



Netzwerk Lebenszyklusdaten

Arbeitskreis METALLISCHE ROHSTOFFE



Kupferzyklen Deutschland

Projektbericht

im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag
des Bundesministeriums für Bildung und Forschung

Universität Bremen

Bremen Karlsruhe - Oktober 2007

Hrsg.: Forschungszentrum Karlsruhe
Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse –
Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme



Forschungszentrum Karlsruhe
in der Helmholtz-Gemeinschaft

Vorwort

Der vorliegende Projektbericht wird herausgegeben vom Netzwerk Lebenszyklusdaten (www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de).

Das Netzwerk Lebenszyklusdaten ist die gemeinsame Informations- und Koordinationsplattform aller in die Bereitstellung und Nutzung von Lebenszyklusdaten in Deutschland involvierten Gruppen – von Wissenschaft und Wirtschaft über Politik und Behörden hin zu Verbraucherberatung und allgemeiner interessierter Öffentlichkeit. Ziel des Netzwerks Lebenszyklusdaten ist es, das umfangreiche Knowhow auf dem Gebiet der Lebenszyklusdaten innerhalb Deutschlands zusammenzuführen und als Basis zukünftiger wissenschaftlicher Weiterentwicklung und praktischer Arbeiten für Nutzer in allen Anwendungsgebieten von Lebenszyklusanalysen bereitzustellen.

Das Netzwerk Lebenszyklusdaten wird getragen vom Forschungszentrum Karlsruhe. Die vorliegende Studie wurde im Rahmen der Projektförderung (2004 – 2008) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) „Förderung der Wissenskooperation zum Aufbau und Umsetzung des deutschen Netzwerks Lebenszyklusdaten“ erstellt. Weitere im Rahmen dieser Projektförderung erstellte Studien sind erhältlich unter <http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/content/Projektberichte>.

Kontakt Netzwerk Lebenszyklusdaten:

E-Mail: info@netzwerk-lebenszyklusdaten.de

Anschrift: Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse,
Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme (ITAS-ZTS)
Postfach 3640
76021 Karlsruhe
www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de



Das Netzwerk Lebenszyklusdaten wird gefördert durch das
Bundesministerium für Bildung und Forschung



Kupferzyklen Deutschland

Eine Studie zu Lebenszyklusdaten für Kupferprodukte in Deutschland, mit Fokus auf Datenqualität, Allokationsverfahren und Recyclingflüssen.

Autoren:

Dr. Stefan Gößling-Reisemann
Universität Bremen

Prof. Dr. Arnim von Gleich
Universität Bremen

Prof. Dr. Matthias Ruth
Universität Bremen

Ronald Fischer
Universität Bremen

Dennis Stockmar
Universität Bremen

Kontakt:

Fachgebiet Technikgestaltung und Technologieentwicklung
Fachbereich Produktionstechnik
Universität Bremen
Badgasteiner Str. 1
28357 Bremen
www.tecdesign.uni-bremen.de

INHALT

Einleitung	4
Ziel der Studie	4
Ausgangslage: die Ökobilanz zu Kupferprodukten des Europäischen Kupferinstituts	5
Ziele, Reichweite, funktionelle Einheiten und berücksichtigte Prozesse	5
Datengrundlage	6
Allokationsregeln	8
Wirkungskategorien und Elementarflüsse	8
Berücksichtigung von Recycling	9
Überprüfung der Daten auf ihre Qualität und Konsistenz anhand eines Kriterienrasters	9
Einschränkungen	9
Vorgehensweise bei der Bewertung	10
Dokumentation	10
Qualitätskriterien	14
Aktualisierungszyklen	16
Zeitliche Randbedingungen	17
Räumliche Randbedingungen	17
Systemgrenzen	17
Allokationsregeln	19
Verfahrensanzahl (Technologischer Erfassungsbereich)	19
Prozessvollständigkeit	20
Elementarflussbreite	20
Aggregate (Mixbildung)	21
Fazit	22
Übertragbarkeit des Datensatzes auf deutsche Verhältnisse	22
Rohstoffe	23
Kupfererze	24
Kupferschrotte	24
Erzabbau, -aufbereitung und Import	25
Kupferproduktion	27
Schmelzprozess	28
Konverterprozess	29
Raffinationsprozess	29
Importe	30
Import-Mix/Herkunftsländer der importierten Kupferrohstoffe und -vorprodukte	31
Anteil der importierten Kupferrohstoffe und –vorprodukte am gesamten verarbeiteten Material	32
Importmix	32
Halbzeugproduktion	32

Technologie	33
Inputs	33
Reinschrott	34
Kupferkathoden	34
Ergänzende Prozesse und Vorketten	37
Transporte	37
Energiebereitstellung	37
Bereitstellung der Prozesschemikalien	37
Allokation	38
Zusammenfassende Bewertung der Übertragbarkeit	38
Allokationsregeln für Kuppelprodukte und vergesellschaftete Metalle	39
Methodische Ansätze	40
Nebenprodukte der Kupferproduktion und ihre Allokation	42
Diskussion	44
Allgemeine Methodik zum Umgang mit Recycling in Ökobilanzen	46
Berücksichtigung des Recyclings von Kupfermaterialien in Ökobilanzdaten	49
Allokationsverfahren für Kupferrecycling	51
Closed-Loop Ansatz	51
Open-Loop Ansatz	53
Vorschläge für die Anwendung auf Ökobilanzen von Kupferprodukten	54
Erste Näherung: Closed-Loop auf Basis fester Inputverhältnisse	56
Verfeinerung: Closed-Loop Ansatz mit produktspezifischen Inputverhältnissen	58
Weitere Verfeinerung: Closed-Loop Ansatz mit produktspezifischen Inputverhältnissen und Berücksichtigung der Schrottqualität	58
Integration der gesamtwirtschaftlichen Kupferflüsse in den Closed-Loop Ansatz	58
Open-Loop Ansatz	63
Resümee bezüglich der Berücksichtigung von Recycling	64
Anschluss an andere Arbeitskreise des Netzwerks Lebenszyklusdaten	65
Schnittstellen	65
Angebote des AK Metalls	65
Benötigter Input aus anderen AKs	66
Literatur	66

Einleitung

Ausgangspunkt für diese Studie sind die Lebenszyklusdaten für Kupferhalbzeuge des *European Copper Institute* (ECI), welche vom *Life Cycle Centre* (LCC, Leitung Dr. L. Tikana) am *Deutschen Kupferinstitut* (DKI) erstellt wurden (LCC 2006, im Folgenden kurz Kupfer-LCA oder LCA-Studie genannt). Die Daten und das zugehörige Modell beschreiben, in aggregierter Form, die mit der Produktion von Kupferkathoden und niedrig legierten Halbzeugen in Europa verbundenen Stoff- und Energieströme. Die außereuropäischen Vorketten für den Erzabbau und die Aufbereitung sind in Form von modellbasierten Abschätzungen enthalten. Einige Kuppelprodukte, insbesondere Edelmetalle, sind in diesen Modellen berücksichtigt, andere (z.B. Schwefelsäure) hingegen nicht. Das Modell beinhaltet sowohl die Primär- als auch die Sekundärproduktion, wobei die Sammlung und Bereitstellung der Sekundärrohstoffe nicht berücksichtigt wurde.

Ziel der Studie

Ziel dieser Studie ist es, diesen Datensatz und das zugehörige Modell auf verschiedene Fragestellungen hin zu untersuchen:

- 1) Die Daten sollen anhand des Kriterienkatalogs, der in der Pilotstudie des Net.LZD für Aluminium entwickelt wurde, eingeordnet werden. Diese Kriterien umfassen: Systemgrenzen, geographischer und zeitlicher Bezugsraum, Abschneidekriterien, Allokationsregeln, Repräsentativität, Datenqualität und erfasste Technologiestandards. Dabei geht es nicht um eine Beurteilung der Datenqualität als solcher, sondern vielmehr um eine erste Anwendung des o.g. Kriterienkatalogs und eine Beurteilung der Dokumentation der Daten in Hinsicht auf eine weitere Verwendung im Netzwerk Lebenszyklusdaten. Diese Einordnung liefert die Basis für die Beantwortung der folgenden Fragestellung.
- 2) In welchem Maße sind die Daten und das Modell auf die deutsche Situation übertragbar? Darunter fällt u.a. die Frage nach den dem Modell zugrundeliegenden Technologien, den Lieferländern für Erzkonzentrate (bzw. den Minentypen) und die Frage nach dem Verhältnis von Primär- und Sekundärproduktion. Es sollen die Modellteile und Teildatensätze ermittelt werden, bei denen Anpassungen und ggf. Nacherhebungen nötig sind.
- 3) In einem weiteren Schritt soll die Anknüpfung an die anderen Arbeitskreise (AKs) des Net.LZD geklärt werden. Hierfür müssen Schnittstellen benannt und definiert werden. Dazu gehört zum einen die Frage nach den Anforderungen, die sich aus den Kupferdaten und der Übertragung auf deutsche Verhältnisse an die anderen AKs ergeben („Was brauchen wir?“). Dies betrifft insbesondere den AK Energie, und den AK Transport und die Frage nach den aus den Daten abzuleitenden Angeboten an andere AKs („Was liefern wir?“). Hierfür kommen insbesondere in Betracht: AK Energie, AK Transport, AK Werkstoffe im Bauwesen.
- 4) Aus methodischer Sicht soll zusätzlich der Frage nachgegangen werden, inwieweit im vorliegenden Datensatz bereits Allokationen für die Vergesellschaftung von Metallen vorgesehen sind, bzw. wie diese eingeführt werden könnten. Dies kann ggf. zu anderen Anforderungen an die Detailtiefe der Daten für Bergbau, Aufbereitung und Metallurgie führen. In diesem Fall sollen die zusätzlichen Datenerhebungen definiert werden.

Zusätzlich zu den oben aufgeführten Zielen, sollen Vorüberlegungen zu einigen weiteren Fragen angestellt werden, die dann ggf. in weitere Projekte münden. Dies sind im Einzelnen:

- 5) Überlegungen zu einer adäquaten Form der Integration des Kupferrecyclings in diesen Datensatz. Wie sollte und könnte das Kupferrecycling in diese Lebenszyklusdaten integriert werden (Gutschriften? ‚closed loop‘ vs. ‚stock flow‘ Ansatz)?
- 6) Erarbeitung von Elementen eines Deutschen Kupfermodells (dabei auch Versuch einer Regionalisierung des Europäischen Kupfermodells von Graedel et al., siehe z.B. Graedel u.a. 2004). Wie entwickelt sich der Kupferstock in der Technosphäre als die wesentliche Kupferressource der Zukunft in quantitativer und qualitativer Hinsicht? Was muss getan werden, um diesen Stock zu erhalten und zu pflegen? Wo fallen die wesentlichen dissipativen Verluste an (Wasserpfad, Müllpfad, Landwirtschaft)? Wo geht Kupfer in welchen Mengen als Legierungselement in andere Metallströme ein, wo als ‚Störstoff‘ (tramp element)? Was kann / muss getan werden, um (unwiederbringliche) dissipative Verluste zu minimieren?
- 7) Ziel der Modellbildung ist (vermutlich weit über dieses Projekt hinaus) die Möglichkeit zur Darstellung / Variation bestimmter Dynamiken im Modell unter bestimmten Rahmenbedingungen (bzw. Abschätzung der Wirkungen von Maßnahmen).

Die Punkte 1 – 5 haben direkte Relevanz für das Netzwerk Lebenszyklusdaten und werden daher in diesem Bericht behandelt. Die Punkte 6 und 7 hingegen, werden in diesem Abschlussbericht nicht weiter thematisiert, sondern sind Teil eines eigenständigen Reports.

Ausgangslage: die Ökobilanz zu Kupferprodukten des Europäischen Kupferinstituts

In diesem Abschnitt soll die im Rahmen dieses Projektes untersuchte Ökobilanz „Life Cycle of Copper Products“ (LCC 2006) kurz skizziert werden. Der Fokus liegt dabei weniger auf den Ergebnissen, als vielmehr auf den Zielen, Systemgrenzen, Datenlage und andere für die Erstellung der Ökobilanz wichtigen Faktoren.

Ziele, Reichweite, funktionelle Einheiten und berücksichtigte Prozesse

Ziel der Ökobilanz ist die Bereitstellung von verlässlichen Informationen über die ökologische Leistung, der in der Studie betrachteten Kupferprodukte, für Kunden, Behörden, Nichtregierungsorganisationen (NGOs) und Berater (LCC 2006:11).

Untersuchungsraum ist die Europäische Union EU25 im Jahr 2000. Untersuchungsgegenstand sind Kupferprodukte des europäischen Marktes, im speziellen Kupferbleche, Kupferrohre und Kupferkabel (LCC 2006:11), siehe Tabelle 1.

Tabelle 1 Funktionelle Einheit der untersuchten Produkte, Quelle (LCC 2006:11)

Produkt	Funktionelle Einheit	Spezifikation
Blech	1 m ²	Dicke: 0,6 mm
Rohr	1 m	Durchmesser: 15 mm Dicke: 1 mm
Kabel	1 m	Querschnitt: 1 mm ²

Untersucht wurde die Produktion und Fabrikation von Kupferhalbzeugen und deren Vorketten. Die berücksichtigten Technologien und Prozesse decken den Zustand der EU25 zum Zeitpunkt 2000 ab. Im Modell enthalten sind folgende Prozesse:

- Erzabbau und Aufbereitung

- Kupferherstellung
 - Pyrometallurgische Route(80%)
 - Hydrometallurgische Route (20%)
- Halbzeugproduktion
- Recycling i.S.v. Nutzung von Kupferschrott
- Vorketten (Prozesschemikalien, Stromerzeugung, etc.)
- Kupferimporte aus Nicht-EU25 Ländern
 - Kupferkonzentrat
 - Blisterkupfer
 - Kathodenkupfer

Abbildung 1 zeigt die untersuchte Prozesskette schematisch.

Unberücksichtigt blieben:

- Produktnutzungsphase
- Transportprozesse innerhalb der EU25 (LCC 2006:21)
- Schrottsammelprozesse des Recyclings (LCC 2006:19)
- Prozesse des Gießens (LCC 2006:11)

Die detaillierte Berücksichtigung und Einschränkungen der einzelnen Verfahren und Unterverfahren sind der Kupfer-LCA (LCC 2006) selbst zu entnehmen. Eine Diskussion der Übertragbarkeit auf deutsche Verhältnisse befindet sich weiter unten.

Datengrundlage

Die verwendeten Daten, die der Erstellung der LCA zugrunde liegen, wurden laut (LCC 2006) zum größten Teil von der Industrie zur Verfügung gestellt und beziehen sich auf das Jahr 2000. Daten die nicht über die Industrie ermittelt werden konnten, wurden durch Literaturdaten ergänzt, die vom IME (RWTH Aachen) unter Berücksichtigung der DIN-ISO 14040-14043 für Life Cycle Assessment zusammengestellt wurden (LCC 2006:23). Referenzzeitraum für die Literaturdaten ist 1992 – 2001. Grundsätzlich lässt sich die Datengrundlage folgendermaßen gliedern:

- I. Daten für Minen und Erzaufbereitung
- II. Daten für die Produktion von Kupfer und Kupferhalbzeugen von der europäischen Kupferindustrie, insbesondere/ausschließlich der in Europa überwiegend angewendeten pyrometallurgischen Verfahren
- III. Daten über Kupferimporte

Für I. wurde auf bereits bestehende Studien des IME (RWTH Aachen, Prof. J. Krüger) (Bruch u.a. 1995) (siehe LCC 2006:14) zurückgegriffen, in denen ein Stoff- und Energieflussmodell für vier verschiedene Kupfermintentypen entwickelt wurde. Ergänzt wurde dieses Modell laut (LCC 2006) durch aktuelle Produktionsdaten sowie Daten der Erz- und Kupferkonzentratzusammensetzung des Jahres 2000. Für die einzelnen Abbauländer wurde dabei ein spezieller Mix entwickelt, welcher die durchschnittliche Erz- und Erzkonzentratzusammensetzung wiedergibt. Daraus wurde dann ein weltweiter Durchschnittswert entwickelt, der die importierten Kupfererze bzw. Kupfererzkonzentrate in die EU25 darstellt (LCC 2006:25).

