kathryn (2017): The Circular Economy: An Interdisciplinary Exploration of the Concept and Application in a Global Context. In: *Journal of Business Ethics* 140 (3), S. 369–380. <https://doi.org/10.1007/s10551-015-2693-2>.
- Nakajima, Kenichi; Takeda, Osamu; Miki, Takahiro; Matsubae, Kazuyo; Nagasaka, Tetsuya (2011): Thermodynamic analysis for the controllability of elements in the recycling process of metals. In: *Environmental Science & Technology* 45 (11), S. 4929–4936. <https://doi.org/10.1021/es104231n>.
- Nakajima, Kenichi; Takeda, Osamu; Miki, Takahiro; Matsubae, Kazuyo; Nakamura, Shinichiro; Nagasaka, Tetsuya (2010): Thermodynamic analysis of contamination by alloying elements in aluminum recycling. In: *Environmental Science & Technology* 44 (14), S. 5594–5600. <https://doi.org/10.1021/es9038769>.
- Nassar, N. T. (2013): Anthropospheric Losses of Platinum Group Elements. In: Andrew J. Hunt (Hg.): *Element recovery and sustainability*. Cambridge: RSC (RSC green chemistry, 22), S. 185–202.
- Nassar, Nedat T. (2017): Shifts and trends in the global anthropogenic stocks and flows of tantalum. In: *Resources, Conservation and Recycling* 125, S. 233–250. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.06.002>.
- Nassar, Nedat T.; Barr, Rachel; Browning, Matthew; Diao, Zhouwei; Friedlander, Elizabeth; Harper, E. M. et al. (2012): Criticality of the geological copper family. In: *Environmental Science & Technology* 46 (2), S. 1071–1078. <https://doi.org/10.1021/es203535w>.
- National Research Council (NRC) (2008): *Minerals, Critical Minerals, and the U.S. Economy*. Washington, D.C.: National Academies Press.
- Nef, John U. (1977): An Early Energy Crisis and Its Consequences. In: *Scientific American*, S. 140–151.
- Niu, Bo; Chen, Zhenyang; Xu, Zhenming (2017a): An integrated and environmental-friendly technology for recovering valuable materials from waste tantalum capacitors. In: *Journal of Cleaner Production* 166, S. 512–518. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.043>.

- Niu, Bo; Chen, Zhenyang; Xu, Zhenming (2017b): Recovery of Tantalum from Waste Tantalum Capacitors by Supercritical Water Treatment. In: *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* 5 (5), S. 4421–4428. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.7b00496>.
- Noll, Reinhard; Connemann, Sven; Fricke-Begemann, Cord; Schreckenberger, Frederik; Ambrosch, Roland; Tori, Alice; Guolo, Marco (2018): Inverse Production Line for the Automated Dismantling of Mobile Phones with Selective LAser-based Detaching and Sorting of Valuable Components. In: Stephanie Thiel, Elisabeth Thomé-Kozmiensky and Daniel Goldmann (Hg.): *Recycling und Rohstoffe*. Band 11. Neuruppin: TK-Verl., S. 533–543.
- Nordelöf, Anders; Messagie, Maarten; Tillman, Anne-Marie; Ljunggren Söderman, Maria; van Mierlo, Joeri (2014): Environmental impacts of hybrid, plug-in hybrid, and battery electric vehicles – what can we learn from life cycle assessment? In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 19 (11), S. 1866–1890. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0788-0>.
- Norgate, T.; Haque, N. (2010): Energy and greenhouse gas impacts of mining and mineral processing operations. In: *Journal of Cleaner Production* 18 (3), S. 266–274. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.09.020>.
- Norgate, T.; Jahanshahi, S. (2010): Low grade ores – Smelt, leach or concentrate? In: *Minerals Engineering* 23 (2), S. 65–73. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2009.10.002>.
- Northey, S.; Mohr, S.; Mudd, G. M.; Weng, Z.; Giurco, D. (2014): Modelling future copper ore grade decline based on a detailed assessment of copper resources and mining. In: *Resources, Conservation and Recycling* 83, S. 190–201. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.005>.
- Nourreddine, Menad (2007): Recycling of auto shredder residue. In: *Journal of Hazardous Materials* 139 (3), S. 481–490. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.02.054>.
- Nuss, Philip; Eckelman, Matthew J. (2014): Life Cycle Assessment of Metals: A Scientific Synthesis. In: *PLoS ONE* 9 (7), e101298. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101298>.
- Nuss, Philip; Harper, E. M.; Nassar, N. T.; Reck, Barbara K.; Graedel, T. E. (2014): Criticality of iron and its principal alloying elements. In: *Environmental Science & Technology* 48 (7), S. 4171–4177. <https://doi.org/10.1021/es405044w>.
- Oguchi, Masahiro; Murakami, Shinsuke; Sakanakura, Hirofumi; Kida, Akiko; Kameya, Takashi (2011): A preliminary categorization of end-of-life electrical and electronic equipment as secondary metal resources. In: *Waste Management* 31 (9–10), S. 2150–2160. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.05.009>.
- Oki, Tatsuya (2013): Physical separation technology to support the strategic development of urban mining. In: *Syntheseiology* 6 (4), S. 238–245.
- Oldenziel, Ruth; Weber, Heike (2013): Introduction: Reconsidering Recycling. In: *Contemporary European History* 22 (03), S. 347–370. <https://doi.org/10.1017/S0960777313000192>.
- Önal, Mehmet Ali Recai; Borra, Chenna Rao; Guo, Muxing; Blanpain, Bart; van Gerven, Tom (2015): Recycling of NdFeB Magnets Using Sulfation, Selective Roasting, and Water Leaching. In: *Journal of Sustainable Metallurgy* 1 (3), S. 199–215. <https://doi.org/10.1007/s40831-015-0021-9>.
- Otto Junker GmbH (2017): Energiebedarfe Induktionsöfen für Kupferrecycling, 13.07.2017. E-Mail an Philipp Schäfer.

- Owada, Shuji (2012): Role of comminution as a pretreatment of physical concentration in resources recycling. In: *Resources Processing* 59 (1), S. 3–8.
- Palacios, Jose-Luis; Abadias, Alejandro; Valero, Alicia; Valero, Antonio; Reuter, Markus A. (2019): Producing metals from common rocks: The case of gold. In: *Resources, Conservation and Recycling* 148, S. 23–35. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.04.026>.
- Panousi, Stefania; Harper, E. M.; Nuss, Philip; Eckelman, Matthew J.; Hakimian, Ali; Graedel, T. E. (2016): Criticality of Seven Specialty Metals. In: *Journal of Industrial Ecology* 20 (4), S. 837–853. <https://doi.org/10.1111/jiec.12295>.
- Park, Seungsoo; Kim, Seongmin; Han, Yosep; Park, Jaikoo (2015): Apparatus for electronic component disassembly from printed circuit board assembly in e-wastes. In: *International Journal of Mineral Processing* 144, S. 11–15. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2015.09.013>.
- Parker, B. A.; Zhou, Z. F.; Nolle, P. (1995): The effect of small additions of scandium on the properties of aluminium alloys. In: *Journal of Materials Science* 30 (2), S. 452–458. <https://doi.org/10.1007/BF00354411>.
- Pauliuk, Stefan; Milford, Rachel L.; Müller, Daniel B.; Allwood, Julian M. (2013): The steel scrap age. In: *Environmental Science & Technology* 47 (7), S. 3448–3454. <https://doi.org/10.1021/es303149z>.
- Pearce, David W.; Turner, Robert Kerry (1990): Economics of natural resources and the environment. 3. Dr. Baltimore: The Johns Hopkins Univ. Press.
- Pelletier, Nathan; Ardenne, Fulvio; Brandão, Miguel; Camillis, Camillo de; Pennington, David (2015): Rationales for and limitations of preferred solutions for multi-functionality problems in LCA: is increased consistency possible? In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 20 (1), S. 74–86. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0812-4>.
- Pezzutto, Simon; Grilli, Gianluca; Zambotti, Stefano; Dunjic, Stefan (2018): Forecasting Electricity Market Price for End Users in EU28 until 2020 – Main Factors of Influence. In: *Energies* 11 (6), S. 1460. <https://doi.org/10.3390/en11061460>.
- Pfister, Christian (1994): Das 1950er Syndrom. Die Epochenschwelle der Mensch-Umwelt-Beziehung zwischen Industriegesellschaft und Konsumgesellschaft. In: *GAIA* 3 (2), S. 71–90.
- Pinegar, Haruka; Smith, York R. (2019): Recycling of End-of-Life Lithium Ion Batteries, Part I: Commercial Processes. In: *Journal of Sustainable Metallurgy* 164, A5019. <https://doi.org/10.1007/s40831-019-00235-9>.
- Pitcher, Graham (2006): If the cap fits... In: *New Electronics*, S. 25–26.
- Plotinskaya, O. Yu.; Grabezhev, A. I.; Seltmann, R. (2015): Rhenium in ores of the Mikheevskoe porphyry Cu-Mo deposit, South Urals. In: *Geology of Ore Deposits* 57 (2), S. 118–132. <https://doi.org/10.1134/S1075701515020051>.
- Prieto-Sandoval, Vanessa; Jaca, Carmen; Ormazabal, Marta (2018): Towards a consensus on the circular economy. In: *Journal of Cleaner Production* 179, S. 605–615. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.224>.
- Quinkertz, R.; Rombach, G.; Liebig, D. (2001): A scenario to optimise the energy demand of aluminium production depending on the recycling quota. In: *Resources, Conservation and Recycling* 33 (3), S. 217–234. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(01\)00086-6](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(01)00086-6).
- Rankin, John (2012): Energy Use in Metal Production. In: *High Temperature Processing Symposium 2012*, S. 7–9, zuletzt geprüft am 16.12.2016.

- Rankin, W. (2011): Minerals, Metals and Sustainability. Meeting Future Material Needs. Melbourne: CSIRO Publishing. Online verfügbar unter <https://site.ebrary.com/lib/alltitiles/docDetail.action?docID=10620220>.
- Rechenberg, Bettina; Kitazume, Christian; Kohlmeyer, Regina; Strobel, Axel; Kummer, Sina (2019): Rohstoffe im Kreislauf führen, Schadstoffe ausschleusen. Zum Umgang mit Elektroaltgeräten. In: Stephanie Thiel, Olaf Holm, Elisabeth Thomé-Kozmiensky, Daniel Goldmann und Bernd Friedrich (Hg.): Recycling und Rohstoffe. Band 12. Neuruppin: TK-Verl., S. 311–329.
- Reck, Barbara K.; Graedel, T. E. (2012): Challenges in metal recycling. In: *Science* 337 (6095), S. 690–695. <https://doi.org/10.1126/science.1217501>.
- Reck, Barbara K.; Müller, Daniel B.; Rostkowski, Katherine; Graedel, T. E. (2008): Anthropogenic Nickel Cycle: Insights into Use, Trade, and Recycling. In: *Environmental Science & Technology* 42 (9), S. 3394–3400. <https://doi.org/10.1021/es0721081>.
- Reid, Catherine; Bécaert, Valérie; Aubertin, Michel; Rosenbaum, Ralph K.; Deschênes, Louise (2009): Life cycle assessment of mine tailings management in Canada. In: *Journal of Cleaner Production* 17 (4), S. 471–479. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.08.014>.
- Reinhardt, Robert; Christodoulou, Ioannis; Gassó-Domingo, Santiago; Amante García, Beatriz (2019): Towards sustainable business models for electric vehicle battery second use: A critical review. In: *Journal of Environmental Management* 245, S. 432–446. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.095>.
- Reith, Reinhold (2001): Recycling – Stoffströme in der Geschichte. In: Silvia Hahn und Reinhold Reith (Hg.): Querschnitte 8: Umwelt-Geschichte: Arbeitsfelder, Forschungsansätze, Perspektiven. Vienne, Munich, Oldenburg, S. 99–120.
- Resano, Martín; Flórez, María del Rosario; Queralt, Ignasi; Marguí, Eva (2015): Determination of palladium, platinum and rhodium in used automobile catalysts and active pharmaceutical ingredients using high-resolution continuum source graphite furnace atomic absorption spectrometry and direct solid sample analysis. In: *Spectrochim Acta Part B* 105, S. 38–46. <https://doi.org/10.1016/j.sab.2014.09.013>.
- Reuter, Benjamin; Hendrich, Aline; Hengstler, Jasmin; Kupferschmid, Stefan; Schwenk, Markus (2019): Rohstoffe für innovative Fahrzeugtechnologien. Herausforderungen und Lösungsansätze.
- Reuter, M. A. (2011): Limits of Design for Recycling and “Sustainability”: A Review. In: *Waste and Biomass Valorization* 2 (2), S. 183–208. <https://doi.org/10.1007/s12649-010-9061-3>.
- Reuter, M. A.; Castro, M.B.G.; van Schaik, A.; Boin, U.J.M.; Remmerswaal, J.A.M. (2003): Modelling of the relationship between design, liberation and the contamination of shredded streams. In: *Proceedings of the International Automobile Recycling Congress*.
- Reuter, M. A.; Heiskanen, K.; Boin, U.; van Schaik, A.; Verhoef, E.; Yang, Y.; Georgalli, G. (2005): The metrics of material and metal ecology. Harmonizing the resource, technology and environmental cycles. 1. ed. Amsterdam: Elsevier (Developments in mineral processing, 16). Online verfügbar unter <https://www.sciencedirect.com/science/publication?issn=01674528&volume=16>.
- Reuter, M. A.; Hudson, C.; van Schaik, A.; Heiskanen, K.; Meskers, Christina; Hagelüken, Christian (2013): Metal recycling. Opportunities, limits, infrastructure : this is report 2b of the Global Metal Flows Working Group of the International Resource Panel of UNEP. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme.