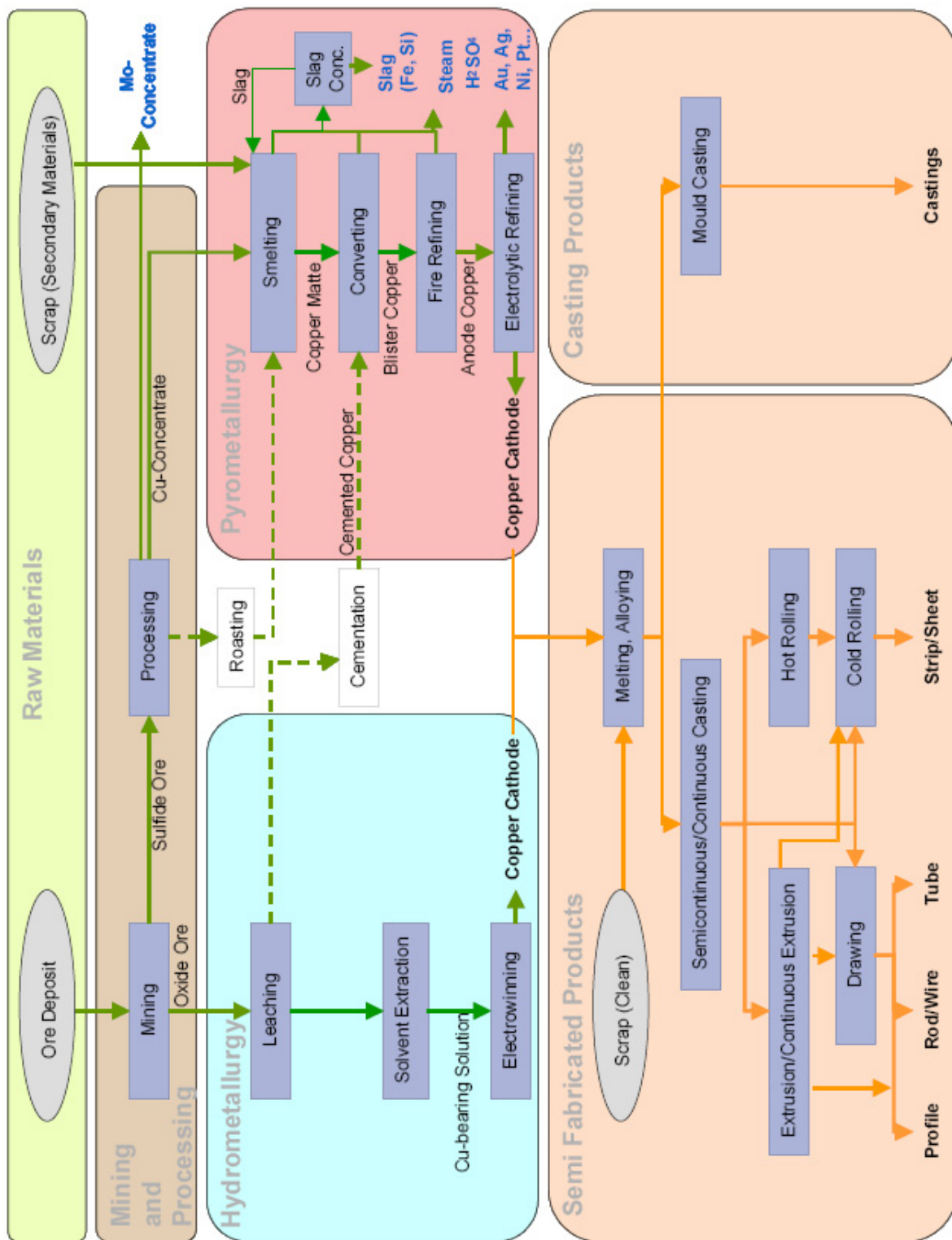


Abbildung 1 Schematische Darstellung der berücksichtigten Prozesse zur Kupferhalbzeugproduktion (LCC 2006:15)

Für II. wurden Daten aus der europäischen Kupferindustrie zusammengetragen. Dazu wurde ein Fragebogen erstellt, in dem die bedeutendsten europäischen Kupferproduzenten zu ihren

Stoff- und Energieflüssen des Jahres 2000 befragt wurden. Der pyrometallurgische Teil deckt dabei alle Kupferproduzenten in EU25 ab. Die Halbzeugproduktionsdaten basieren auf den Angaben von repräsentativen Herstellern, die als typisch für das jeweilige Land angesehen wurden.

Zu III. wurden auf der Basis von Handelsstatistiken des Jahres 2000 ermittelt (LCC 2006:14).

Die Entscheidungskriterien für die Einbeziehung von Daten in das Modell wurden in Zusammenarbeit mit den Industriepartnern entwickelt. Wesentliche Gesichtspunkte waren dabei die Größe des jeweiligen Flusses (Masse, Energie) und dessen Umweltbedeutung (LCC 2006:27). Die Qualitätskriterien für die Daten werden in Übereinstimmung mit der ISO Norm 14040 ff angegeben, genauere Angaben zu den Abschneidekriterien und der Datenqualität fehlen jedoch im veröffentlichten Teil dieser LCA-Studie. Weiteres dazu in der Diskussion anhand des Kriterienrasters weiter unten.

Allokationsregeln

Da bei der Kupferproduktion eine Reihe von Nebenprodukten anfallen, wie beispielsweise Gold und Silber, müssen Allokationsregeln definiert werden, um die verursachten Umweltwirkungen auf die verschiedenen Produkte zu verteilen. Der Auftraggeber der LCA-Studie, das Europäische Kupferinstitut, hat sich entschieden, die Umweltwirkungen, auf Basis der Marktpreise auf die bei der Kupferproduktion entstehenden Produkte, zu verteilen. Der Allokationsfaktor der Umweltwirkungen der auf Kupfer fällt, liegt dadurch bei etwa 70% für den Primärproduktionsszweig. Die Unabhängigkeit dieses Allokationsfaktors von Marktschwankungen wurde nachgewiesen. Andere Allokationsverfahren wurden nicht untersucht. Eine Diskussion dieses Ansatzes findet sich weiter unten.

Wirkungskategorien und Elementarflüsse

Entscheidenden Einfluss auf das Ergebnis einer LCA haben mitunter die identifizierten und festgelegten Wirkungskategorien, die von einem Produktsystem ausgehen und dementsprechend in die LCA einfließen.

In der Kupfer-LCA wurden die folgenden Wirkungskategorien identifiziert und in der Untersuchung berücksichtigt (LCC 2006:12):

- Primärenergieverbrauch
- Treibhauspotenzial (GWP)
- Versauerungspotenzial (AP)
- Eutrophierungspotenzial (EP)
- Ozonabbaupotenzial (ODP)
- Photochemisches Ozonbildungspotenzial (POCP)

Nicht berücksichtigte Wirkungskategorien:

- Landverbrauch
- Human und Ökotoxizität
- Lärm
- Geruch

Die Argumentation für die Berücksichtigung für oder gegen bestimmte Wirkungskategorien ist der LCA zu entnehmen (LCC 2006:11–13).

Aus den o.g. Wirkungskategorien ergeben sich naturgemäß auch die zu berücksichtigenden Elementarflüsse. Eine genaue Auflistung dieser Flüsse fehlt allerdings in (LCC 2006).

Berücksichtigung von Recycling

Die Berücksichtigung von Recyclingflüssen innerhalb der Kupfererzeugung geschieht durch einen closed-loop Ansatz, wobei ein festes Verhältnis von Primär- zu Sekundärproduktion angenommen wird. Neben dem Einsatz von Kupferschrotten in Primär- und Sekundärhütten, wird auch der Einsatz von Reinschrott in der Halbzeugfabrikation berücksichtigt. Dabei wird zwischen Blechen und Rohren auf der einen Seite (Einsatz von Reinschrott) und Kabeln auf der anderen Seite (kein Einsatz von Reinschrott) unterschieden. Das interne Recycling von Produktionsabfällen der Halbzeugproduktion wird ebenfalls mitberücksichtigt. Legierungen, Gussprodukte, sowie deren Recycling sind nicht Bestandteil der Studie. Ebenso werden Sammlung, Transport, Sortierung und Aufbereitung der Schrotte nicht betrachtet. Eine genauere Diskussion des Ansatzes zur Berücksichtigung von Recycling findet sich weiter unten.

Überprüfung der Daten auf ihre Qualität und Konsistenz anhand eines Kriterienrasters

In diesem Abschnitt sollen die in der Kupfer-LCA präsentierten Daten auf ihre Qualität und Konsistenz hin überprüft werden. Dabei können nicht die Basisdaten verwendet werden, da diese nicht öffentlich sind. Vielmehr werden die in der Veröffentlichung (LCC 2006) gegebenen Daten und insbesondere ihre Dokumentation betrachtet. Dazu wird ein Kriterienraster verwendet, welches vom Netzwerk Lebenszyklusdaten entwickelt wurde. Die Hauptprüfkriterien sind im Folgenden dargestellt:

- Dokumentation
- Qualitätskriterien
- Aktualisierungszyklen
- Zeitliche Rahmenbedingungen
- Räumliche Rahmenbedingungen
- Systemgrenzen
- Verfahrensanzahl (Technologischer Erfassungsbereich)
- Prozessvollständigkeit
- Elementarflussbreite
- Aggregate(Mixbildung)

Einschränkungen

Gegenstand dieser Untersuchung ist kein reiner Datensatz, sondern eine komplette Studie in Form einer LCA. Untersuchungsgegenstand ist der veröffentlichte Bericht der Kupfer-LCA, der streng nach den Regeln der ISO14040 – 14043 für LCA aufgebaut ist. Das Modell, auf der die Studie basiert, steht aus Geheimhaltungsgründen nicht zur detaillierten Einsicht zur Verfügung und kann daher nicht zur Beurteilung der Daten herangezogen werden.

In Absprache mit den Erstellern der Studie (DKI Life Cycle Center) konnte jedoch teilweise Einsicht in die Originaldaten genommen werden. So konnten zumindest stichpunktartig einige der unten gemachten Aussagen überprüft bzw. ergänzt werden.

Vorgehensweise bei der Bewertung

Zunächst wird streng anhand der Fragestellung des Kriterienkatalogs des Netzwerkes Lebenszyklusdaten eine Bewertung der einzelnen Hauptprüfkriterien vorgenommen. Da sich die, im Kriterienkatalog gestellten Fragen, nicht immer eindeutig beantworten lassen, wird eine Skala verwendet, die folgendermaßen aufgebaut und zu verstehen ist.

Die Skala hat fünf Ausprägungen:

1	2	3	4	5
---	---	---	---	---

Die Ausprägungen stehen für:

1. uneingeschränkt vorhanden bzw. uneingeschränkt mit „ja“ zu beantworten
2. tendenziell vorhanden (jedoch nicht vollständig) bzw. eingeschränkt mit „ja“ zu beantworten
3. teil-teils bzw. weder mit ja noch mit nein zu beantworten
4. tendenziell nicht vorhanden (höchstens vereinzelt vorhanden) bzw. eingeschränkt mit „nein“ zu beantworten
5. nicht vorhanden bzw. uneingeschränkt mit „nein“ zu beantworten

Anschließend wird verbal auf die wichtigsten Fragestellungen eingegangen, um die Bewertung zu erläutern.

Dokumentation

- Dokumentation vorhanden? Ja/Nein

			X	
--	--	--	---	--

- LCA-Studie ist in Digital- und Papierform erhältlich. Eine Dokumentation der Daten ist darin aber nur in aggregierter Form vorhanden.

- Dokumentation in einem definierten Format? Ja/Nein

			X	
--	--	--	---	--

-
- ISO konforme LCA-Studie in Fließtext. Daten sind darin nicht, bzw. nur aggregiert dokumentiert.

- Datensatzersteller identifizierbar? Ja/Nein

X				
---	--	--	--	--

- Name?

X				
---	--	--	--	--

- Dr. L. Tikana, Dr. H. Sievers, Dr. A. Klassert
- Organisation?

X				
---	--	--	--	--

- Deutsches Kupferinstitut (DKI), Life Cycle Centre
- Ort?

X				
---	--	--	--	--

- Düsseldorf
- Andere Informationen?

X				
---	--	--	--	--

- Quellenangaben vorhanden? Ja/Nein

	X			
--	---	--	--	--

- Art der Quelle definiert? Ja/Nein

X				
---	--	--	--	--

- Für Kathodenproduktion werden die großen europäischen Hersteller als Quelle für die Datenerhebung genannt. Die Halbzeughersteller hingegen werden nicht genannt. Daten für die Erzeugung basieren auf einem Modell des IME (RWTH Aachen)
- Autor benannt? Ja/Nein

	X			
--	---	--	--	--

- Die Firmen für die Datenerhebung sind teilweise bekannt, die Autoren im engeren Sinne nicht, außer für die Literaturquellen
- Titel der Quelle benannt? Ja/Nein

	X			
--	---	--	--	--

- Die Daten wurden mit Fragebögen erhoben, die im Bericht abgedruckt sind. Andere (Literatur)Quellen werden in vollem Umfang zitiert.
- Jahr der Veröffentlichung benannt? Ja/Nein

X				
---	--	--	--	--

- Andere Informationen?

X				
---	--	--	--	--

- Prozessbeschreibungen vorhanden? Ja/Nein

X				
---	--	--	--	--

- Prozessabbildungen vorhanden? Ja/Nein

	X			
--	---	--	--	--

- Funktionelle Einheit? Ja/Nein

X				
---	--	--	--	--

- Hauptinput/-outputflüsse benannt? Ja/Nein

	X			
--	----------	--	--	--

- Spezifizierung: Unit Process oder Prozesssystem? Ja/Nein

		X		
--	--	----------	--	--

- Es sind einige Unit Processes spezifiziert (z.B. die Erzeugung), ansonsten liegen die Daten hauptsächlich als Aggregat entsprechend der funktionellen Einheit vor. Eine weitere Spezifizierung ist aus Geheimhaltungsgründen nicht möglich.

- Informationen zu mathematischen Modellen vorhanden? Ja/Nein

			X	
--	--	--	----------	--

- Nach Aussage des LCC werden keine besonderen mathematischen Modelle benutzt.

- Formeln?

			X	
--	--	--	----------	--

- Variablen?

				X
--	--	--	--	----------

- Konstanten?

				X
--	--	--	--	----------

- Andere Angaben?

				X
--	--	--	--	----------

- Andere Informationen?

				X
--	--	--	--	----------

- Angaben zur Datenqualität vorhanden? Ja/Nein

- Siehe Qualitätskriterien

- Angaben zu Datenlücken vorhanden? Ja/Nein

		X		
--	--	----------	--	--

- Ausweisungen von Datenlücken? Ja/Nein

			X	
--	--	--	----------	--

- Abschätzung des Einflusses von Datenlücken? Ja/Nein

				X
--	--	--	--	----------

- Expertenmeinung?