- Reuter, M. A.; Kojo, I. V. (2012): Challenges of Metal Recycling. In: *Materia* 2, 50–56, zuletzt geprüft am 15.12.2016.
- Reuter, M. A.; van Schaik, A. (2015): Product-Centric Simulation-Based Design for Recycling. Case of LED Lamp Recycling. In: *Journal of Sustainable Metallurgy* 1 (1), S. 4–28. <https://doi.org/10.1007/s40831-014-0006-0>.
- Reuter, M. A.; van Schaik, A.; Ballester, M. (2018): Limits of the Circular Economy: Fairphone Modular Design Pushing the Limits. In: *Erzmetall* 71 (2), 68–79.
- Reuter, M. A.; van Schaik, A.; Ignatenko, O.; Haan, G. J. de (2006): Fundamental limits for the recycling of end-of-life vehicles. In: *Minerals Engineering* 19 (5), S. 433–449. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2005.08.014>.
- Reuter, Markus (2016): Metalle: Aktivatoren von Kreislaufwirtschaft und Recycling 4.0. In: Peter Kausch, Jörg Matschullat, Martin Bertau und Helmut Mischo (Hg.): Rohstoffwirtschaft und gesellschaftliche Entwicklung, S. 73–98.
- Reuter, Markus; van Schaik, Antoinette (2008): Thermodynamic metrics for measuring the “sustainability” of design for recycling. In: *JOM* 60 (8), S. 39–46. <https://doi.org/10.1007/s11837-008-0106-z>.
- Reuter, Markus A.; van Schaik, Antoinette; Gediga, Johannes (2015): Simulation-based design for resource efficiency of metal production and recycling systems. Cases – copper production and recycling, e-waste (LED lamps) and nickel pig iron. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 20 (5), S. 671–693. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0860-4>.
- Riaño, Sofía; Binnemans, Koen (2015): Extraction and separation of neodymium and dysprosium from used NdFeB magnets. An application of ionic liquids in solvent extraction towards the recycling of magnets. In: *Green Chemistry* 17 (5), S. 2931–2942. <https://doi.org/10.1039/c5gc00230c>.
- Riley, Mark (2008): From salvage to recycling – new agendas or same old rubbish? In: *Area* 40 (1), S. 79–89. <https://doi.org/10.1111/j.1475-4762.2008.00791.x>.
- Rocca, E.; Steinmetz, J. (2003): Passivation phenomenon of low antimony alloys in deep discharge conditions of lead–acid batteries. In: *Journal of Electroanalytical Chemistry* 543 (2), S. 153–160. [https://doi.org/10.1016/S0022-0728\(03\)00016-0](https://doi.org/10.1016/S0022-0728(03)00016-0).
- Rockström, Johan; Steffen, Will; Noone, Kevin; Persson, Asa; Chapin, F. Stuart; Lambin, Eric F. et al. (2009): A safe operating space for humanity. In: *Nature* 461, S. 472–475.
- Rombach, Elinor; Friedrich, Bernd (2019): Innovatives Polymetallrecycling – Herausforderungen und Lösungsansätze an Schnittstellen der Prozesskette. In: Stephanie Thiel, Olaf Holm, Elisabeth Thomé-Kozmiensky, Daniel Goldmann und Bernd Friedrich (Hg.): Recycling und Rohstoffe. Band 12. Neuruppin: TK-Verl., S. 453–473.
- Rombach, Georg (2006): Limits of Metal Recycling. In: Arnim von Gleich, Robert U. Ayres und Stefan Gößling-Reisemann (Hg.): Sustainable Metals Management. Securing our Future – Steps Towards a Closed Loop Economy. Dordrecht: Springer (Eco-Efficiency in Industry and Science, 19), S. 295–312.
- Rome, Adam (2003): “Give Earth a Chance”: The Environmental Movement and the Sixties. In: *The Journal of American History*, 525–554.
- Rosen, Marc A. (2002): Can exergy help us understand and address environmental concerns? In: *Exergy* 2, S. 214–217.

- Rosen, Marc A.; Dincer, Ibrahim; Kanoglu, Mehmet (2008): Role of exergy in increasing efficiency and sustainability and reducing environmental impact. In: *Energy Policy* 36 (1), S. 128–137. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2007.09.006>.
- Rothermel, Sergej; Winter, Martin; Nowak, Sascha (2018): Background. In: Arno Kwade und Jan Diekmann (Hg.): *Recycling of Lithium-Ion Batteries*. Cham: Springer International Publishing, S. 1–32.
- Rotter, Vera Susanne; Flamme, Sabine; Ueberschaar, Maximilian; Götze, Ramona (2012): Thermodynamische Herausforderung bei Recycling von Nebenmetallen. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): *Recycling und Rohstoffe*. Neuruppin: TK-Verl., S. 561–575.
- Rötzer, Nadine (2019): Energiebedarfe der Tantalgewinnung bei einer Kuppelproduktion mit Lithium. Pforzheim University, Pforzheim, Germany, 2019. Persönliche Kommunikation.
- Rötzer, Nadine; Schmidt, Mario (2018): Decreasing Metal Ore Grades – Is the Fear of Resource Depletion Justified? In: *Resources* 7 (4), S. 88. <https://doi.org/10.3390/resources7040088>.
- Ruan, Jujun; Dong, Lipeng; Zheng, Jie; Zhang, Tao; Huang, Mingzhi; Xu, Zhenming (2017): Key factors of eddy current separation for recovering aluminum from crushed e-waste. In: *Waste Management* 60, S. 84–90. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.08.018>.
- Ruberti, Marcello; Massari, Stefania (2018): Are the World-Leading Primary Silver Mines Exhausting? In: *Sustainability* 10 (8), S. 2619. <https://doi.org/10.3390/su10082619>.
- Rudnick, Roberta L.; Gao, S. (2004): Composition of the Continental Crust. In: Roberta L. Rudnick und Heinrich D. Holland (Hg.): *The crust*. 1. ed. Amsterdam: Elsevier Pergamon (Treatise on geochemistry, / executive ed. H. D. Holland ... ; Vol. 3), S. 1–64.
- Rudnik, Ewa; Nikiel, Marek (2007): Hydrometallurgical recovery of cadmium and nickel from spent Ni–Cd batteries. In: *Hydrometallurgy* 89 (1–2), S. 61–71. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2007.05.006>.
- Ruffino, Barbara; Fiore, Silvia; Zanetti, Maria Chiara (2014): Strategies for the enhancement of automobile shredder residues (ASRs) recycling: results and cost assessment. In: *Waste Management* 34 (1), S. 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.025>.
- Ruhrberg, Martin (2006): Assessing the recycling efficiency of copper from end-of-life products in Western Europe. In: *Resources, Conservation and Recycling* 48 (2), S. 141–165. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.01.003>.
- Rushforth, Roy (2004): Palladium in Restorative Dentistry. Superior Physical Properties make Palladium an ideal dental Metal. In: *Platin Metal Review* 48 (1), S. 30–31.
- Russo, P.; Aboussouan, L.; Birat, J. P.; St. Sander; Jäckel, H. G.; Schubert, G. (2004): Mechanical and metallurgical study of the fragmentation of end-of-life goods in a scrap shredder. In: *International Journal of Mineral Processing* 74, S395–S403. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2004.07.040>.
- Ruth, Matthias (1995): Thermodynamic implications for natural resource extraction and technical change in U.S. copper mining. In: *Environmental and Resource Economics* 6, S. 187–206.
- Rydh, Carl Johan; Karlström, Magnus (2002): Life cycle inventory of recycling portable nickel–cadmium batteries. In: *Resources, Conservation and Recycling* 34 (4), S. 289–309. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(01\)00114-8](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(01)00114-8).

- Sahlström, Fredrik; Arribas, Antonio; Dirks, Paul; Corral, Isaac; Chang, Zhaoshan (2017): Mineralogical Distribution of Germanium, Gallium and Indium at the Mt Carlton High-Sulfidation Epithermal Deposit, NE Australia, and Comparison with Similar Deposits Worldwide. In: *Minerals* 7 (11), S. 213. <https://doi.org/10.3390/min7110213>.
- Saltelli, Andrea (2019): A short comment on statistical versus mathematical modelling. In: *Nature communications* 10 (1), S. 3870. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11865-8>.
- Samuelsson, Caisa; Björkman, Bo (2014): Copper Recycling. In: Ernst Worrell und Markus A. Reuter (Hg.): *Handbook of recycling. State-of-the-art for practitioners, analysts, and scientists*. Amsterdam: Elsevier, S. 85–94.
- Sander, Knut; Kohlmeyer, Regina; Rödiger, Lisa; Wagner, Lukas (2017): Altfahrzeuge – Verwertungsquoten 2015 und Hochwertigkeit der Verwertung. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): *Recycling und Rohstoffe*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 305–325.
- Sander, Knut; Schilling, Stephanie (2010): Optimierung der Steuerung und Kontrolle grenzüberschreitender Stoffströme bei Elektroaltgeräten/Elektroschrott.
- Sander, S.; Schubert, G.; Jäckel, H.-G. (2004): The fundamentals of the comminution of metals in shredders of the swing-hammer type. In: *International Journal of Mineral Processing* 74, S385–S393. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2004.07.038>.
- Santero, Nicholas; Hendry, Josh (2016): Harmonization of LCA methodologies for the metal and mining industry. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 21 (11), S. 1543–1553. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1022-4>.
- Schäfer, Philipp; Schmidt, Mario (2020): Discrete-Point Analysis of the Energy Demand of Primary versus Secondary Metal Production. In: *Environmental Science & Technology* 54 (1), S. 507–516. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05101>.
- Schäfer, Tobias (2004): Untersuchungen zur Dispersion und ihren Auswirkungen beim Übergang aus der Nutzungsphase in das Recycling. Betrachtungen am Beispiel von Leichtgütauteilen von Waschmaschinen in Shredderprozessen. Dissertation RWTH Aachen.
- Schenk, Niels J.; Moll, Henri C.; Potting, José (2004): The Nonlinear Relationship between Paper Recycling and Primary Pulp Requirements. In: *Journal of Industrial Ecology* 8 (3), S. 141–162. <https://doi.org/10.1162/1088198042442379>.
- Schipper, Branco W.; Lin, Hsiu-Chuan; Meloni, Marco A.; Wansleeben, Kjell; Heijungs, Reinout; van der Voet, Ester (2018): Estimating global copper demand until 2100 with regression and stock dynamics. In: *Resources, Conservation and Recycling* 132, S. 28–36. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.004>.
- Schlatter, R. (o.J.): *Melting and Refining Technology of High-Temperature Steels and Superalloys, A Review of Recent Process Developments*.
- Schlesinger, Mark E.; King, Matthew J.; Sole, Kathryn C.; Davenport, William George (2011): *Extractive metallurgy of copper*. 5th ed. Amsterdam, Boston: Elsevier.
- Schlumberger, Stefan; Bühler, Jörg (2013): Metallrückgewinnung aus Filterstäuben der thermischen Abfallbehandlung nach dem FLUREC-Verfahren. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky (Hg.): *Aschen, Schlacken, Stäube. Aus Abfallverbrennung und Metallurgie*. Neuruppin: TK Thomé-Kozmiensky, S. 377–396, zuletzt geprüft am 11.04.2017.
- Schmid, Dieter; Zur-Lage, Lutz (2014): Perspektiven für das Recycling von Altfahrzeugen – moderne Fahrzeuge und angepasste Recyclingverfahren -. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): *Recycling und Rohstoffe*. Neuruppin: TK-Verl., zuletzt geprüft am 08.03.2017.

- Schmidt, Mario (2014): Zu den Schutzziele der Ressourceneffizienz. In: *uwf* 22 (2–3), S. 147–152. <https://doi.org/10.1007/s00550-014-0337-0>.
- Schmidt, Mario (2019): Scarcity and Environmental Impact of Mineral Resources – An Old and Never-Ending Discussion. In: *Resources* 8 (1), S. 2. <https://doi.org/10.3390/resources8010002>.
- Schmidt, Rüdiger; Kleine, Alexandro; Saling, Peter; Weicht, Robert (2006): Ökoeffizienz-Analyse zu Entsorgungsoptionen von Schlacken / Aschen aus der Hausmüllverbrennung in Rheinland-Pfalz.
- Schroeder, Henry A.; Buckman, Jeffrey; Balassa, Joseph (1967): Abnormal Trace Elements in Man: Tellurium. In: *Journal of Chronic Diseases* 20 (147–161).
- Schrott-Bosch GmbH (2017): Telefonat zu Altautoaufbereitung durch Großshredder, 20.06.2017. Telefonat an Philipp Schäfer.
- Schulenburg, Frank (2017): Tantalrecycling, Vortrag Berliner Recycling- und Rohstoffkonferenz.
- Schulenburg, Frank; Rossel, Hartmut; Bartmann, Ulrich (2017): Tantalrecycling. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): *Recycling und Rohstoffe*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 137–153.
- Schulenburg, Frank (H.C. Starck) (2018): Tantal Kondensatoren-Recycling. Laufenburg, 15.05.2018. Persönliche Kommunikation an Philipp Schäfer.
- Schüler-Zhou, Yun; Felizeter, Bernhard; Ottsen, Ann Kathrin (2019): DERA Rohstoffinformationen. Einblicke in die chinesische Rohstoffwirtschaft.
- Schulze, Rita; Weidema, Bo P.; Schebek, Liselotte; Buchert, Matthias (2018): Recycling and its effects on joint production systems and the environment – the case of rare earth magnet recycling – Part I – Production model. In: *Resources, Conservation and Recycling* 134, S. 336–346. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.006>.
- Serosati, Bruno; Garcke, Jürgen (2010): Lithium batteries: Status, prospects and future. In: *Journal of Power Sources* 195 (9), S. 2419–2430. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2009.11.048>.
- Seal, Robert R.; Schulz, Klaus J.; DeYoung, John H. (2017): Antimony. Chapter C of Critical Mineral Resources of the United States – Economic and Environmental Geology and Prospects for Future Supply. Professional Paper 1802-C.
- Shekhter, Leonid N.; Tripp, Terrance, B.; Lanin, Leonid, L.; Reichert, Karlheinz; Thomas, Oliver; Vieregge, Joachim (2003): Metal powders produced by the reduction of the oxides with gaseous magnesium am 06.05.2003. Veröffentlichungsnr: US 6558447 B1.
- Shibasaki, Maiya (2009): Methode zur Prognose der Ökobilanz einer Großanlage auf Basis einer Pilotanlage in der Verfahrenstechnik. Ein Beitrag zur ganzheitlichen Bilanzierung. Dissertation. Aachen: Shaker (Berichte aus der Verfahrenstechnik).
- Shimelmitz, Ron (2015): The recycling of flint throughout the Lower and Middle Paleolithic sequence of Tabun Cave, Israel. In: *Quaternary International* 361, S. 34–45. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.08.033>.
- Shuva, M. A. H.; Rhamdhani, M. A.; Brooks, G. A.; Masood, S. H.; Reuter, M. A. (2017): Thermodynamics of Palladium (Pd) and Tantalum (Ta) Relevant to Secondary Copper Smelting. In: *Metallurgical and Materials Transactions B* 48 (1), S. 317–327. <https://doi.org/10.1007/s11663-016-0839-y>.
- Simon, Franz-Georg; Holm, Olaf (2013): Aufschluss, Trennung und Rückgewinnung von Metallen aus Rückständen thermischer Prozesse. Verdoppelung der Metallausbeute aus