				X
--	--	--	--	----------

- Vergleichsprozesse?

- | | | | | |
|--|--|--|--|---|
| | | | | X |
|--|--|--|--|---|

 - Andere Abschätzungsmethoden?

				X
--	--	--	--	---
- Angaben zum Review vorhanden? Ja/Nein

X				
---	--	--	--	--

 - Intern/Extern?
extern
 - Personen bekannt?

X				
---	--	--	--	--
 - Reviewbericht vorhanden?

X				
---	--	--	--	--

Eine reine Dokumentation oder als Dokumentation betitelter Abschnitt liegt nicht vor. Vielmehr dient der Bericht als Dokumentation bzw. enthält viele Aspekte einer Dokumentation. Der Bericht ist streng nach ISO 14040-14043 aufgebaut und enthält die entsprechend vorgeschriebenen Abschnitte und deren Inhalte:

- I. Goal and Scope Definition
- II. Life Cycle Inventory (LCI)
- III. Life Cycle Impact Assessment (LCIA)
- IV. Interpretation (hier: Conclusion)

Die Datensatzersteller sind identifizierbar nach Name und Organisation. Zusätzlich werden beteiligte Partnerorganisationen genannt, wie die RWTH Aachen, die bei der Auswahl und Bereitstellung der Literaturdaten unterstützte bzw. verantwortlich war oder die Industriepartner, die die Industriedaten für die Kathodenproduktion bereitstellten. Die Halbzeughersteller werden nicht genannt. Die Quellenangaben entsprechen dem wissenschaftlichen Standard. Prozessbeschreibungen sind vorhanden. Prozessabbildungen für das Prozesssystem und einige der Unit Processes sind ebenfalls vorhanden. Die Funktionellen Einheiten der untersuchten Produkte sind klar und deutlich in Tabelle 1 in (LCC 2006:11) beschrieben. Die Hauptinput/outputflüsse gehen aus dem Bericht hervor, zumal diese auch in tabellarischer Form für die wichtigsten Teilprozesse dargestellt sind.

Genauere Beschreibungen zu mathematischen Modellen aber auch zu allgemeinen Berechnungen, Schätzungen und Annahmen sind nicht immer aber teilweise vorhanden (vgl. (LCC 2006) S. 35 – 37 (*Calculations*) und S. 40 (*Calculations*)). Die Autoren begründen ihr Vorgehen für den Leser jedoch nachvollziehbar.

Bezüglich der Datenanforderungen an die Kupfer-LCA muss man zwischen den verschiedenen Prozessen des Produktsystems differenzieren, da diese sich im Hinblick auf ihre Datenlage unterscheiden. So wurden für die Kupferfertigung innerhalb der EU25 Daten von der Industrie zur Verfügung gestellt und verarbeitet, während die Daten für die Minenproduktion und Erzaufbereitung auf Basis des vom IME (RWTH Aachen) erstellten Minenmodells basieren. Die Datenqualität wird in einem eigenen Unterkapitel „*Data Quality Requirements*“ im

Abschnitt Life Cycle Inventory betrachtet. Darin wird die Datenqualität der Kupfer-LCA von den Autoren jedoch nicht direkt bewertet.

Zu Datenlücken gibt es keine genaueren Beschreibungen. Es wird zwar erwähnt, dass Datenlücken, vorhanden sind, jedoch werden diese weder genau ausgewiesen, noch wird eine Abschätzung des Einflusses dieser Datenlücken vorgenommen. Vorhandene Datenlücken werden laut Bericht durch Literaturdaten, die durch die RWTH Aachen unter Beachtung der ISO 14040 - 14043 bereitgestellt wurden (LCC 2006:23) oder durch Annahmen oder Hypothesen geschlossen (LCC 2006:54, „*As literature usually does not match the requirements several assumption are made in order to close data gaps. Assumed data is described in the calculation files of the single plants within the data base.*“). Letztlich ist für den Leser schwer nachvollziehbar, worin genau diese Datenlücken bestehen, welchen Einfluss sie haben und wie gut es den Autoren gelang, diese zu schließen, da diesbezüglich genauere Angaben fehlen.

Zum Review finden sich detaillierte Angaben in (LCC 2006:13). Des Weiteren ist der Review-Report im Anhang beigefügt.

Qualitätskriterien

- Angaben zur Genauigkeit von Daten vorhanden? Ja/Nein

<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
--------------------------	--------------------------	--------------------------	-------------------------------------	--------------------------

- Angaben der Datenherkunft vorhanden? Ja/Nein

<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
--------------------------	-------------------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------

- Primär/Sekundärdaten ausgewiesen? Ja/Nein

<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
--------------------------	--------------------------	--------------------------	-------------------------------------	--------------------------

- Angaben zur Datenerhebung vorhanden? Ja/Nein

<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
--------------------------	-------------------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------

- Angaben zur Datenunsicherheit vorhanden? Ja/Nein

<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
--------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------	-------------------------------------

- Systematische Fehler ausgewiesen? Ja/Nein

<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
--------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------	-------------------------------------

- Fehlende Flüsse?

<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
--------------------------	-------------------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------

- Fehlende Prozesse?

<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
--------------------------	-------------------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------

- Andere systematische Fehler?

<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
--------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------	-------------------------------------

- Stochastische Fehler ausgewiesen? Ja/Nein

<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
--------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------	-------------------------------------

- Angaben zu Schwankungsbreiten vorhanden? Ja/Nein

<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
--------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------	-------------------------------------

- Varianz angegeben?

<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
--------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------	-------------------------------------

- Min/Max-Werte angegeben?
- Angaben zu Wahrscheinlichkeitsverteilungen vorhanden? Ja/Nein
- Parameter ausgewiesen?
- Angaben zur Vollständigkeit von Daten vorhanden? Ja/Nein
- Separate Ausweisung von Primärquellen?
- Prozentuale Angabe?
- Angabe zur Konsistenz der Methodik vorhanden? Ja/Nein
- Angaben zur Nachvollziehbarkeit vorhanden? Ja/Nein

Es wird mehrfach betont, dass die Erhebung der verwendeten Daten streng nach ISO 14040 – 43 vorgenommen wurde. Die Kupfer-LCA enthält ein Unterkapitel mit dem Titel *Data Quality Requirements* (LCC 2006:27). In diesem werden dem Leser eine Reihe von Definitionen der, nach Kriterienkatalog zu prüfenden, Qualitätskriterien (*Precision, Completeness, Representativeness, Consistency, Reproducibility*) vorgestellt. Da es jedoch keine weiteren Angaben oder Bewertungen bezüglich dieser Qualitätskriterien gibt, lassen sich daraus keine Aussagen über die Qualität der zu Grunde liegenden Daten treffen. In seinem *Critical Review Report* hat Dr. Pere Fullana i Palmer diesen Umstand kritisiert, woraufhin die Autoren der Studie darauf verweisen, dass genauere Angaben zu den Qualitätskriterien in einer internen, nicht veröffentlichten Studie, enthalten sind (LCC 2006, Review Report S. 68).

Einige, jedoch nicht vollständige, Angaben zu den Qualitätskriterien können der Studie an anderen Stellen entnommen werden. Auf S. 14 der LCA werden grobe Angaben zur Herkunft und Erhebung der verwendeten Daten gemacht. Anhand der dort vorgenommenen Gliederung nach Prozessen und Datenlage, sollen im Folgenden die Angaben zur Datenqualität untersucht werden.

- Erzabbau und –aufbereitung, Datenbasis: (Bruch u.a. 1995), Industriedaten und Anpassung durch das LCC
- Europäische (EU25) Kupferproduktion und Kupferhalbzeugproduktion, Datenbasis: von der europäischen Kupferindustrie bereitgestellte Daten.
- In die EU25 importiertes Kupfer aus Kupferproduktion außerhalb der EU25.

Mining und **Processing** basieren auf (Bruch u.a. 1995), aktualisiert durch Daten für das Referenzjahr 2000. Die Daten aus (Bruch u.a. 1995) sind laut Autoren der Kupfer-LCA zu 80% den Minen selbst entnommen, der übrige Anteil wurde aus Literaturdaten erhoben oder geschätzt (vgl. LCC 2006:54). Zur Herkunft der Daten, die zur Aktualisierung herangezogen wurden, werden keine Angaben gemacht. (Bruch u.a. 1995) enthält ein Modell nach dem Kupferminen in vier Kategorien auf Basis von Kupferanteil des Erzes und Übertage- bzw. Untertagebau unterschieden werden. Auf S.32 in (LCC 2006) wird dieses schematisch dargestellt, jedoch geht daraus nicht hervor, welche Stoff- und Energieflüsse den einzelnen Kategorien zugeordnet wurden. Die (Haupt)Input- und Outputflüsse sind dort zwar benannt, aber nicht quantifiziert.

Die Daten für die **europäische Kupfer- und Kupferhalbzeugproduktion** wurden von der Kupferindustrie bereitgestellt. 95% der europäischen Kupferproduktion werden laut (LCC 2006:25) durch diese Daten repräsentiert. Fehlende Daten wurden durch Literaturdaten ergänzt, so dass laut Autoren 97% der Stoffflüsse durch die LCA abgedeckt werden (vgl. LCC 2006:25). Die Erhebung der Daten der Kupferproduktion wurde mittels einer Befragung, durch Fragebogenmethode, der sechs bedeutendsten Kupferproduzenten (LCC 2006:25) innerhalb der EU25 durchgeführt (LCC 2006:23) (nach eigenen Schätzungen: ca. 85 - 90% der europäischen Kupferproduktion). Der verwendete Fragebogen ist in (LCC 2006:26) dargestellt. Angaben bezüglich der Datenerhebung durch die Industriepartner werden nicht gegeben. Die Anforderungen an die von der Industrie bereitgestellten Daten werden auf S. 62 (LCC 2006) kurz erläutert, ohne diese eindeutig zu bewerten. Die Input- und Outputflüsse werden tabellarisch dargestellt (LCC 2006:37).

Die Daten für die europäische Halbzeugproduktion wurden von den bedeutendsten Halbzeugproduzenten entnommen, unter der Annahme, diese seien repräsentativ für alle Europäischen Fabrikanten (vgl. LCC 2006:28). Um welche Fabrikanten es sich handelt und Angaben bezüglich ihrer Repräsentativität an der Gesamtproduktion werden nicht genannt. Die Input- und Outputflüsse können Table 7 (LCC 2006:43) entnommen werden.

Für die **Kupferimporte** wurden Importdaten verwendet (LCC 2006:14). Für importierte hydrometallurgisch hergestellte Kupferkathoden wurden laut (LCC 2006:40) Daten von sieben Produzenten herangezogen, deren Anteil an der hydrometallurgischen Weltkupferproduktion 48% ausmacht. Es finden sich auch einige Angaben zu den berücksichtigten und unberücksichtigten Technologien (LCC 2006:38–40).

Abschließend ist anzumerken, dass eine Bewertung der Datenqualität durch die Autoren nicht veröffentlicht wurde. Wie gezeigt, unterscheidet sich die Datenqualität zwischen den einzelnen Prozessen auf Grund der unterschiedlichen Datenbasis. Dem Bericht der Kupfer-LCA sind Angaben bezüglich einzelner Kriterien der Datenqualität zu entnehmen, diese sind für die einzelnen Prozesse unterschiedlich genau bzw. ausführlich. Es ist dem Leser kaum möglich, sich ein umfassendes Urteil über die Datenqualität des untersuchten Produktsystems zu bilden.

Aktualisierungszyklen

- Angaben von Aktualisierungszyklen vorhanden? Ja/Nein

<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
-------------------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------

- Angabe eines Gültigkeitszeitraums von/für Daten vorhanden? Ja/Nein

<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
--------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------	-------------------------------------

- Angaben zur Realisierung von Erhebungszyklen vorhanden? Ja/Nein

<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
--------------------------	--------------------------	--------------------------	-------------------------------------	--------------------------

Genauere Angaben zu Aktualisierungszyklen werden nicht gemacht, es wird lediglich aus dem Bericht ersichtlich, dass eine zukünftige Aktualisierung und Überarbeitung der LCA angedacht ist. Zur Zeit läuft allerdings bereits die Vorbereitung für den nächsten Aktualisierungszyklus.

Zeitliche Randbedingungen

- Angabe der zeitlichen Randbedingungen vorhanden? Ja/Nein

X				
---	--	--	--	--

Die zeitlichen Randbedingungen gehen eindeutig aus dem Bericht hervor. Das Referenzjahr der LCA ist das Jahr 2000. Auch für einen Großteil der verwendeten Daten wurden Angaben zum zeitlichen Bezug gemacht.

Räumliche Randbedingungen

- Angabe der räumlichen Randbedingungen vorhanden? Ja/Nein

X				
---	--	--	--	--

Die räumlichen Randbedingungen können aus dem Bericht nachvollzogen werden. Alle Prozesse wurden zunächst auf nationaler Ebene modelliert unter Berücksichtigung der jeweiligen Rahmenbedingungen. Für die länderspezifischen Energiemixe wurden dazu z.B. die Module der GaBi Datenbank herangezogen (LCC 2006:22). Für die in die EU25 importierten Kupferprodukte (z.B. Kupfererze, Kupferkathoden) wurde auf Basis von Ländermixin, die die länderspezifischen Gegebenheiten berücksichtigen, ein Durchschnitt gebildet, der dem EU-Import entspricht (LCC 2006:25,35). Eine Unterscheidung des Imports zwischen den einzelnen EU-Mitgliedsstaaten wird nicht vorgenommen. Ähnlich verhält es sich mit den verwendeten Kupferkathoden. Hier wird aus den in Europa produzierten und den importierten Kupferkathoden ein gesamteuropäischer Kupferkathodenmix modelliert, der dann von den europäischen Halbzeugproduzenten verarbeitet wird.

Systemgrenzen

- Angaben zu Systemgrenzen vorhanden? Ja/Nein

X				
---	--	--	--	--

- Spezifikation von Abschneidekriterien vorhanden? Ja/Nein

	X			
--	---	--	--	--

Nach Masse, Energie und Umweltrelevanz

- Separate Ausweisung der „abgeschnittenen“ Module/Prozesse? Ja/Nein

			X	
--	--	--	---	--

- Angaben zu Allokationen vorhanden? Ja/Nein

X				
---	--	--	--	--

- Ausweisung von benutzten Berechnungsformeln?

				X
--	--	--	--	---

- Die Berechnungsformel lässt sich implizit aus der Tabelle mit den Allokationsfaktoren entnehmen.

- Ausweisung der Allokationsverfahren? Ja/Nein

X				
---	--	--	--	--

- Allokation nach Marktwert

- Ausweisung von Recycling-Kreisläufen? Ja/Nein

	X			
--	---	--	--	--

- Ausweisung von Sekundär/Primäranteilen? Ja/Nein

		X		
--	--	---	--	--

- Ausweisung von Systemerweiterungen? Ja/Nein

		X		
--	--	---	--	--

Im Abschnitt *der Goal and Scope Definition* findet sich, wie bei Ökobilanzen nach DIN ISO 14040 – 14043 gefordert, eine Beschreibung der Systemgrenzen. Diese werden in einem Unterabschnitt „System Boundaries“ (LCC 2006:13) definiert und erläutert. Dieser Abschnitt enthält Angaben

- zum Referenzjahr (Jahr 2000)
- zum Bezugsraum (EU25)
- zur untersuchten Prozesskette
- zu den verwendeten Rohstoffen
- zur Berücksichtigung von Vorketten
- zur Grundlage der Definition der Systemgrenzen.

Referenzjahr und räumlicher Bezugsraum, also die zeitlichen und räumlichen Grenzen, sind in diesem Abschnitt hinreichend genau beschrieben. Ebenso sind die verwendeten Rohstoffe eindeutig benannt und können diesem Abschnitt entnommen werden. Die untersuchte Prozesskette wird grob skizziert und dem Abschnitt ist zu entnehmen, über welche Prozessschritte sie sich erstreckt. Innerhalb der *Goal and Scope Definition* wird die Prozesskette in einem eigenen Unterkapitel „*Process Chain and Model Structure*“ (LCC 2006:14) detailliert beschrieben und anhand einer schematischen Darstellung (LCC 2006:15) veranschaulicht.

Zu den Vorketten findet sich im Unterabschnitt „System Boundaries“ folgende Aussage: “In this compilation of input and output data, the impacts from the production of process chemicals, power generation, etc. are also included.” (LCC 2006:13). Kritisch betrachtet ist diese Aussage etwas ungenau und die Systemgrenzen sollten bezüglich der Vorketten präzisiert werden. Bei der Beschreibung der Unit Processes wird teilweise die Art der Berücksichtigung bzw. Nichtberücksichtigung von Prozessschritten und Vorketten erläutert.

Für die Input- und Outputdaten, die für das Modell berücksichtigt werden, wurden Abschneidekriterien definiert (LCC 2006:27). Diese Abschneidekriterien basieren auf Masse, Energie und Umweltrelevanz. Das Abschneidekriterium für Masse und Energie ist ein bestimmter Prozentsatz eines Inputs oder Outputs am modellierten Gesamtsystem und bei der Umweltre-

levanz ein bestimmter Prozentsatz bezüglich der geschätzten Größe der einzelnen Wirkungskategorien am Gesamtsystem. Über die Größe dieser Prozentsätze gibt es keine Angaben.

Allokationsregeln

Die Allokationsregeln werden in der *Goal and Scope Definition* in einem eigenen Unterkapitel (*Allocations* LCC 2006:17–18) behandelt. Dort wird genau aufgeführt, welche Nebenprodukte anfallen, über welche Prozesse der Prozesskette sie berücksichtigt werden und welche Allokationsmethode gewählt wurde. Zunächst wird ein Allokationsfaktor für die pyrometallurgische Kathodenproduktion und deren Vorkette auf Basis der Marktwerte berechnet. Dieser Allokationsfaktor beträgt 0,7 für Kupfer und 0,3 für die berücksichtigten Nebenprodukte, Gold, Silber, Nickel und Molybdän. Molybdän wird bei der Erzaufbereitung als Konzentrat gewonnen und somit nur für die Prozesse Abbau und Verarbeitung verrechnet. Die Nebenprodukte Gold, Silber und Nickel werden bei der Kathodenproduktion gewonnen und so die Inputs und Outputs vom Erzabbau (Mining) bis hin zur Kathodenproduktion mit diesen verrechnet. Tabelle 2 (LCC 2006:17) gibt eine Übersicht über die Nebenprodukte und deren Allokationsfaktoren, aus dieser kann auch die Berechnung nachvollzogen werden.

Nicht eindeutig dem Bericht zu entnehmen ist, auf welche Prozesse der Kathodenproduktion der Allokationsfaktor angewendet wird. So heißt es an einer Stelle: *“The calculated allocation factor of 0.3 for all by-products only refers to the part of cathodes that is related to primary copper production originating from the pyrometallurgical process route“*. Aus Figure 4 (LCC 2006:18) ist wiederum zu entnehmen, dass der Allokationsfaktor von 30% (für die Nebenprodukte) auch für die Sekundärkupferproduktion gilt. Ansonsten finden sich keine weiteren Angaben bezüglich der Sekundärkupferproduktion.

Nicht berücksichtigte oder anderweitig berücksichtigte Nebenprodukte werden aufgeführt und das Vorgehen teilweise begründet. So bleibt Dampf, auf Grund der fehlenden wissenschaftlich anerkannten Methodik, unberücksichtigt. Schwefelsäure wird in Form einer Gutschrift verrechnet, eine Begründung für diese Vorgehensweise wird allerdings nicht gegeben. Des Weiteren nicht in die Allokation einbezogen wurden die hydrometallurgische Kathodenkupferproduktion unter der Annahme, dass bei dieser keine Nebenprodukte anfallen, sowie der Reinschrott *“(not related to valuable by-products)”*(LCC 2006:18). Die Angaben bezüglich des (Gesamt)Allokationsfaktors der untersuchten Halbzeuge und funktionellen Einheiten sind eher ungenau. So heißt es im Bericht lediglich, dass der Allokationsfaktor der Halbwerkzeuge für die Nebenprodukte weniger als 30% betrage (vgl. LCC 2006:18).

Erwähnt sei an dieser Stelle noch, dass die Wahl der Allokationsmethode erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse für Kupferprodukte mit sich bringt. So werden die anfallenden Stoff- und Energieflüsse vom Erzabbau bis zur Kathodenproduktion, die einen großen Anteil an der Entstehung der Umweltwirkungen haben, zu etwa 70% den Kupferprodukten zugeordnet, wenn anhand der Marktpreise alloziiert wird. Würde man die Berechnung auf Basis des Gewichts durchführen, müsste man den Kupferprodukten mehr als 98% der Stoff- und Energieflüsse vom Erzabbau bis zur Kathodenproduktion anrechnen. Dieser Faktor würde sich wiederum deutlich (nach unten) ändern, wenn auch die Schwefelsäure als Nebenprodukt behandelt würde, da diese massenmäßig einen sehr hohen Beitrag zum Gesamtoutput liefert. Eine Diskussion der Sensitivität bezüglich der Wahl der Allokation fehlt. Die Sensitivität gegenüber eine Änderung der Marktpreise ist hingegen als zu vernachlässigend nachgewiesen worden.

Verfahrensanzahl (Technologischer Erfassungsbereich)

- Angaben zur Verfahrensanzahl vorhanden? Ja/Nein

<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
-------------------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------

- Separate Ausweisung der erfassten Verfahren? Ja/Nein

		X		
--	--	---	--	--

- Verbale Beschreibung der möglichen Verfahren. Diese bilden Stand der Technik ab.

- Angabe der technologischen Repräsentativität? Ja/Nein

				X
--	--	--	--	---

Im Abschnitt Data Quality Requirements wird folgende Aussage bezüglich des technologischen Erfassungsbereichs gemacht: „*Technology coverage: All major technologies, relevant to the European LCI, are included for mining, pyrometallurgy and fabrication. Hydrometallurgy is considered in the worldwide data collection. Further descriptors, which define the nature of the data, such as that collected from specific sites, versus data from published sources, and whether the data was measured, calculated or estimated, are also considered.*“ (LCC 2006:28).

Genauere Angaben zur Verfahrenszahl oder eine separate Ausweisung der erfassten Verfahren sind für die meisten Teilprozesse nicht vorhanden. Es gibt zwar an einigen Stellen, besonders für die pyrometallurgische Kupferherstellung, detaillierte Beschreibungen der gängigsten Verfahren (LCC 2006:33–34), jedoch wird dabei nicht immer klar, ob und vor allem in welcher Zusammensetzung die unterschiedlichen Verfahren in das Modell eingeflossen sind. Eindeutig wird es nur bei Teilprozessen, bei denen lediglich ein Verfahren angenommen wurde und dies auch im Bericht der LCA beschrieben wird. Auch zur technologischen Repräsentativität werden keine genauen Angaben gemacht. Da die Daten aber auf Angaben aus der Industrie beruhen, kann man Repräsentativität voraussetzen.

Prozessvollständigkeit

- Angaben zur Prozessvollständigkeit vorhanden? Ja/Nein

	X			
--	---	--	--	--

- Beurteilung der Prozessvollständigkeit vorhanden? Ja/Nein

			X	
--	--	--	---	--

- Verbal argumentativ

Zur Prozessvollständigkeit äußern sich die Autoren folgendermaßen: „All important processes with respect to the EU production are included in the model.“ (LCC 2006:23). Genauere Angaben oder Angaben zur Beurteilung der Prozessvollständigkeit werden nicht gemacht.

Elementarflussbreite

- Angaben zur Elementarflussbreite vorhanden? Ja/Nein

			X	
--	--	--	---	--

- Beurteilung der Elementarflussbreite vorhanden? Ja/Nein

				X
--	--	--	--	---

- Begrenzung der Elementarflussbreite? Ja/Nein

		X		
--	--	---	--	--

- Angabe zu verwendeten Begrenzungsmethoden vorhanden? Ja/Nein

-
- Anwendung von Abschneidekriterien? Ja/Nein
- Basieren auf Masse, Energie und Umweltrelevanz
- Orientierung an Wirkabschätzungsmethoden? Ja/Nein
- Orientierung an CML 2001
- Nutzung von Minimal-Listen? Ja/Nein

In der Kupfer-LCA gibt es keine Angaben oder Beurteilungen bezüglich der Elementarflussbreite oder der Begrenzung und den Begrenzungsmethoden der Elementarflüsse. Es finden sich lediglich Angaben zu einzelnen Elementarflüssen und diese werden nicht explizit als solche bezeichnet, darunter eine Reihe von Elementarflüssen, die aus bestimmten Gründen, die erläutert werden, nicht berücksichtigt wurden, wie z.B. Metallemissionen in Luft, Wasser und Boden (LCC 2006:24). Innerhalb der *Goal and Scope Definition* wird die Definition der Wirkungskategorien (LCC 2006:11–13) vorgenommen und erläutert. Aus dieser lassen sich Rückschlüsse bezüglich der in der ökologischen Bewertung berücksichtigten bzw. unberücksichtigten Elementarflüsse ziehen. Abschneidekriterium der Elementarflüsse bildet vor allem die Umweltrelevanz (LCC 2006:27). Wie diese bestimmt wird, bleibt allerdings unklar. Die Wirkungsabschätzung wurde durch die Software GaBi4 berechnet auf Basis der Wirkungsabschätzungsmethode CML (2001) (LCC 2006:16).

Aggregate (Mixbildung)

- Angaben zu Aggregierungen vorhanden? Ja/Nein
- Angabe der Aggregierungsform vorhanden? Ja/Nein
- Teilweise Horizontale Aggregierung (EU Mix für Technologie, Erzkonzentrate)
- Teilweise Vertikale Aggregierung (Erzabbau und –aufbereitung und Metallurgie sind jeweils ein Aggregat)
- Angabe der Aggregierungsansätze vorhanden? Ja/Nein
- Aggregierungen sind sowohl technologiebedingt als auch marktbedingt
- Beurteilung des Aggregationsniveaus vorhanden? Ja/Nein
- Verbal argumentative Angabe der Aggregierung. Bei Erzabbau und –aufbereitung auch teilweise Angaben des mathematischen Modells.

Die dieser Studie vorliegenden Daten sind bereits auf die jeweiligen funktionellen Einheiten aggregiert. Dies hat vornehmlich Geheimhaltungsgründe. Die zu Grunde liegenden Daten lassen sich daher nicht im Einzelnen auf ihre Aggregation hin überprüfen. Es werden jedoch in der Kupfer-LCA einige Aggregierungen ersichtlich, die im Zuge der Modellierung erstellt wurden. Dies sind der EU Kathodenmix, die Halbzeugproduktion, die Kathodenimporte und die Erzkonzentratimporte. Für den EU Kathodenmix sollten disaggregierte Daten vorliegen, da diese direkt aus den Erhebungen abzuleiten sind. Für die Halbzeugproduktion gilt dies nicht, da nicht alle Halbzeugfabrikanten in die Untersuchung eingeschlossen wurden. Hier ist mit einer Aggregation nach Technologien in den Grunddaten zu rechnen. Die Kathodenimporte sind vermutlich nach Importländern aggregiert, was auf entsprechende Aggregation der Importdaten zurückzuführen ist. Die Erzkonzentratimporte sind nach Minentypen aggregiert, da deren Bilanzflüsse auf Basis eines Modells abgeleitet wurden. Hier könnte man theoretisch auf Minenebene herunter disaggregieren, wenn die Liefermengen bekannt sind. Dies ist aber im Lichte der geplanten Bereitstellung von Sachbilanzdaten der Minenbetreiber nicht mehr angebracht. Die zu erwartenden Daten der Minen würden dann vermutlich auf Ebene der Bergbauunternehmen aggregiert sein.

Fazit

Die Beurteilung der Qualität der Datendokumentation der Kupfer-LCA fällt sehr unausgewogen aus. Teilweise sind die Kriterien optimal erfüllt, teilweise scheinen die beschriebenen Daten, bzw. ihre Dokumentation nicht den Kriterien zu genügen, teilweise ist eine Beurteilung nicht möglich, da der detaillierte Einblick in die Originaldaten fehlt. Insbesondere bei der Beschreibung der Datenunsicherheit, der Repräsentativität, der Aggregationsniveaus, der Auswahl der Elementarflüsse und der Sensitivität gegenüber Allokationsverfahren und anderen Parametern (z.B. Sekundärquote) liegen nur wenig Aussagen vor. Eine genaue Klärung kann aber nur durch Zugang zu den Originaldaten herbeigeführt werden. Es besteht die Vermutung, dass die Datenqualität deutlich besser ist, als die Beurteilung auf Basis der vorliegenden Veröffentlichung erscheinen lässt.

Übertragbarkeit des Datensatzes auf deutsche Verhältnisse

Um die Übertragbarkeit des Datensatzes untersuchen zu können, muss festgestellt werden in welchen Punkten sich die Erzeugung von Kupferprodukten in der Europäischen Union 25 von der in Deutschland unterscheidet bzw. gleicht. Die Goal and Scope Definition ist, um die Übertragbarkeit zu prüfen, mit Ausnahme des Bezugsraumes entsprechend identisch zu wählen. Damit beziehen sich alle dargestellten Daten für Produkte und Prozesse, soweit nicht anders beschrieben, auf das Jahr 2000. Es ist davon auszugehen, dass die (LCC 2006) zu Grunde liegende Prozesskette (siehe Abbildung 1), auch für die in Deutschland hergestellten Kupferprodukte gültig ist, da diese in dieser Form in Literatur (vgl. Biswas & Davenport 1994) und Praxis dem Stand der Technik entspricht. anhand dieser Prozesskette soll nun untersucht werden, in welcher Form Unterschiede oder Gemeinsamkeiten auftreten, die eine Übertragbarkeit rechtfertigen oder ausschließen. Untersucht werden also die enthaltenen Prozessschritte:

- Rohstoffe
 - Sulfidische Erze
 - Oxidische Erze
 - Kupferschrott
- Erzabbau und Aufbereitung
- Kupferproduktion

- Pyrometallurgische Verfahren
- Hydrometallurgische Verfahren
- Kupferhalbzeugproduktion

und die nicht in Abbildung 1 enthaltenen Prozessschritte:

- Importe von Kupferrohstoffen nach Deutschland
- Transport
- Vorketten
 - Energiebereitstellung
 - Betriebs- und Hilfsstoffe

An dieser Stelle sei erwähnt, dass der der Kupfer-LCA zugrunde liegende Datensatz nicht zur Verfügung steht. Genutzt werden konnten lediglich die aufbereiteten, und damit aggregierten, Daten der Ergebnispräsentation. Für eine genaue Betrachtung der Übertragbarkeit müssten allerdings die Originaldaten zugänglich sein, insbesondere um zu klären, wo noch Nacherhebungen nötig sind. Da der Zugang zu den notwendigen Daten jedoch nicht ohne weiteres möglich ist, konnten viele Bereiche nur ansatzweise untersucht werden. Das Ziel dieser Studie ist somit, erste Ansatzpunkte zu liefern, die eine Aussage bezüglich der Übertragbarkeit der Kupfer-LCA (LCC 2006) auf deutsche Verhältnisse erlauben. Dazu werden Ansätze entwickelt, die Vergleiche ermöglichen, ohne dass die tatsächlichen Stoff- und Energieflüsse bekannt sind.