- MVA-Rostasche. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky (Hg.): Aschen, Schlacken, Stäube. Aus Abfallverbrennung und Metallurgie. Neuruppin: TK Thomé-Kozmiensky, S. 297–310, zuletzt geprüft am 11.04.2017.
- Simon, Franz-Georg; Holm, Olaf (2017): Exergetische Bewertung von Rohstoffen am Beispiel von Kupfer. In: *Chemie Ingenieur Technik* 89 (1–2), S. 108–116. <https://doi.org/10.1002/cite.201600089>.
- Skinner, B. J. (1979): Chapter 10 A Second Iron Age Ahead? In: *Biogeochemical Cycling of Mineral-Forming Elements*, Bd. 3: Elsevier (Studies in Environmental Science), S. 559–575.
- Smith, Gerald R. (1994): Material Flow of Tungsten in the United States.
- Solenthaler, Balz; Bunge, Rainer (2003): Müllverbrennung in China. In: *Müll und Abfall* (11), S. 593–596.
- Song, Xingqiang; Pettersen, Johan Berg; Pedersen, Kristine Bondo; Røberg, Stian (2017): Comparative life cycle assessment of tailings management and energy scenarios for a copper ore mine: A case study in Northern Norway. In: *Journal of Cleaner Production* 164, S. 892–904. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.021>.
- Soo, Vi Kie; Compston, Paul; Doolan, Matthew (2017): The influence of joint technologies on ELV recyclability. In: *Waste Management* 68, S. 421–433. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.020>.
- Soo, Vi Kie; Peeters, Jef; Paraskevas, Dimos; Compston, Paul; Doolan, Matthew; Duffou, Joost R. (2018): Sustainable aluminium recycling of end-of-life products: A joining techniques perspective. In: *Journal of Cleaner Production* 178, S. 119–132. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.235>.
- Spangenberg, Bernd (2000): Was hat Recycling mit Entropie zu tun? In: *Müll und Abfall* 8 (502–504).
- Spatari, S.; Bertram, M.; Fuse, K.; Graedel, T.E; Shelov, Eric (2003): The contemporary European zinc cycle. 1-year stocks and flows. In: *Resources, Conservation and Recycling* 39 (2), S. 137–160. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(02\)00168-4](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(02)00168-4).
- Spatari, S.; Bertram, M.; Gordon, Robert B.; Henderson, K.; Graedel, T. E. (2005): Twentieth century copper stocks and flows in North America. A dynamic analysis. In: *Ecological Economics* 54 (1), S. 37–51. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.11.018>.
- Stamp, Anna; Althaus, Hans-Jörg; Wäger, Patrick A. (2013): Limitations of applying life cycle assessment to complex co-product systems: The case of an integrated precious metals smelter-refinery. In: *Resources, Conservation and Recycling* 80, S. 85–96. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.09.003>.
- Stäubli, Ariane; Bunge, Rainer (2015): Metenviro. Umweltwirkungen und Kosten der Metallerkennung aus Erzen und aus Elektroschrott.
- Steffen, Will; Richardson, Katherine; Rockström, Johan; Cornell, Sarah E.; Fetzer, Ingo; Bennett, Elena M. et al. (2015): Sustainability. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. In: *Science* 347 (6223), S. 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>.
- Steffen, Will; Rockström, Johan; Richardson, Katherine; Lenton, Timothy M.; Folke, Carl; Liverman, Diana et al. (2018): Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115 (33), S. 8252–8259. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>.

- Steger, Sören; Bleischwitz, Raimund (2009): Decoupling GDP from resource use, resource productivity and competitiveness: a cross-country comparison. In: Paul J. J. Welfens, Raimund Bleischwitz und Zhongxiang Zhang (Hg.): Sustainable growth and resource productivity. Economic and global policy issues. Sheffield, South Yorkshire, England: Greenleaf Pub, S. 172–193.
- Steger, Sören; Bleischwitz, Raimund (2011): Drivers for the use of materials across countries. In: *Journal of Cleaner Production* 19 (8), S. 816–826. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.08.016>.
- Steger, Sören; Dehoust, Günter; Bergmann, Thomas; Schüler, Doris; Kosinska, Izabela; Burlach, Winfried et al. (2017): Ressourcenschonung durch eine stoffstromorientierte Sekundärwirtschaft.
- Steinacker, Stephan; Rumpold, Rene; Antrekowitsch, Jürgen (2016): Recyclingmethoden für Reststoffe aus der Kupfermetallurgie. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): Recycling und Rohstoffe. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 497–512, zuletzt geprüft am 26.01.2017.
- Steinbach, Volker; Wellmer, Friedrich-W. (2010): Consumption and Use of Non-Renewable Mineral and Energy Raw Materials from an Economic Geology Point of View. In: *Sustainability* 2 (5), S. 1408–1430. <https://doi.org/10.3390/su2051408>.
- Steinkemper, Norbert (2014): Flugzeugentsorgung als neues Geschäftsfeld. Herausforderungen und Chance der Luftfahrtbranche. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): Recycling und Rohstoffe. Neuruppin: TK-Verl., S. 161–176.
- Stiftung Elektro-Altgeräte Register (URLa): Rücknahmemengen je Sammelgruppe. Online verfügbar unter <https://www.stiftung-ear.de/service/kennzahlen/ruecknahmemengen-je-sammelgruppe/>, zuletzt geprüft am 06.02.2018.
- Stiftung Elektro-Altgeräte Register (URLb): Stiftung Elektro-Altgeräte Register. Online verfügbar unter <https://www.stiftung-ear.de/>.
- Stiftung Elektro-Altgeräte Register (URLc): Zusammensetzung gemischter Sammelgruppen. Online verfügbar unter <https://www.stiftung-ear.de/service/kennzahlen/zusammensetzung-gemischter-sammelgruppen/>.
- Stollenberg Gruppe (URL): Preisliste Material ab Werk. Online verfügbar unter <https://stollenberg-gruppe.de/wp-content/uploads/2016/08/2016-Preisliste-Material-ab-Werk-EW-Internet-1.pdf>.
- Strasser, Susan (2000): Waste and want. A social history of trash. First Owl Books edition. New York: Henry Holt and Company (An Owl Book).
- Stumm, Werner; Davis, Joan (1991): Kann Recycling die Umweltschädigung vermindern? Die Kreisläufe können nicht geschlossen werden. In: Eberhard Seidel und Heinz Strebler (Hg.): Umwelt und Ökonomie. Reader zur ökologieorientierten Betriebswirtschaftslehre. 1. Aufl., Nachdr. Wiesbaden: Gabler, S. 75–87.
- Su, Biwei; Heshmati, Almas; Geng, Yong; Yu, Xiaoman (2013): A review of the circular economy in China: moving from rhetoric to implementation. In: *Journal of Cleaner Production* 42, S. 215–227. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.020>.
- Süddeutsche Zeitung (2010): Knappe Rohstoffe – so begehrt wie Gold. Online verfügbar unter <https://www.sueddeutsche.de/wirtschaft/knappe-rohstoffe-so-begehrt-wie-gold-1.1020060-3>.
- Süddeutsche Zeitung (2018): Die dreckige Wahrheit der Mobilitätswende. Online verfügbar unter <https://www.sueddeutsche.de/auto/elektroautos-batterien-recycling-1.4218519>.