Rohstoffe

Wie bereits erwähnt setzen sich die Rohstoffe für Kupferprodukte aus folgenden Rohstoffen zusammen: zum einen Kupfererze, die nochmals unterteilt werden können in sulfidische und oxidische Erze, und Kupferschrotte, die in (LCC 2006) unterteilt werden in Altschrott (*old scrap*) und Reinschrott (*clean scrap*).

- Kupfererze
 - sulfidische Kupfererze
 - oxidische Kupfererze
- Kupferschrotte
 - Altschrott
 - Reinschrott

Altschrott bezeichnet dabei Schrott, der am Ende der Nutzungsphase anfällt, wie beispielsweise Kabel und Elektronikschrott. Im Folgenden wird dieser auch Sekundärschrott genannt. Reinschrott bezeichnet Schrott, der direkt in der Halbzeugproduktion eingesetzt werden kann. Dieser kann sowohl aus Altschrott stammen (z.B. aus der Kabelzerlegung), als auch aus Neuschrott. Neuschrott bezeichnet kupferhaltige Produktionsabfälle, die nicht im selben Betrieb wieder verarbeitet werden, sondern in die Primär- oder Halbzeugproduktion fließen. In (LCC 2006) ist nicht eindeutig festzustellen, woher der Reinschrott stammt. Die Abbildungen 5 und 6 darin suggerieren jedoch, dass er hauptsächlich aus der Altschrottfraktion stammt. Dies wird im Abschnitt über die Berücksichtigung von Recycling diskutiert.

Je nach Rohstoff werden verschiedene Verfahren der Weiterverarbeitung angewendet, was zu entsprechend unterschiedlichen Stoff- und Energieflüssen führt. Von daher beeinflusst der

verwendete Rohstoffmix das Ergebnis der Ökobilanz. Zu untersuchen wäre also, ob sich der Rohstoffmix der EU25 von dem Deutschlands unterscheidet.

Kupfererze

Sowohl in Europa als auch in Deutschland werden überwiegend sulfidische Erze (oder genauer Konzentrate) durch pyrometallurgische Verfahren der Kupferproduktion verarbeitet. Für diesen Rohstoff gilt also eine hinreichende Kongruenz zwischen den europäischen und den deutschen Bedingungen. Allerdings unterscheiden sich die Vorketten der Erzgewinnung (und damit ihre Umweltwirkungen) aufgrund der unterschiedlichen Lieferländer zum Teil erheblich. Mehr dazu weiter unten.

Kupferschrotte

Reinschrott

Reinschrott wird überwiegend bei der Halbzeugproduktion eingesetzt. Aus der Kupfer-LCA (LCC 2006:20–21) geht hervor, dass für die Produktion von Kupferblechen und Kupferrohren 50% des eingesetzten Kupfers aus Reinschrott besteht, der zusammen mit den Kupferkathoden eingeschmolzen wird. Bei der Kupferkabelproduktion hingegen wird auf Grund der produktspezifischen Anforderungen auf den Einsatz von Schrott verzichtet. Will man Vergleiche zwischen Deutschland und der EU25 hinsichtlich des Einsatzes von Kupferschrott bei der Halbzeugproduktion ziehen, sollte man zwischen den verschiedenen Kupferprodukten differenzieren und ermitteln wie viel Reinschrott in die verschiedenen Halbzeugprodukte einfließt. Da diese Daten jedoch für Deutschland derzeit nicht vorliegen, kann ein genauerer Vergleich hier nicht vorgenommen werden.

Altschrott

Altschrott wird bei der Kupferproduktion (Kupferkathoden) eingesetzt. Man unterscheidet bei der Kupferproduktion zwischen Primärkupfer (Primärproduktion) auf Basis von Kupfererzen und Sekundärkupfer auf Basis von Kupferschrotten. Um das Verhältnis von Kupfererz zu Kupferschrott an der Kupferproduktion zwischen der EU25¹ und Deutschland vergleichen zu können, wird im folgenden ein Vergleich bezüglich des Verhältnisses von Primär- zu Sekundärproduktion vorgenommen.

Bei der Datenrecherche fiel auf, dass unterschiedliche Datenquellen stark abweichende Ergebnisse lieferten. So geht aus (ICSG 2003) hervor, dass für Deutschland, bei einer jährlichen Produktion von 709000 t raffiniertem Kupfer in 2000, der Anteil der Sekundärproduktion bei 464700 t (~65,5%) liegt, während (WVM 2001) bei der gleichen Jahresproduktion für 2000 den Anteil der Sekundärproduktion in Deutschland mit 399000t(~56%) angibt. Laut Kupfer-LCA macht die Primärproduktion 73% und die Sekundärproduktion 27% der EU25 Kupferproduktion aus (vgl. LCC 2006:42, Fig. 14). Der Unterschied im Vergleich zwischen Deutschland und der EU25 würde demnach beim Anteil der Sekundärproduktion mindestens einen Faktor 2 ausmachen. Anhand des ICSG Copper Bulletins des Jahres 2003 (ICSG 2003) wurde eine eigene Berechnung vorgenommen. Die Abbildung 2ff zeigen die Ergebnisse für das Jahr 2000 bzw. für den Jahresdurchschnitt von 1997 bis 2003 für raffiniertes Kupfer. Da in (ICSG 2003) die Daten für Skandinavien auch die norwegische Kupferproduktion enthalten, sind diese mit in die EU25-Daten eingeflossen. Da die norwegische Kupferproduktion im Vergleich zu der der EU25 gering ist, wird dieser Fehler als unerheblich eingeschätzt.

¹ EU25: Belgien/Luxemburg, Zypern, Österreich, Frankreich, Deutschland, Italien, Polen, Skandinavien [Finnland, Norwegen (nicht EU-Mitglied), Schweden], Slowakei, Spanien, UK.

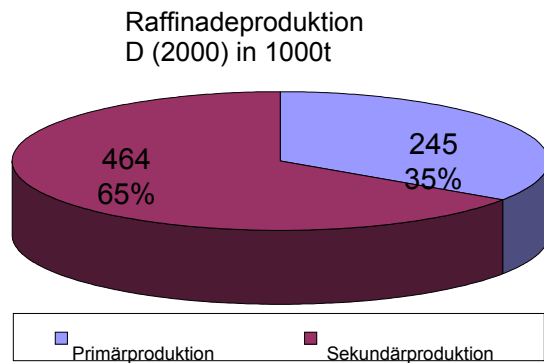


Abbildung 2: Datenquelle: (ICSG 2003)

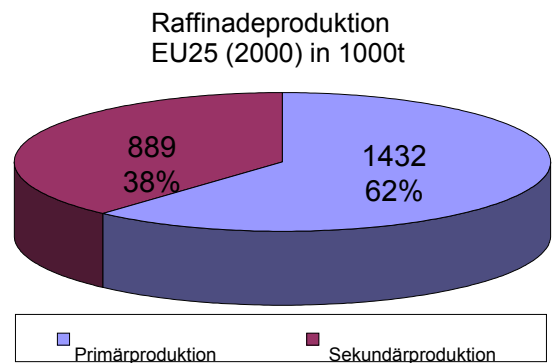


Abbildung 4: Datenquelle: (ICSG 2003)

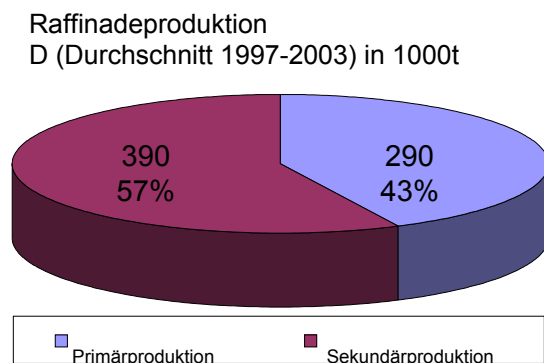


Abbildung 3: Datenquelle: (ICSG 2003), eigene Berechnung

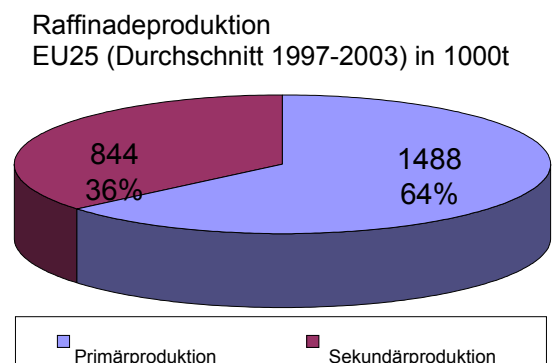


Abbildung 5: Datenquelle: (ICSG 2003), eigene Berechnung

Der Vergleich der Verhältnisse von Sekundärproduktion zu Primärproduktion zwischen Deutschland und der EU25 zeigt deutliche Unterschiede besonders für das Jahr 2000 (Deutschland: 65% Sekundärproduktion, EU25: 38% Sekundärproduktion). Im Jahresdurchschnitt der Jahre 1997 – 2003 ist dieser Unterschied zwar nicht so erheblich wie für das Jahr 2000, mit 21% jedoch noch immer signifikant. Einen Großteil der Unterschiede lässt sich vermutlich durch die Berücksichtigung Polens, mit einem großen Anteil an Primärproduktion, in den EU25 Daten erklären. Da durch die Sekundärproduktion die Umweltwirkungen des Erzabbaus und der Erzaufbereitung vermieden werden, könnte der höhere Anteil der Sekundärproduktion in Deutschland zu einem von der EU25 abweichendem Ergebnis der Ökobilanz führen. Ältere Abschätzungen (Bruch u.a. 1995) zeigen, dass die Umweltwirkungen der Sekundärproduktion (inkl. Vorketten) größenordnungsmäßig nur etwa 50% der Primärproduktion (mit Vorketten) betragen. Eine genaue Bestimmung der Sekundäranteile ist also von hoher Relevanz für eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf deutsche Verhältnisse.

Der Trend deutet jedoch auch für Deutschland auf ein rückgängigen Anteil der Sekundärproduktion hin. Die Ursachen hierfür liegen in einer verstärkten Nachfrage und damit einhergehenden Preissteigerungen von Kupferschrotten z.B. durch die stark wachsenden Schwellenländer China und Indien (Frondel 2007).

Erzabbau, -aufbereitung und Import

In diesem Abschnitt soll die Übertragbarkeit der Kupfer-LCA auf deutsche Verhältnisse im Prozessschritt des Erzabbaus und der Erzaufbereitung geprüft werden. Da sich die Datenlage in diesem Bereich als relativ schwierig darstellt, wurde von den Autoren der Kupfer-LCA auf ein vom IME (RWTH Aachen) erstelltes Modell (Bruch u.a. 1995) zur Bilanzierung der Stoff-

und Energieflüsse von Kupferminen zurückgegriffen. In diesem Modell werden vier Minenkategorien auf der Basis des Kupfergehaltes im Erz und der Abbauart (Untertagebau/Tagebau) gebildet. Für diese Minenkategorien hat das IME Stoff- und Energieflüsse ermittelt, die von den Autoren der Kupfer-LCA mit Daten für das Jahr 2000 aktualisiert wurden. Die Kategorien sind wie folgt definiert:

- A: niedriger Kupfergehalt im Erz ($< 2\%$ Cu), Untertagebau
- B: hoher Kupfergehalt im Erz ($> 2\%$ Cu), Untertagebau
- C: niedriger Kupfergehalt im Erz ($< 1,15\%$ Cu), Übertagebau
- D: hoher Kupfergehalt im Erz ($> 1,15\%$ CU), Übertagebau

Zum jetzigen Zeitpunkt gibt es bedauerlicherweise keine genaueren Daten zu Stoff- und Energieflüssen in den Minen. Einige Minenbetreiber arbeiten zwar derzeit an einer gemeinsamen LCA-Datenbasis (Dr. L. Tikana 2007), doch steht diese vermutlich erst in 2008 zur Verfügung. Insofern kann zu diesem Zeitpunkt die Frage nach der Übertragbarkeit der Daten zur Minensituation auf deutsche Verhältnisse nur auf das o.g. Modell gestützt werden. Damit ist also letztlich zu prüfen, ob die in Deutschland verbrauchten Kupferkonzentrate im gleichen Verhältnis den Minenkategorien zugeordnet werden können wie die der EU25.

Da Deutschland zurzeit über keine aktiven Kupferminen verfügt, wird das gesamte Kupferkonzentrat importiert. In der EU25 ist die Lage ähnlich. Lediglich in Polen ($454,1 \cdot 10^3$ t Cu), Spanien ($23,3 \cdot 10^3$ t Cu), Portugal ($76,3 \cdot 10^3$ t Cu) und Skandinavien (FIN, SWE, NOR) ($89,4 \cdot 10^3$ t Cu) wird Kupfer abgebaut (ICSG 2003). Aus (LCC 2006:30) kann man die Herkunftsländer der in die EU25 importierten Kupferrohstoffe entnehmen. Aus (LCC 2006:31) geht hervor, in welchem Verhältnis die Minenkategorien in den Herkunftsländern vorliegen. In wie fern diese Daten vollständig sind, geht aus (LCC 2006) nicht hervor. Weitere Quellen bezüglich der Minenkategorien konnten nicht ermittelt werden. Um die Minenkategorien der polnischen Minen zu bestimmen, kann ebenfalls (LCC 2006:31) herangezogen werden. Die Produktionsmenge der polnischen Minen wurde aus (ICSG 2003) entnommen. Für die übrigen Minen der EU25 (Spanien, Portugal und Skandinavien) liegen keine Daten vor. Deren Anteil an der verarbeiteten Gesamtmenge beträgt etwa 15%. Im Folgenden wird versucht aus diesen Daten ein Verhältnis der Minenkategorien abzuleiten. Um die Förderminen der in Deutschland verarbeiteten Kupferkonzentrate zu kategorisieren, wurden vom Deutschen Kupfer Institut durch Daten bereitgestellt (Dr. H. Sievers 2007), aus denen dann im Rahmen der Studienarbeit die Minenkategorien der Förderminen für das nach Deutschland importierte Kupferkonzentrat gebildet wurden. Diese Daten enthielten unter anderem Informationen bezüglich des Cu-Anteils im Erz sowie der Minenart, also Untertagebau bzw. Tagebau. Die Ergebnisse sind in Abbildung 6 und Abbildung 7 dargestellt

Minenkategorien EU25
 Minen importiertes Cu-Konz. und EU25

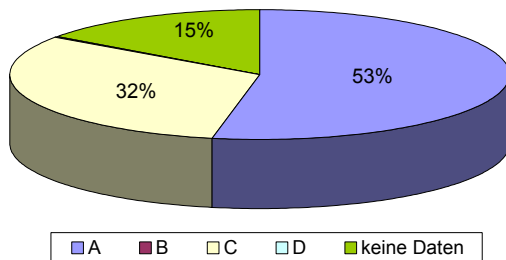


Abbildung 6: Minentypen nach (Bruch u.a. 1995) (angepasst vom LCC), Datenquelle: (ICSG 2003) und (LCC 2006)