- Sullivan, John D.; Austin, Chester R. (1942): Selenium in Ruby Glass. In: *Journal of the American Ceramic Society* 25 (5), S. 123–127. <https://doi.org/10.1111/j.1151-2916.1942.tb14360.x>.
- Sun, Boxue; Liu, Yu; Nie, Zuoren; Gao, Feng; Wang, Zhihong; Gong, Xianzheng (2017): Physical parameter-based allocation for the energy consumption of pyro-metallurgical system – a case study on nickel production in China. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 22 (2), S. 199–212. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1144-3>.
- Sverdrup, Harald U.; Ragnarsdottir, Kristin Vala; Koca, Deniz (2017): An assessment of metal supply sustainability as an input to policy: security of supply extraction rates, stocks-in-use, recycling, and risk of scarcity. In: *Journal of Cleaner Production* 140, S. 359–372. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.085>.
- Sverdrup, Harald Ulrik; Koca, Deniz; Ragnarsdottir, Kristin Vala (2013): Peak Metals, Minerals, Energy, Wealth, Food and Population: Urgent Policy Considerations for a Sustainable Society. In: *Journal of Environmental Science and Engineering*, S. 189–222.
- Swart, Pilar; Dewulf, Jo; Biernaux, Alexis (2014): Resource demand for the production of different cathode materials for lithium ion batteries. In: *Journal of Cleaner Production* 84, S. 391–399. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.056>.
- Tabel, Thomas; Leistner, Wolfgang; Hollm, Rüdiger (2011): BMU-Umweltinnovationsprogramm. Abschlussbericht zum Vorhaben Einsatz einer Kompaktsortieranlage zur Metallausschleusung bei Schredderleichtfraktionen.
- Tanimoto, Armando H.; Gabarrell Durany, Xavier; Villalba, Gara; Pires, Armando Caldeira (2010): Material flow accounting of the copper cycle in Brazil. In: *Resources, Conservation and Recycling* 55 (1), S. 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.03.007>.
- Tantalum-Niobium International Study Center (2018): Early history. Online verfügbar unter <https://www.tanb.org/about-tantalum/tantalum-history>.
- Teske, Sven; Sawyer, Steve; Schäfer, Oliver; Pregger, Thomas; Simon, Sonja; Naegler, Tobias (2015): energy [r]evolution. A sustainable World. Energy Outlook 2015. 100% Renewable Energy for all.
- The Cobalt Development Institute (CDI) (2016): The Environmental Performance of Refined Cobalt. Life Cycle Inventory and Life Cycle Assessment of Refined Cobalt – Summary Report.
- Thieke, Ullrich K. (2006): Polyester Catalysts: A Critical Analysis of Current Technology and Available Alternatives. Presentation on the European PET Conference in Barcelona.
- thinkstep AG (2012a): Process data set: Cobalt, refined (metal).
- thinkstep AG (2012b): Process data set: Cobalt, refined (metal); hydro- and pyrometallurgical processes; production mix, at plant; >99% Co (en). Online verfügbar unter <https://gabi-documentation-2018.gabi-software.com/xml-data/processes/935f46f9-1bd3-4412-84b8-09416221a0e3.xml>.
- thinkstep AG (2017a): Cobalt mix, GLO.
- thinkstep AG (2017b): Process data set: Cobalt mix ; Nickel cobalt route, pyrometallurgical process and Copper cobalt route, hydrometallurgical process; production mix, at plant; 8.90 g/cm³, 58.93 g/mol (en). Online verfügbar unter <https://gabi-documentation-2018.gabi-software.com/xml-data/processes/ba40e2c5-8378-497f-8259-838e8445a77a.xml>.
- thinkstep AG (2017c): Process data set: Tantalum; tantalit mining, solvent extraction, tantalum production; production mix, at plant; 16.65 g/cm³, 180.95 g/mol (en). Online

- verfügbar unter <https://gabi-documentation-2018.gabi-software.com/xml-data/processes/eb7261b3-731f-45e1-9e3a-feb25263253f.xml>.
- thinkstep AG (2018): Tantalum, DE. production mix, at plant.
- Tilton, John E. (1996): Exhaustible resources and sustainable development. Two different paradigms. In: *Resources Policy* 22 (1/2), S. 91–97.
- Treffer, Frank (2011): Entwicklung eines realisierbaren Recyclingkonzeptes für die Hochleistungsbatterien zukünftiger Elektrofahrzeuge.
- Treffer, Frank (2013): Lithium-Ionen-Batterie-Recycling. In: Rainer Krothauer (Hg.): *Handbuch Lithium-Ionen-Batterien*, S. 345–355.
- Tuusjärvi, Mari; Vuori, Saku; Mäenpää, Ilmo (2012): Metal Mining and Environmental Assessments. In: *Journal of Industrial Ecology* 16 (5), S. 735–747. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00469.x>.
- U.S. Geological Survey (USGS) (1957–2018): Mineral Commodity Summaries.
- U.S. Geological Survey (USGS) (2018): Mineral Commodity Summaries 2018.
- U.S. Geological Survey (USGS) (2019): Mineral Commodity Summaries.
- Ueberschaar, Maximilian (2018): Tantalkonzentrationen in verschiedenen Journalartikeln, 02.02.2018. E-Mail an Philipp Schäfer.
- Ueberschaar, Maximilian; Dariusch Jalalpoor, Daniel; Korf, Nathalie; Rotter, Vera Susanne (2017a): Potentials and Barriers for Tantalum Recovery from Waste Electric and Electronic Equipment. In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (3), S. 700–714. <https://doi.org/10.1111/jiec.12577>.
- Ueberschaar, Maximilian; Geiping, Julia; Zamzow, Malte; Flamme, Sabine; Rotter, Vera Susanne (2017b): Assessment of element-specific recycling efficiency in WEEE pre-processing. In: *Resources, Conservation and Recycling* 124, S. 25–41. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.04.006>.
- Ueberschaar, Maximilian; Schlummer, Martin; Jalalpoor, Daniel; Kaup, Nora; Rotter, Vera (2017c): Potential and Recycling Strategies for LCD Panels from WEEE. In: *Recycling* 2 (1), S. 7. <https://doi.org/10.3390/recycling2010007>.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2010): Waste and Climate Change. Global Trends and Strategy Framework.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2011a): Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth. Unter Mitarbeit von M. Fischer-Kowalski, M. Swilling, E. U. von Weizsäcker, Y. Ren, Y. Moriguchi, W. Crane et al. Kenya, UNEP.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2011b): Recycling Rates of Metals – A Status Report. Unter Mitarbeit von T. E. Graedel, Julian Allwood, Jean-Pierre Birat, Barbara K. Reck, Scott F. Sibley, Guido Sonnemann et al.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2013a): Environmental Risks and Challenges of Anthropogenic Metals Flows and Cycles. Report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel. Unter Mitarbeit von E. van der Voet, R. Salminen, M. Eckelman, T. Norgate und R. Hirschier.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2013b): Metal recycling. Opportunities, limits, infrastructure : this is report 2b of the Global Metal Flows Working Group of the International Resource Panel of UNEP. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme.

- United Nations Environment Programme (UNEP) (2016): Global Material Flows and Resource Productivity. Unter Mitarbeit von H. Schandl, M. Fischer-Kowalski, J. West, S. Giljum, M. Dittrich, N. Eisenmenger et al. Paris.
- Upadhyaya, G.S (2001): Materials science of cemented carbides – an overview. In: *Materials & Design* 22 (6), S. 483–489. [https://doi.org/10.1016/S0261-3069\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0261-3069(01)00007-3).
- Urban Mining Plattform (2018): Urban Mining Plattform. Online verfügbar unter <https://www.urbanmineplatform.eu/urbanmine/batteries/weight/detail>.
- Valadez-Vega, Carmen; Zúñiga-Pérez, Clara; Quintanar-Gómez, Samuel; Morales-González, José A.; Madrigal-Santillán, Eduardo; Villagómez-Ibarra, José Roberto et al. (2011): Lead, cadmium and cobalt (Pb, Cd, and Co) leaching of glass-clay containers by pH effect of food. In: *International Journal of Molecular Science* 12 (4), S. 2336–2350. <https://doi.org/10.3390/ijms12042336>.
- Valero, Alicia; Domínguez, Adriana; Valero, Antonio (2015): Exergy cost allocation of by-products in the mining and metallurgical industry. In: *Resources, Conservation and Recycling* 102, S. 128–142. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.04.012>.
- Valero, Alicia; Valero, Antonio; Martínez, Amaya (2010): Inventory of the exergy resources on earth including its mineral capital. In: *Energy* 35 (2), S. 989–995. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2009.06.036>.
- Valero Navazo, Juan Manuel; Villalba Méndez, Gara; Talens Peiró, Laura (2014): Material flow analysis and energy requirements of mobile phone material recovery processes. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 19 (3), S. 567–579. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0653-6>.
- van der Voet, Ester; Lifset, Reid J.; Luo, Lin (2010): Life-cycle assessment of biofuels, convergence and divergence. In: *Biofuels* 1 (3), S. 435–449. <https://doi.org/10.4155/bfs.10.19>.
- van der Voet, Ester; van Oers, Laurant; Verboon, Miranda; Kuipers, Koen (2019): Environmental Implications of Future Demand Scenarios for Metals: Methodology and Application to the Case of Seven Major Metals. In: *Journal of Industrial Ecology* 23 (1), S. 141–155. <https://doi.org/10.1111/jiec.12722>.
- van Schaik, A.; Reuter, M. A. (2004): The time-varying factors influencing the recycling rate of products. In: *Resources, Conservation and Recycling* 40 (4), S. 301–328. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(03\)00074-0](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(03)00074-0).
- van Schaik, A.; Reuter, M. A. (2016): Recycling Indices Visualizing the Performance of the Circular Economy. In: *Erzmetall* 69 (4).
- van Schaik, A.; Reuter, M. A.; Boin, U.; Dalmijn, W. L. (2002): Dynamic modelling and optimisation of the resource cycle of passenger vehicles. In: *Minerals Engineering* 15, S. 1001–1016.
- van Schaik, A.; Reuter, M. A.; Heiskanen, K. (2004): The influence of particle size reduction and liberation on the recycling rate of end-of-life vehicles. In: *Minerals Engineering* 17 (2), S. 331–347. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2003.09.019>.
- van Schaik, Antoinette; Reuter, Markus A. (2010): Dynamic modelling of E-waste recycling system performance based on product design. In: *Minerals Engineering* 23 (3), S. 192–210. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2009.09.004>.
- Veit, Hugo Marcelo; Pereira, Carolina de C.; Bernardes, Andrea Moura (2002): Using mechanical processing in recycling printed wiring boards. In: *JOM*, S. 45–47.
- Verband Deutscher Metallhändler e.V. (VDM) (2007): Qualitätsgemeinschaft Kabelzerleger.

- Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (2002): Recyclinorientierte Produktentwicklung VDI 2243. Düsseldorf.
- Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (2012): VDI 4600 – Kumulierter Energieaufwand (KEA). Begriffe, Berechnungsmethoden.
- Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (2016a): VDI 2102 Blatt 1 Sekundärkupferhütten. Berlin: Beuth Verlag.
- Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (2016b): VDI 2102 Blatt 2. Kupfer- und Kupferlegierungsschmelzanlagen. Berlin: Beuth Verlag.
- Verhoef, E. V.; Dijkema, P. J.; Reuter, M. A. (2004): Process Knowledge, System Dynamics, and Metal Ecology. In: *Journal of Industrial Ecology* 8 (1–2), S. 23–43, zuletzt geprüft am 01.12.2016.
- Vermeulen, I.; van Caneghem, J.; Block, C.; Baeyens, J.; Vandecasteele, C. (2011): Automotive shredder residue (ASR): reviewing its production from end-of-life vehicles (ELVs) and its recycling, energy or chemicals' valorisation. In: *Journal of Hazardous Materials* 190 (1–3), S. 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.02.088>.
- Vexler, D.; Bertram, M.; Kapur, A.; Spatari, S.; Graedel, T. E. (2004): The contemporary Latin American and Caribbean copper cycle. 1 year stocks and flows. In: *Resources, Conservation and Recycling* 41 (1), S. 23–46. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.08.002>.
- Vidal, Olivier (2018): Future stakes in energy transition. London: ISTE Press Ltd (Mineral resources and energy). Online verfügbar unter <https://www.sciencedirect.com/science/book/9781785482670>.
- von Gleich, Armin (2006): Outlines of a Sustainable Metals Industry. In: Armin von Gleich, Robert U. Ayres und Stefan Gößling-Reisemann (Hg.): Sustainable Metals Management. Securing our Future – Steps Towards a Closed Loop Economy. Dordrecht: Springer (Eco-Efficiency in Industry and Science, 19).
- Wagner, Jörg; Heidrich, Kerstin; Baumann, Janett; Kügler, Thomas; Reichenbach, Jan (2012): Ermittlung des Beitrages der Abfallwirtschaft zur Steigerung der Ressourcenproduktivität sowie des Anteils des Recyclings an der Wertschöpfung.
- Wajata, Takayuki (2009): Metal Halide Lamp and Lighting Device using Therewith. Veröffentlichungsnr: US 2009/0129070 A1.
- Waldrop, M. Mitchell (2016): The chips are down for Moore's law. In: *Nature* 530 (7589), S. 144–147. <https://doi.org/10.1038/530144a>.
- Wang, Jianbo; Guo, Jie; Xu, Zhenming (2016): An environmentally friendly technology of disassembling electronic components from waste printed circuit boards. In: *Waste Management* 53, S. 218–224. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.036>.
- Wang, Jianbo; Sun, Chunxu; Guo, Jie; Xu, Zhenming (2017): Integrated process for recycling aluminum electrolytic capacitors from waste printed circuit boards. Disassembly, heat treatment and magnetic–eddy current–electrostatic separating. In: *Journal of Cleaner Production* 165, S. 334–345. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.124>.
- Wang, Shijie (2006): Cobalt – Its Recovery, Recycling, and Application. In: *JOM*, S. 47–50.
- Wang, Tao; Müller, Daniel B.; Graedel, T. E. (2007): Forging the Anthropogenic Iron Cycle. In: *Environmental Science & Technology* 41 (14), S. 5120–5129. <https://doi.org/10.1021/es062761t>.
- Webster, Ken (2017): The circular economy. A wealth of flows. Second edition. Cowes, Isle of Wight, United Kingdom: Ellen MacArthur Foundation Publishing.