Minenkategorien D

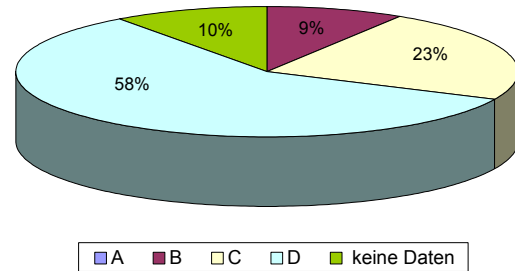


Abbildung 7: Minentypen nach (Bruch u.a. 1995) (angepasst vom LCC), Datenquelle: (Dr. H. Sievers 2007)

Abbildung 6 stellt die Ergebnisse dar, die in (LCC 2006) veröffentlicht sind. Es zeigen sich deutliche Unterschiede bei der Verteilung der Minenkategorien zwischen der EU25 und Deutschland (Abbildung 7). Während bei der EU25 die Minenkategorie A mit 53% einen bedeutenden Anteil hat, ist scheinbar keine der Förderminen der nach Deutschland importierten Kupferrohstoffe der Kategorie A zuzuordnen. Für Deutschland ist stattdessen besonders Minenkategorie D von Bedeutung, die für die EU25 gar keinen Anteil ausmacht. Die genauen Gründe für diese Unterschiede lassen sich ohne einen Einblick in die Originaldaten zu (LCC 2006) nicht analysieren. Auch die vom DKI zur Verfügung gestellten Daten zur Bestimmung der Minenkategorien für nach Deutschland importiertes Kupferkonzentrat sind vermutlich nicht ausreichend, um die Situation vollständig darzustellen, da zwar die Lieferländer, nicht aber die Lieferminen bekannt sind. Insofern sind die hier gemachten Aussagen mit einer recht großen Unsicherheit behaftet. Aufgrund der dennoch sehr deutlichen Unterschiede in der Verteilung der Minentypen, und den ebenfalls deutlichen Unterschieden in den daraus resultierenden Umweltwirkungen (siehe Bruch u.a. 1995), lässt sich somit die Notwendigkeit für eine genaue Beschreibung der Lieferminen ableiten. Dieses Problem lässt sich nicht ad-hoc lösen. Eine Zusammenarbeit mit den Importeuren (z.B. über das DKI als Mittler) und die Minenbetreiber ist hier unabdingbar.

Kupferproduktion

Um eine Übertragbarkeit der Kupfer-LCA bezüglich der Kupferproduktion auf Deutschland zu untersuchen, müsste man die anfallenden Stoff- und Energieströme bei der Kupferproduktion pro Funktionelle Einheit zwischen Deutschland und der EU25 miteinander vergleichen. Diese Daten liegen jedoch nicht vor. Daher soll ein Vergleich der, bei der Kupferproduktion verwendeten Verfahren, vorgenommen werden, unter der Annahme, dass sich bei ähnlichem bzw. unterschiedlichem Technologiemitx auch die Stoff- und Energieströme ähneln bzw. unterscheiden könnten. Es ist auf Grund der Datenlage schwer abzuschätzen, wie aussagekräftig ein solcher Vergleich ist und ob die Annahme zutrifft, einen Zusammenhang zwischen Technologiemitx und aufgewendeter Stoff- und Energieströme herzustellen. Aber es könnte sich daraus ein erster Anhaltspunkt ergeben, ob ein genauerer Vergleich bezüglich der Kupferproduktion zwischen Deutschland und der EU25 vorgenommen werden sollte.

Nach Vorbild der Kupfer-LCA soll die Kupferproduktion dabei in die Prozessschritte Schmelzprozess, Konverterprozess und Raffinationsprozess unterteilt werden. Im Bericht der Kupfer-LCA werden eine Reihe von Verfahren zur Kupferproduktion vorgestellt. Leider geht aus diesem jedoch nicht hervor welcher Technologiemitx dem Modell zu Grunde liegt. Lediglich für den Konverterprozess ist der Pierce-Smith-Konverter als einziges Verfahren eindeutig benannt: „For the subsequent converter process the conventional Pierce Smith converter is

taken for all countries considering the particular standard.“(LCC 2006:36). Daher lässt sich die Kupfer-LCA nicht als Datenquelle heranziehen, um die technologischen Verfahren zu vergleichen. Die Beschreibung des Technologiemies muss also auf Basis von anderen Datenquellen erfolgen (s.u.). Eine Schwierigkeit ergibt sich dabei daraus, dass einige Verfahren, zwei oder mehrere Prozessschritte verbinden, was einen Vergleich der Verfahren erschwert.

Schmelzprozess

Mit Hilfe von (ICSG 2002) soll eine Abschätzung der während des Schmelzprozesses verwendeten Verfahren vorgenommen werden. Schwierigkeiten, die die Genauigkeit des Vergleichs beeinträchtigen, ergeben sich daraus, dass zum einen die vorliegenden Daten nur Produktions**kapazitäten** und nicht die tatsächliche Produktions**menge** darstellen. Zum anderen werden für einige wenige Kupferproduzenten, die mehrere Verfahren verwenden, diese zusammengefasst dargestellt, so dass man nur schätzen kann, wie viel Kapazität welchem Verfahren zuzuordnen ist. Des Weiteren werden die Verfahren nicht nach Primär- und Sekundärproduktion unterschieden, so dass diese nicht gesondert miteinander verglichen werden können. Die Datenqualität ist daher kritisch zu betrachten und könnte durchaus Fehler aufweisen. Für genauere Aussagen bedarf es weiterer detaillierter Erhebungen. Abbildung 8 zeigt den Vergleich der Technologiekapazitäten zwischen Deutschland und der EU25 nach (ICSG 2002) für den Schmelzprozess. Deutliche Unterschiede lassen sich nicht erkennen, bei einzelnen Verfahren treten dennoch signifikante Unterschiede auf. Da Deutschland einer der größten Kupferproduzenten Europas ist, ist der gesamteuropäische Technologiemies stark durch den deutschen Technologiemies geprägt. Die größten Unterschiede ergeben sich beim Verfahren Contimelt, das laut (ICSG 2002) innerhalb Europas nur vom größten deutschen aber zugleich auch europäischen Kupferproduzenten der Norddeutschen Affinerie angewendet wird. Dieses macht im EU25-Vergleich etwa 8% und im deutschen Vergleich etwa 26% an der Gesamtkapazität aus. Das Contimelt-Verfahren wird sowohl zur Primär- als auch zur Sekundärproduktion eingesetzt, bzw. verbindet beides miteinander. Es lässt sich jedoch zumindest für die Primärproduktion nur schwer dem Schmelzprozess allein zuordnen, da es als Produkt Kupferanoden herstellt und somit ebenfalls den Prozess der Anodenraffination und den Konverterprozess beinhaltet, bzw. überflüssig macht. Da es jedoch in (ICSG 2002) unter den Schmelzprozessen geführt wird, soll es auch an dieser Stelle dort eingeordnet werden. Das Outokumpuerverfahren ist das bedeutendste Verfahren, sowohl auf deutscher (35% an Gesamtkapazität) als auch auf EU25-Ebene (42% an Gesamtkapazität). Weitere bedeutende Verfahren sind Blast Furnace (EU25 etwa 25%, Deutschland etwa 19%) und der Reverberatory Furnace (EU25 etwa 7%, Deutschland etwa 19%).

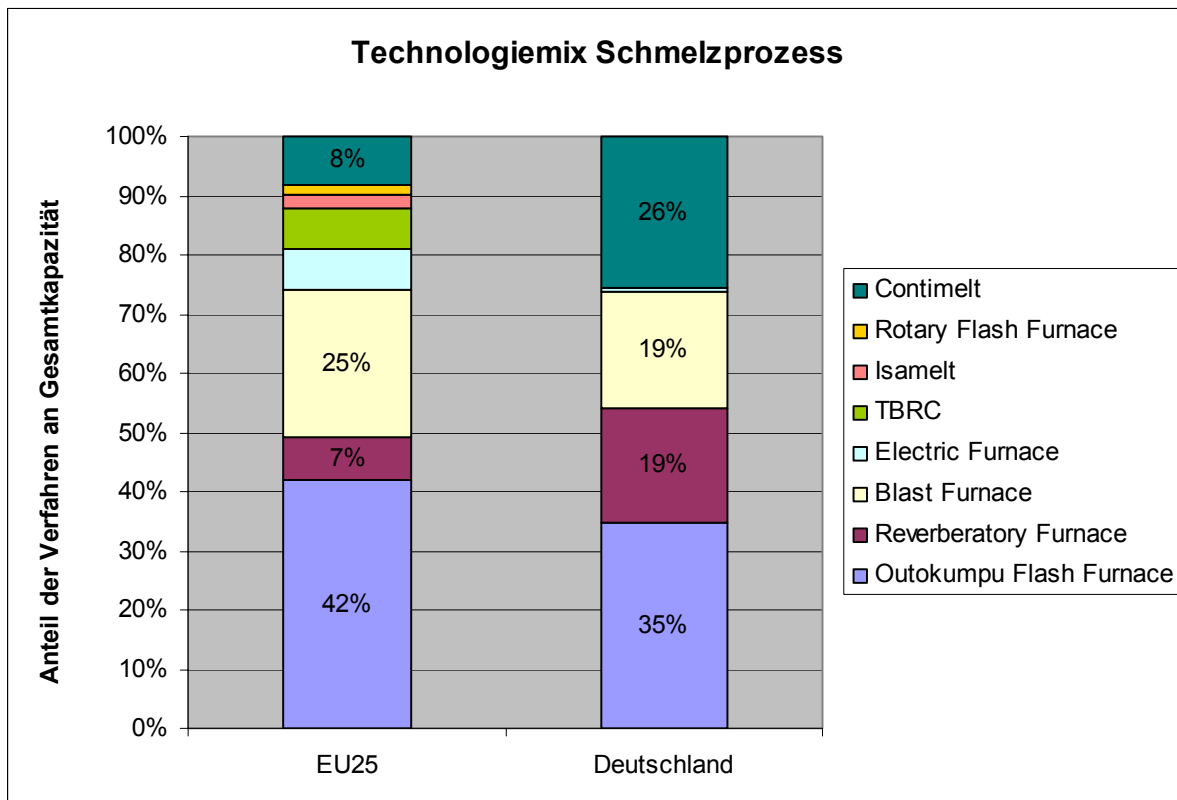


Abbildung 8: Vergleich der Technologiekapazitäten zwischen Deutschland und der EU25 für den Schmelzprozess. Quelle (ICSG 2002) mit eigenen Schätzungen.

Konverterprozess

Bezüglich des Konverterprozesses liegen keine Daten vor, jedoch ist nach Aussage der Autoren der Kupfer-LCA (LCC 2006) als auch nach (Biswas & Davenport 1994) der *Pierce Smith Converter* die gängigste und am häufigsten eingesetzte Technologie, so dass in diesem Prozessschritt keine bedeutenden Unterschiede zu erwarten sind. Jedoch werden immer häufiger Verfahren angewendet, die den Konverterprozess als selbstständigen Prozess überflüssig machen, da sie mehrere Prozessschritte von der Schmelze bis zur Anodenraffination miteinander verbinden.

Raffinationsprozess

Der Raffinationsprozess lässt sich zwischen Anodenraffination und Elektroraffination unterscheiden. Zu den angewendeten Technologien bei der Anodenraffination liegen keine Daten vor, so dass an dieser Stelle kein Vergleich vorgenommen werden kann. Es ist jedoch zu vermuten, dass hier vorzugsweise Trommelöfen (*Rotary Anode Furnace*) zum Einsatz kommen (vgl. 4, S. 305). Bezüglich der Elektroraffination konnten Daten aus (Davenport u.a. 1999) entnommen werden. Diese beziehen sich zwar auf das Jahr 1999, es wird jedoch davon ausgegangen, dass es keine deutlichen Unterschiede zum Jahr 2000 gibt. Grundsätzlich kommen in Europa die konventionelle Elektrolyse (Starterbleche aus Kupfer) und die ISA Elektrolyse (Starterbleche aus Edelstahl) zum Einsatz. Auch hier muss, auf Grund mangelnder Alternativen, anhand der Produktionskapazität und nicht auf Basis der tatsächlich produzierten Produkte, ein Vergleich der angewandten Technologien vorgenommen werden, wodurch die Fehlerwahrscheinlichkeit steigt. Abbildung 9 zeigt den Vergleich der verwendeten Verfahren zwischen Deutschland und der EU25.

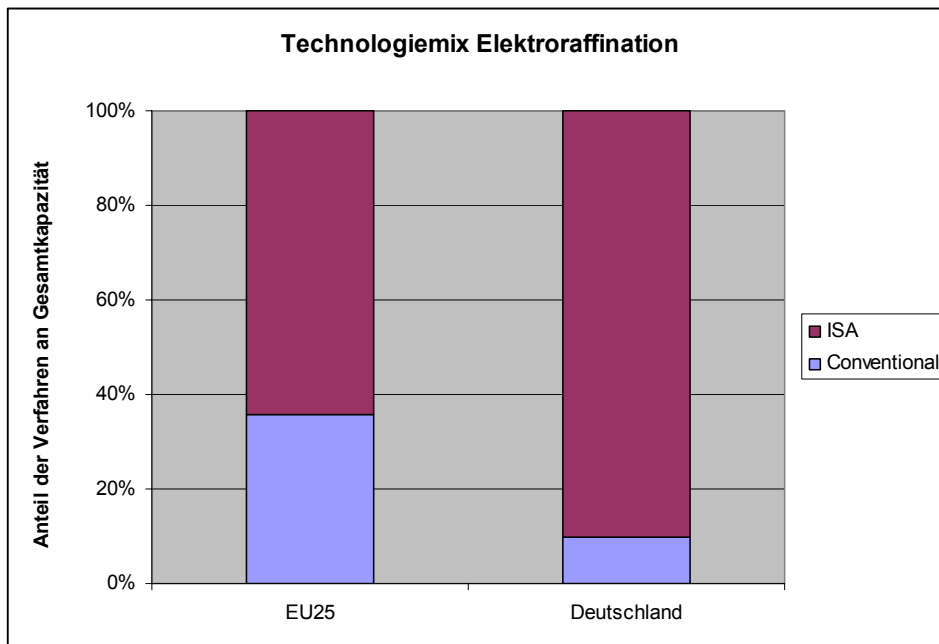


Abbildung 9: Vergleich der Elektrorefinationsverfahren. Quelle: (Davenport u.a. 1999)

Sowohl in der EU25 als auch in Deutschland wird überwiegend das ISA-Verfahren zur Elektrorefination eingesetzt. Zwar besteht ein signifikanter Unterschied (in Deutschland hat das ISA Verfahren einen Anteil von etwa 90%, in der EU25 lediglich 64%), es lässt sich aber vermuten, dass dies nur einen geringen Einfluss auf die Umweltwirkungen des Gesamtprozesses hat, da der spezifische Energieverbrauch der beiden Verfahren nah beieinander liegt (vgl. Davenport u.a. 1999, Tabelle II und folgende). Größere Unterschiede können sich hingegen innerhalb eines Technologietyps aus der unterschiedlichen Effizienz der Anlage ergeben (Kriechströme, Dendritenwachstum, etc.).