- Weh, Alexander (2015): Effiziente Metallrückgewinnung aus Kehrrichtverbrennungssasche mittels Hochspannungsimpulsverfahren. In: K. J. Thomé-Kozmiensky (Hg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle. Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin: TK, 167–191.
- Weimann, Karin; Matyschik, Jan; Adam, Christian; Schulz, Tabea; Linß, Elske; Müller, Anette (2013): Optimierung des Rückbaus/Abbaus von Gebäuden zur Rückgewinnung und Aufbereitung von Baustoffen unter Schadstoffentfrachtung (insbes. Sulfat) des RC-Materials sowie ökobilanzieller Vergleich von Primär- und Sekundärrohstoffeinsatz inkl. Wiederverwertung.
- Weinberg, Alvin M. (1977): Of time and the energy wars. In: *Nature* 269, S. 638.
- Weinberg, Alvin M. (1978): Reflections on the Energy Wars. Premature commitments to thermodynamically efficient energy systems must not prevent us from considering costs in time, capital, and environmental effects. In: *American Scientist* 66 (2), S. 153–158.
- Welfens, Maria Jolanta; Nordmann, Julia; Seibt, Alexandra (2016): Drivers and barriers to return and recycling of mobile phones. Case studies of communication and collection campaigns. In: *Journal of Cleaner Production* 132, S. 108–121. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.11.082>.
- Wellmer, Friedrich-W.; Buchholz, Peter; Gutzmer, Jens; Hagelüken, Christian; Herzig, Peter; LITKE, Ralf; Thauer, Rudolf K. (2019): Raw materials for future energy supply. Cham: Springer. Online verfügbar unter <https://www.springer.com/>.
- Wellmer, Friedrich-W.; Dalheimer, Manfred (2012): The feedback control cycle as regulator of past and future mineral supply. In: *Mineralium Deposita* 47 (7), S. 713–729. <https://doi.org/10.1007/s00126-012-0437-0>.
- Werner, Tim T.; Ciacci, Luca; Mudd, Gavin Mark; Reck, Barbara K.; Northey, Stephen Alan (2018): Looking Down Under for a Circular Economy of Indium. In: *Environmental Science & Technology* 52 (4), S. 2055–2062. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05022>.
- Wernick, Iddo K.; Themelis, Nickolas J. (1998): Recycling metals for the environment. In: *Annual Review of Energy Environment* (23), S. 465–497, zuletzt geprüft am 19.01.2017.
- West, James (2011): Decreasing Metal Ore Grades. In: *Journal of Industrial Ecology* 15 (2), S. 165–168. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00334.x>.
- West, James (2020): Extractable global resources and the future availability of metal stocks: “Known Unknowns” for the foreseeable future. In: *Resources Policy* 65. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.101574>.
- Westerdahl, Jenny; Belhaj, Mohammed; Rydberg, Tomas; Munthe, John; Darbra, Rosa Mari; Agueda, Alba et al. (2012): Additives and Other Hazardous Compounds in Electronic Products and Their Waste. In: Bernd Bilitewski, Rosa Mari Darbra und Damià Barceló (Hg.): Global Risk-Based Management of Chemical Additives I. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg (18), S. 57–82.
- Westkämper, Engelbert; Warnecke, Hans-Jürgen (2010): Einführung in die Fertigungstechnik: Vieweg+Teubner Verlag.
- Weyhe, Reiner (2018a): Wie kommt man effizient an Kobalt aus Batterien.
- Weyhe, Reiner (Accurec Recycling) (2018b): Accurec Recherche, 26.10.2018. E-Mail an Philipp Schäfer.
- Widmer, Rolf; Du, Xiaoyue; Haag, Olaf; Restrepo, Eliette; Wäger, Patrick A. (2015): Scarce metals in conventional passenger vehicles and end-of-life vehicle shredder output. In:

- Environmental Science & Technology* 49 (7), S. 4591–4599. <https://doi.org/10.1021/es505415d>.
- Williams, Eric; Kahhat, Ramzy; Allenby, Braden; Kavazanjian, Edward; Kim, Junbeum; Xu, Ming (2008): Environmental, Social, and Economic Implications of Global Reuse and Recycling of Personal Computers. In: *Environmental Science & Technology* 42 (17), S. 6446–6454. <https://doi.org/10.1021/es702255z>.
- Wirtschaft Woche (2018): Zerlegung eines Rivalen. Online verfügbar unter <https://www.wiwo.de/my/technologie/mobilitaet/tesla-model-3-zerlegung-eines-rivalen/22625200.html>.
- Wirtschaftsvereinigung Metalle (2016): Die Statistik der Nichteisen-Metallindustrie.
- Woidasky, Jörg (2014): Steigflug oder Bruchlandung. Flugzeugrecycling aus abfallwirtschaftlicher Sicht. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): *Recycling und Rohstoffe*. Neuruppin: TK-Verl., S. 177–188.
- Woidasky, Jörg; Klink, Christian; Jeanvré, Sebastian (2017): Materials Stock of the Civilian Aircraft Fleet. In: *Recycling* 2 (4), S. 21. <https://doi.org/10.3390/recycling2040021>.
- Wollaston, W. H. (1809): On the Identity of Columbium and Tantalum. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 99 (0), S. 246–252. <https://doi.org/10.1098/rstl.1809.0017>.
- World Economic Forum (WEF) (2019): *Fostering Effective Energy Transition 2019 edition*.
- Worrell, Ernst; Reuter, Markus A. (2014): Definitions and Terminology. In: Ernst Worrell und Markus A. Reuter (Hg.): *Handbook of recycling. State-of-the-art for practitioners, analysts, and scientists*. Amsterdam: Elsevier, S. 9–16.
- Xiao, Y.; Oorsprong, M.; Yang, Y.; Voncken, J. H. L. (2008): Vitrification of bottom ash from a municipal solid waste incinerator. In: *Waste Management* 28 (6), S. 1020–1026. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.034>.
- Yamasue, Eiji; Matsubae, Kazuyo; Nakajima, Kenichi; Daigo, Ichiro; Nishihara, Keiichi (2016): Total Material Requirement of Scrap Steel from End-of-Life Vehicles. In: *ISIJ International* 56 (8), S. 1487–1496. <https://doi.org/10.2355/isijinternational.ISIJINT-2015-312>.
- Yellishetty, Mohan; Ranjith, P. G.; Tharumarajah, A.; Bhosale, Sheshanath (2009): Life cycle assessment in the minerals and metals sector: a critical review of selected issues and challenges. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 14 (3), S. 257–267. <https://doi.org/10.1007/s11367-009-0060-1>.
- Yoshiki-Gravelsins, Karen S.; Toguri, James, M.; Choo, Roland T. C. (1993): Metals Production, Energy, and the Environment, Part I: Energy Consumption. In: *JOM*, S. 15–20.
- Zaidner, Yossi; Grosman, Leore (2015): Middle Paleolithic sidescrapers were reshaped or recycled? A view from Neshar Ramla, Israel. In: *Quaternary International* 361, S. 178–187. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.11.037>.
- Zakotnik, Miha; Tudor, Catalina O.; Peiró, Laura Talens; Afunoy, Peter; Skomski, Ralph; Hatch, Gareth P. (2016): Analysis of energy usage in Nd–Fe–B magnet to magnet recycling. In: *Environmental Technology & Innovation* 5, S. 117–126. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2016.01.002>.
- Zeng, Xianlai; Li, Jinhui (2016): Measuring the recyclability of e-waste. An innovative method and its implications. In: *Journal of Cleaner Production* 131, S. 156–162. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.055>.

- Zeng, Xianlai; Li, Jinhui; Singh, Narendra (2014): Recycling of Spent Lithium-Ion Battery: A Critical Review. In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 44 (10), S. 1129–1165. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.763578>.
- Zhang, Pingwei; Yokoyama, Toshiro; Itabashi, Osamu; Wakui, Yoshito; Suzuki, Toshishige M.; Inoue, Katsutoshi (1998): Hydrometallurgical process for recovery of metal values from spent nickel-metal hydride secondary batteries. In: *Hydrometallurgy* 50 (1), S. 61–75. [https://doi.org/10.1016/S0304-386X\(98\)00046-2](https://doi.org/10.1016/S0304-386X(98)00046-2).
- Zielasek, Volkmar; Jürgens, Birte; Schulz, Christian; Biener, Jürgen; Biener, Monika M.; Hamza, Alex V.; Bäumer, Marcus (2006): Gold catalysts: nanoporous gold foams. In: *Angewandte Chemie* 45 (48), S. 8241–8244. <https://doi.org/10.1002/anie.200602484>.
- Zimmermann, Till (2015): Cycles of Critical Metals. Dissipative Losses and Potential Optimization.
- Zimmermann, Till; Göbbling-Reisemann, Stefan (2013): Critical materials and dissipative losses: a screening study. In: *The Science of the Total Environment* 461–462, S. 774–780. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.040>.
- Zink, Trevor; Geyer, Roland (2017): Circular Economy Rebound. In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (3), S. 593–602. <https://doi.org/10.1111/jiec.12545>.