Importe

Neben den Importen von Kupferkonzentrat (s.o.) müssen auch importierte Kupferrohstoffe bzw. Vorprodukte ökologisch bewertet werden. Daher sind diese Importe auch in den Vergleich mit einzubeziehen, um die Übertragbarkeit der Kupfer-LCA auf Deutschland zu prüfen. Zu überprüfen wäre, welche Stoff- und Energieflüsse und damit verbundenen Umweltwirkungen mit den importierten Kupferrohstoffen und Vorprodukte verbunden sind. Dazu wäre zu ermitteln:

- Wie hoch ist der Anteil der importierten Kupferrohstoffe (Blisterkupfer, Kupferkathoden), am verarbeiteten Material in Deutschland bzw. EU 25?
- Aus welchen Ländern werden die Kupferrohstoffe importiert?
- Welche Technologien werden zu deren Herstellung eingesetzt und welche Stoff- und Energieflüsse entstehen dabei?
- Welche Vorprodukte/Rohstoffe werden verarbeitet und welche Stoff- und Energieflüsse sind bei deren Herstellung/Gewinnung entstanden?
- Wie sind weitere zu berücksichtigende Vorketten ökologisch zu bewerten (z.B. Energiebereitstellung)

Da die Ermittlung dieser Daten äußerst schwierig ist, könnte als erster Ansatzpunkt, um eine Übertragbarkeit auf deutsche Verhältnisse zu prüfen, zum einen ein Vergleich des Anteils der importierten Kupferrohstoffe im Verhältnis zum selbst produzierten Anteil und zum anderen ein Vergleich der Herkunftsländer sein. Die wichtigsten zu untersuchenden Kupferimportwaren neben den bereits betrachteten Kupferkonzentraten sind Blisterkupfer, Kupferanoden und Kupferkathoden. Zudem sollte auch der Import von Kupferschrott in die Betrachtung mit einbezogen werden, auch wenn dieser im Vergleich zu den Erstgenannten eine gesonderte Form des Kupferrohstoffs darstellt und ein gesondertes methodisches Vorgehen bei der Berücksichtigung in der ökologischen Bewertung verlangt wird.

Leider konnten auch für diesen vereinfachten Vergleich nicht alle benötigten Daten ermittelt werden. Besonders schwierig ist die Datenlage bezüglich der Herkunftsländer der in die EU25 und nach Deutschland importierten jeweiligen Kupferrohstoffarten. Im Falle der EU 25 kann man diesbezüglich Abb. 10 in (LCC 2006:30) heranziehen. Für Deutschland konnten nur Daten für das Jahr 2001 ermittelt werden, die für den Vergleich herangezogen wurden. Zudem sind die verglichenen Rohstoffe der Daten nicht sortenrein. Es werden Blisterkupfer und Kupferanoden auf deutscher Seite mit nur Blisterkupfer auf europäischer Seite verglichen. Für Kupferschrott konnten diesbezüglich keine Daten ermittelt werden. Dies erhöht die Fehlerwahrscheinlichkeit der ermittelten Ergebnisse und senkt deren Qualität.

Auch für einen Vergleich des Anteils der importierten Kupferrohstoffe konnten nicht für alle Kupferrohstoffe Daten ermittelt werden. Insbesondere bei Blisterkupfer, Kupferanoden und Kupferschrott führten die Recherchen nicht zu den gewünschten Ergebnissen, um einen Vergleich vornehmen zu können. Lediglich für Kupferkathoden konnte diesbezüglich ein Vergleich zwischen der EU25 und Deutschland vorgenommen werden.

Import-Mix/Herkunftsländer der importierten Kupferrohstoffe und -vorprodukte

Auf Grund der Datenlage in Abb. 10 in (LCC 2006:30) und der fehlenden Angaben in (LCC 2006) zur Vollständigkeit und Qualität dieser Daten soll nur ein qualitativer Vergleich der jeweils drei bedeutendsten Herkunftsländer je Rohstoff bzw. Vorprodukt vorgenommen werden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Vergleich der bedeutendsten Herkunftsländer. Quelle: für Deutschland (WBM 2005); für EU25 (LCC 2006)

Rohstoff/Vorprodukt	für Deutschland 2001		Rohstoff/Vorprodukt	für EU25 2000	
Cu-Blister/-Annoden	Land	Menge in [t]	Cu-Blister	Land	Menge in [t]
Cu-Blister/-Annoden	Finnland	7.414	Cu-Blister	Bulgarien	100.000
Cu-Blister/-Annoden	Bulgarien	6.886	Cu-Blister	Ukraine	12.000
Cu-Blister/-Annoden	Russland	2.330	Cu-Blister	Türkei	10.000
CU-Cathodes	Land	Menge in [t]	CU-Cathodes	Land	Menge in [t]
CU-Cathodes	Russland	234.557	CU-Cathodes	Chile	970.000
CU-Cathodes	Chile	90.158	CU-Cathodes	Russland	505.000
CU-Cathodes	Polen	58.033	CU-Cathodes	Australien	100.000

Bei Blisterkupfer gehört Bulgarien sowohl für Deutschland als auch für die EU25 zu den drei bedeutendsten Importländern, ansonsten gibt es hier keine Übereinstimmung. Bei den Kupferkathoden gehören Chile und Russland sowohl für Deutschland als auch für die EU25 zu den drei bedeutendsten Importländern. In der Bedeutung nach Liefermenge gibt es jedoch Unterschiede. Zu den deutschen Importländern zählen unter anderem auch Länder der EU25. Der Vergleich zeigt Unterschiede aber auch Gemeinsamkeiten zwischen den Herkunftsländern der importierten Rohstoffe und Vorprodukte.

Anteil der importierten Kupferrohstoffe und –vorprodukte am gesamten verarbeiteten Material

Der Anteil des importierten Kupferrohstoffs am verarbeiteten Kupferrohstoff kann folgendermaßen berechnet werden:

$$A_I = I_M / V_M$$

A_I : Anteil importiertes Material

I_M : Importiertes Material

V_M : gesamtes verarbeitetes Material

Der Kupfer-LCA (LCC 2006:42) kann man entnehmen, dass die importierten Kupferkathoden 34% des EU 25 Kathodenmixes ausmachen. Für Deutschland kann man unter der Annahme, dass die importierten Kupferkathoden vollständig in Deutschland verarbeitet werden und die exportierten Kupferkathoden aus der deutschen Produktion stammen, den Anteil folgendermaßen berechnen:

$$A_{iK} = K_I / (K_P - K_E) + K_I$$

A_{iK} : Anteil importierter Kupferkathoden am deutschen Kathodenmix

K_I : importierte Kupferkathoden

K_P : produzierte Kupferkathoden

K_E : exportierte Kupferkathoden

Die benötigten Daten wurden (ICSG 2003) entnommen und ergeben einen Anteil der importierten Kathoden am deutschen Kathodenmix des Jahres 2000 von etwa 53%. Der Vergleich zeigt, dass der Anteil der importierten Kupferkathoden am deutschen Kathodenmix 19% höher ist als der Anteil importierter Kupferkathoden am europäischen Kathodenmix. Über die genauen stofflichen und energetischen Zusammensetzungen der importierten Kupferkathoden kann keine Aussage getroffen werden. Dieser Unterschied stellt einen Hinweis darauf dar, dass eine Übertragung der europäischen LCA-Daten auf deutsche Verhältnisse mit entsprechenden Fehlern einhergehen würde. Hier scheint es ratsam, die Originaldaten der Kupfer-LCA entsprechend an die deutschen Verhältnisse anzupassen. Dazu muss unter anderem der Importmix von Kupferrohstoffen für Deutschland bekannt sein.

Importmix

Um die oben gemachte Näherung zu verbessern, müsste nun untersucht werden, aus welchen Ländern die importierten Kupferrohstoffe stammen. Für die EU 25 kann man dazu (LCC 2006) heranziehen (Abbildung 10, S. 30). Die Ermittlung der Lieferländer für Deutschland war jedoch im Rahmen dieser Studie nicht möglich (das Bundesamt für Statistik, zum Beispiel, hält diese Daten nur für 2006 bereit, nicht aber für weiter zurückliegende Jahre). Diese Anpassung des LCA-Datensatzes muss entsprechend in einer weiterführenden Studie durchgeführt werden.

Halbzeugproduktion

Abbildung 10 zeigt die Herstellung der untersuchten Kupferhalbzeuge schematisch.

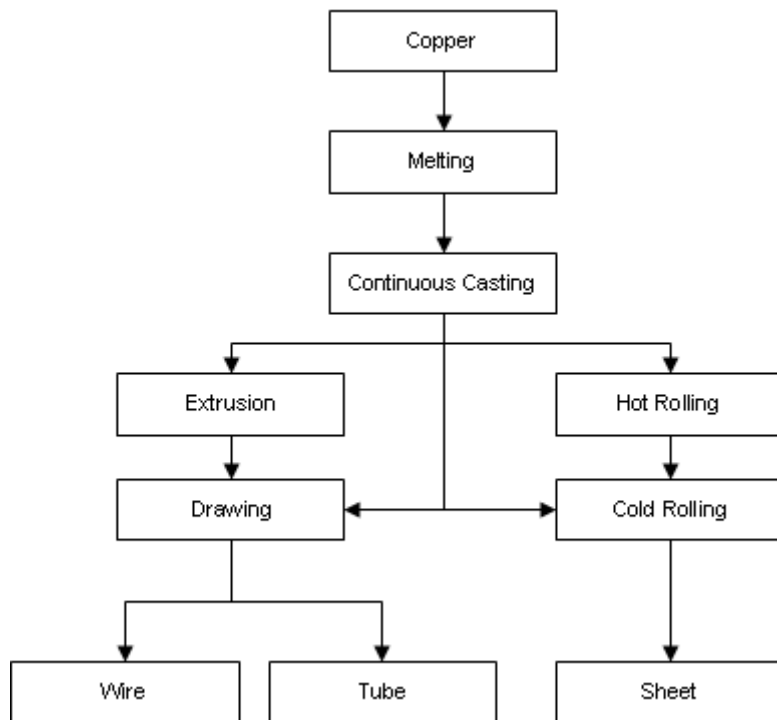


Abbildung 10: Schematische Darstellung der Fabrikation von Kupferhalbzeugen nach (LCC 2006)

Gegenstand der Untersuchung sind gemäß (LCC 2006) (Goal and Scope Definition), Kupferrohre (Tube), Kupferbleche (Sheet) und Kupferkabel (Wire).

Technologie

Über die genauen technischen Verfahren und die damit verbundenen Stoff- und Energieflüsse oder diesbezügliche Unterschiede zwischen den Produzenten liegen keine Angaben vor. Somit kann auch kein genauere Vergleich zwischen Deutschland und der EU25 vorgenommen werden. In der Kupfer-LCA wurden nur die bedeutendsten Produzenten untersucht, unter der Annahme, dass deren Produktion ähnlich und repräsentativ für die anderen Produzenten ist (siehe LCC 2006:28). Unter diesen Voraussetzungen wurde für die Halbzeugproduktion zum Schmelzen ausschließlich ein Asarco-Ofen gewählt mit anschließendem kontinuierlichem Gießverfahren (siehe LCC 2006:42). Somit sollten keine nennenswerten Unterschiede innerhalb des Datensatzes der Kupfer-LCA bezüglich der verwendeten Technologie der Halbzeugproduzenten und somit auch nicht zwischen den einzelnen Mitgliedsstaaten bestehen. Es kann also davon ausgegangen werden, dass die Daten der Kupfer-LCA bezüglich der Produktionsverfahren der Halbzeuge auf Deutschland angewendet werden können. Ob die angenommene Homogenität der Produktionsverfahren allerdings der Realität entspricht, kann hier nicht festgestellt werden. Für genauere Aussagen und einen entsprechend genaueren Vergleich müsste man Zugang zu den Produktionsdaten der Halbzeugproduzenten haben. Dieser könnte im Prinzip über das DKI hergestellt werden.

Inputs

Als Inputs werden in der Halbzeugproduktion Kupferkathoden und Kupferreinschrott verarbeitet. Aus einem Expertengespräch mit Dr. L. Tikana vom DKI ging hervor, dass bei der Erstellung des Datensatzes der Kupfer-LCA angenommen wurde, dass die europäischen Halbzeugproduzenten und somit auch die deutschen Halbzeugproduzenten, die von ihnen verarbeiteten Kupferkathoden auf dem europäischen Markt beziehen. Dies würde bedeuten, dass die deutschen Halbzeugproduzenten den europäischen Kathoden-Mix verarbeiten. Unter

Kathoden-Mix ist im Folgenden die Zusammensetzung (Primärproduktion, Sekundärproduktion und Importe) der in Halbzeugen verarbeiteten Kupferkathoden für einen bestimmten Bezugsraum (hier EU25 oder Deutschland) zu verstehen. Demnach gäbe es keine Unterschiede zwischen Deutschland und der EU25 bezüglich der in (LCC 2006) definierten funktionellen Einheiten, da dann sowohl die angewandte Technologie (siehe oben) der Halbzeugproduktion, als auch deren Inputs (Kupferkathoden) weitgehend identisch wären, unter der Annahme dass auch der Anteil des Reinschrotts am Input in die Halbzeuge zwischen den europäischen und deutschen Halbzeugproduzenten identisch wäre. Somit wäre eine Übertragbarkeit des Datensatzes bezüglich der funktionellen Einheiten auf Deutschland gegeben. Im Folgenden soll jedoch untersucht werden, ob in Deutschland tatsächlich der europäische Kathoden-Mix verarbeitet wird oder ob dieser stärker von in Deutschland gefertigten Kathoden geprägt ist.

Reinschrott

Bezüglich der Verwendung von Reinschrott bestehen Unterschiede zwischen den untersuchten Halbzeugen. Für Kupferkabel können auf Grund der produktspezifischen Anforderungen nur Kupferkathoden verarbeitet werden, während der Anteil an Kupferreinschrott bei der Produktion von Kupferblechen und Kupferrohren laut (LCC 2006) im Durchschnitt bis zu 60% betragen kann. Um die Übertragbarkeit der Kupfer-LCA auf Deutschland zu untersuchen, müsste überprüft werden, ob bei der Halbzeugproduktion Unterschiede bezüglich des Verhältnisses von eingesetztem Reinschrott zu Kupferkathoden bestehen. Zudem müsste geklärt werden, ob der Kupferreinschrott bezüglich seiner Qualität und Umweltwirkung vergleichbar ist. Über den genauen Anteil des Reinschrotts an der Halbzeugproduktion in Deutschland und über die mit ihm verbundenen Umweltlasten liegen keine Daten vor, die eine Untersuchung an dieser Stelle ermöglichen würde. Die Ersteller der Kupfer-LCA vertreten die Ansicht, dass die Unterschiede zwischen deutschen und europäischen Halbzeugproduzenten in dieser Hinsicht zu vernachlässigen sind. Dies könnte im Prinzip anhand der Originaldaten der Kupfer-LCA verifiziert werden.

Kupferkathoden

Bezüglich der Kupferkathoden konnte innerhalb dieser Studie bereits gezeigt werden, dass Unterschiede zwischen den in Deutschland gefertigten Kupferkathoden und den im EU 25 Durchschnitt gefertigten Kupferkathoden bestehen könnten. (ohne dass diese Unterschiede quantifiziert wurden). Unter Kathodenmix ist im Folgenden die Zusammensetzung (Primärproduktion, Sekundärproduktion und Importe) der in Halbzeugen verarbeiteten Kupferkathoden für einen bestimmten Bezugsraum (hier Deutschland oder EU 25) zu verstehen. Entscheidend für die Übertragbarkeit ist, welchen Kathodenmix die deutschen Halbzeugproduzenten verarbeiten. Entspräche dieser dem europäischen Kathodenmix, so wäre die Übertragbarkeit der Kupfer-LCA diesbezüglich gegeben. Unterscheidet sich der deutsche Kathodenmix vom europäischen Kathodenmix, so wäre eine Übertragbarkeit fraglich. Abbildung 11 zeigt schematisch die Zusammensetzung der Cu-Inputs zur Herstellung von Kupferhalbzeugen wie Blechen oder Rohren nach (LCC 2006). Für Kupferkabel dient ausschließlich der EU-Kathodenmix als Cu-Input. Beim Versuch den, von den deutschen Halbzeugproduzenten verarbeiteten Kathoden-Mix, zu erhalten, wurden aus (ICSG 2005) und (WBM 2005) die in Tabelle 3 dargestellten Daten, erhoben. Da nicht alle diese Daten für das Jahr 2000 vorlagen, wurden sie für das Jahr 2002 erhoben, wodurch diese von in vorigen Kapiteln dieser Arbeit für das Jahr 2000 erhobenen Daten abweichen können.

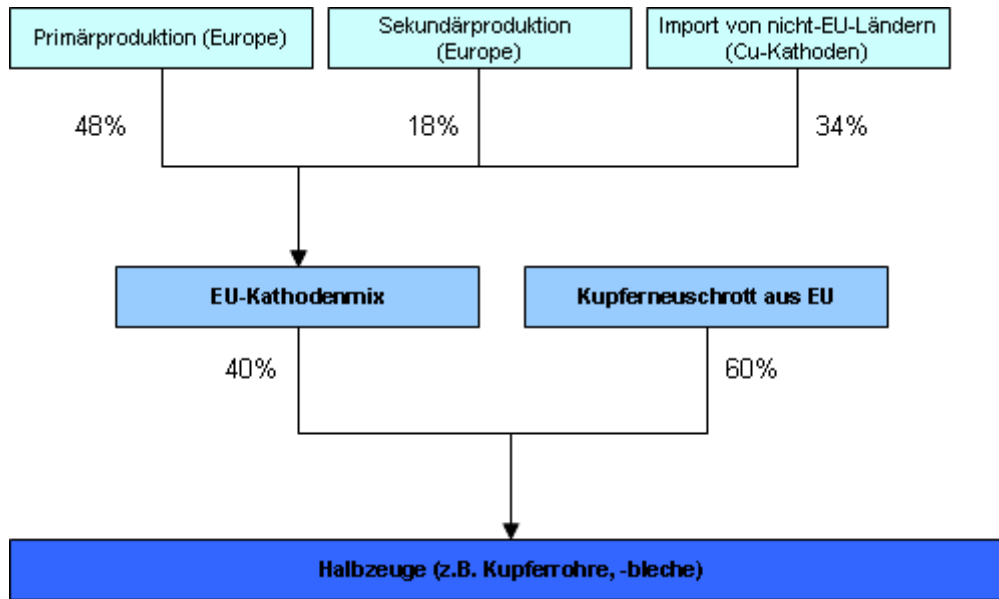


Abbildung 11: Inputs zur Herstellung von Kupferhalbzeugen wie Bleche und Rohre für EU 25 nach (LCC 2006)

Für die Auswertung dieser Daten wurden folgende Annahmen getroffen:

- Exportiert werden nur in Deutschland produzierte Cu-Kathoden
- In legierten und nicht-legierten Kupferhalbzeugen wird der gleiche Kathoden-Mix verarbeitet
- Eventuell veränderte Lagerbestände bleiben unberücksichtigt

Tabelle 3: Daten zu Kupferkathoden in Deutschland für 2002

	in 1000[t]	Quelle
in Deutschland produzierte Cu-Kathoden	695,8	(ICSG 2005)
aus Deutschland exportierte Cu-Kathoden	91	(ICSG 2005)
./.	604,8	
aus EU25 nach Deutschland importierte Cu-Kathoden	185,1	(WBM 2005)
aus nicht EU25 nach Deutschland importiert Cu-Kathoden	273,4	(WBM 2005)
Summe Import Cu-Kathoden nach Deutschland	458,5	(WBM 2005)
in Deutschland in Halbzeugen(ohne Legierungen) verarbeitete Cu-Kathoden	1023,7	(WBM 2005)

Abbildung 12 zeigt schematisch die aus den Daten der Tabelle 3 ermittelten Cu-Inputs zur Herstellung von Kupferhalbzeugen wie Bleche und Rohre in Deutschland für das Jahr 2002. Zur Herstellung von Kupferkabeln wird ausschließlich der deutsche Kathoden-Mix verarbeitet. Der Anteil an in Deutschland verbrauchten Kupferkathoden aus deutscher Produktion macht im Jahr 2002 etwa 47% des deutschen Kathoden-Mixes aus. Der Anteil der deutschen Kathodenproduktion an der Gesamtproduktion der EU25 macht im gleichen Zeitraum 29% aus (siehe ICSG 2005). Der deutsche Anteil an den verbrauchten Kathoden in EU25 könnte von diesem Wert nur dann nach oben abweichen, wenn die EU25 insgesamt Kathoden exportieren würde, was nicht der Fall ist. So können wir also von einem deutschen Anteil am EU-Kathodenmix von höchstens 29% ausgehen, statt 47% für den deutschen Kathodenmix. Da

sich ferner der Erzkonzentratmix für in Deutschland produzierte Kathoden von dem der EU25 deutlich unterscheidet, kann man daraus einen begründeten Zweifel an der Übertragbarkeit der Ökobilanzergebnisse für Halbzeuge ableiten. Dieser Zweifel müsste allerdings durch eine genauere Datenrecherche erhärtet werden, insbesondere unter Berücksichtigung des realen Konzentratmixes für Deutschland und den damit verbundenen Umweltlasten. Ein weiterer Unterschied besteht im Sekundäranteil. Während dieser für die in Deutschland produzierten Kathoden bei etwa 65% liegt (s. Abbildung 12), liegt der für aus EU25 nach Deutschland importierte Kathoden bei maximal 27%.

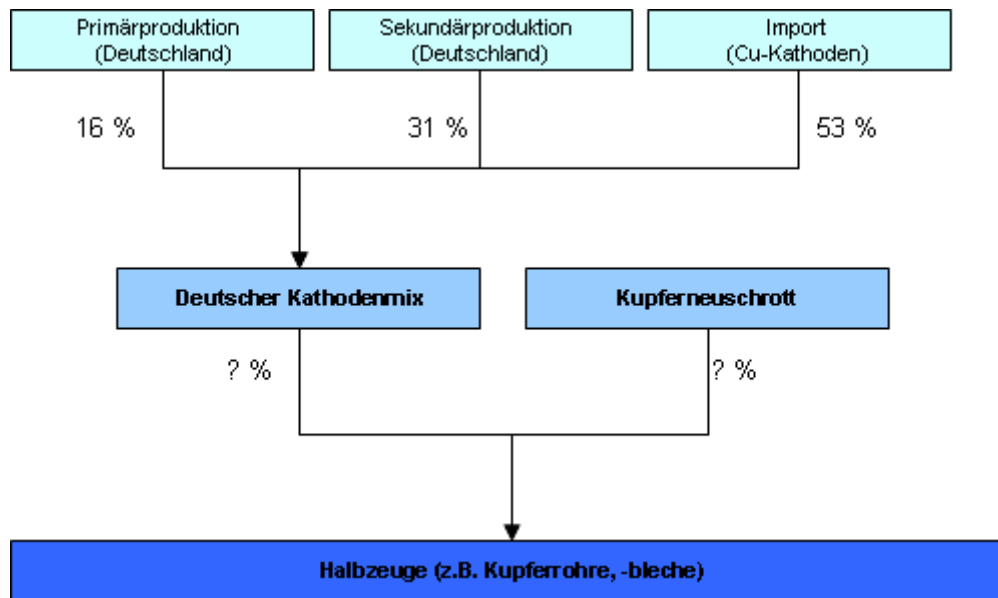


Abbildung 12: Cu-Inputs zur Herstellung von Kupferhalbzeugen nach (ICSG 2005), (WBM 2005) und nach eigenen Berechnungen

Nimmt man die Importverhältnisse aus Tabelle 3 zu Hilfe, und setzt man einen verschwindend geringen Sekundäranteil für aus Nicht-EU25 Ländern importierte Kathoden an, so ergibt sich ein Sekundäranteil für in Deutschland verbrauchte Kathoden von etwa 41%, gegenüber 18% für die EU25². Zusammen mit dem unterschiedlichen Konzentratmix ergibt sich also ein weiteres Verdachtsmoment auf Nicht-Übertragbarkeit der Ergebnisse der Kupfer-LCA auf deutsche Verhältnisse.

Über die genaue Zusammensetzung des Verhältnisses von Kupferkathoden zu Kupferneuschrott der deutschen Halbzeugproduktion liegen keine Daten vor (s.o.), so dass die Frage der Übertragbarkeit nicht abschließend beantwortet werden kann. Der Zugang zum kompletten Datensatz der Kupfer-LCA könnte diese Frage ebenso wie viele weitere Fragen, die auf Grund mangelnder Daten nicht abschließend geklärt werden konnten, eventuell beantworten. Aus Vertraulichkeitsgründen bleibt dieser Zugang jedoch verschlossen.

² Man müsste korrekterweise einen von Null verschiedenen Sekundäranteil für Nicht-EU25 Kathoden annehmen, da in den Herkunftsländern sicherlich auch Sekundärmaterial verarbeitet wird. Es ist jedoch zu vermuten, dass selbst dann die in Deutschland aus Nicht-EU25 Ländern importierten Kathoden einen höheren Sekundäranteil haben, als die durchschnittlich nach EU25 importierten Kathoden. Grund für diese Vermutung ist der deutlich höhere Anteil der aus Russland und Polen stammenden Kathoden, Ländern mit einer höheren Recycling-Input-Rate als Chile und Australien, die beiden anderen Hauptlieferanten für die EU25 (siehe Graedel et al. (2004) und Tabelle 3)

Ergänzende Prozesse und Vorketten

Um die Übertragbarkeit der Kupfer-LCA auf Deutschland zu prüfen, müssten des weiteren alle innerhalb der Systemgrenzen liegenden ergänzenden Prozesse und Vorketten verglichen werden. Leider ist aus der Kupfer-LCA nur schwer ersichtlich welche ergänzenden Prozesse und Vorketten Berücksichtigung fanden. In jedem Fall gehören zu diesen nach (LCC 2006):

- Energiebereitstellung/Energiemix
- Transporte
- Bereitstellung der Prozesschemikalien

Transporte

Da Transporte der Kupferkathoden zu den Halbzeugproduzenten innerhalb der EU 25 in (LCC 2006) nicht berücksichtigt wurden, wären für einen Vergleich nur die Transporte der Kupferrohstoffe und Kupfervorprodukte von den Herstellerländern nach Europa bzw. Deutschland zu berücksichtigen. Diesbezüglich wären die Herkunftsländer, deren typische Transportmittel bei der Lieferung und deren Entfernung nach Europa bzw. Deutschland entscheidend. Mit Hilfe der Transportmodule der GaBi-Datenbasis könnte man dann eine ökologische Bewertung vornehmen. Ein grober Vergleich der Herkunftsländer (siehe Tabelle 2) hat sowohl Gemeinsamkeiten als auch Unterschiede hervorgebracht. Da nach Deutschland zudem große Mengen aus EU25 Ländern importiert werden, sind signifikante Unterschiede zwischen Deutschland und der EU25 nicht auszuschließen. Eine Übertragbarkeit ist vermutlich nicht gegeben, kann aber auch nicht ausgeschlossen werden, so dass keine abschließende Bewertung vorgenommen werden kann. Insgesamt wird der Transportanteil an den Gesamt-Umweltlasten aber als gering eingestuft, so dass die Übertragbarkeit nicht an dieser Frage festgemacht werden sollte.

Energiebereitstellung

Bei der Energiebereitstellung sind Unterschiede zu erwarten. Da der in der Kupfer-LCA zu Grunde gelegte Energiemix jedoch nicht veröffentlicht ist und auch sonst keine Daten vorliegen, kann diesbezüglich auch kein Vergleich mit dem deutschen Energiemix vorgenommen werden. Nach Auskunft der Ersteller der Kupfer-LCA wurden für die Energiebereitstellung die in der Bilanzierungssoftware (GaBi 4.0) zur Verfügung stehenden länderspezifischen Module benutzt. Diese unterscheiden sich, je nach Land, deutlich von den deutschen Energiebereitstellungsprozessen. Gleichzeitig ist die Energiebereitstellung ein Faktor von hoher Umweltrelevanz. Somit kann lediglich vermutet werden, dass die Unterschiede in der Energiebereitstellung zu einer Nicht-Vergleichbarkeit der europäischen und der deutschen Ökobilanz von Kupfer führen. Andererseits lassen sich anhand der Datenbasis zur Kupfer-LCA mit geringem Aufwand die deutschen Daten zur Energiebereitstellung generieren, da nur auf Standardmodule zurückgegriffen werden muss. Die Übertragbarkeit kann hier also relativ leicht hergestellt werden.

Bereitstellung der Prozesschemikalien

Zwar liegen zur Bereitstellung der Prozesschemikalien weder die für die Kupfer-LCA noch für Deutschland die Daten vor. Aber auch hier gilt, wie schon bei den Energiebereitstellungsprozessen, dass die Ersteller der Kupfer-LCA auf generische Module zurückgegriffen haben um diese Vorketten zu modellieren. Ohne die Originaldaten genau zu kennen, kann mit hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass diese Module nicht länderspezifisch vorliegen, d.h. dasselbe Modul wurde für Prozesschemikalien verwendet, die in verschiede-

nen Ländern in die Produktion einfließen. Insofern sollten diese Prozesse (wenn auch modellierungsbedingt nur näherungsweise) auch für deutsche Verhältnisse gelten.

Allokation

In der Kupfer-LCA werden die Umweltwirkungen mit einem ökonomisch basierten Ansatz auf die metallischen Haupt- und Nebenprodukte verteilt (vgl. LCC 2006:17). Für Schwefelsäure als Nebenprodukt wird eine Gutschrift vergeben, Dampf wird nicht berücksichtigt. Die aus den börsennotierten Marktpreisen ermittelten Allokationsfaktoren für die metallischen Nebenprodukte (Mo, Au, Ag, Ni) hängen einerseits von den relativen Preisen ab. Diese waren über die letzten Jahre hinreichend stabil, um daraus Allokationsfaktoren ableiten zu können, siehe Abbildung 13. Die Preise sind auch für Deutschland gültig, da sie von anerkannten Quellen (USGS 1999, Wettig 2002) für den europäischen Bezugsraum ermittelt wurden, und für den Handel mit Metallen keine, oder nur irrelevante, Abweichungen für Deutschland zu erwarten sind. Auf der anderen Seite werden die Allokationsfaktoren aber über die anfallenden Mengen bestimmt, und diese können sich je nach Erzzusammensetzung und vor allem Ausbringungseffizienz der Betriebe unterscheiden. Es ist in diesem Zusammenhang zwar nicht mit gravierenden Unterschieden zu rechnen, aber eine genauere Analyse der Daten ist angebracht. Um sicher zu stellen, dass die berechneten Allokationsfaktoren auch auf deutsche Produktionsverhältnisse übertragen werden können.

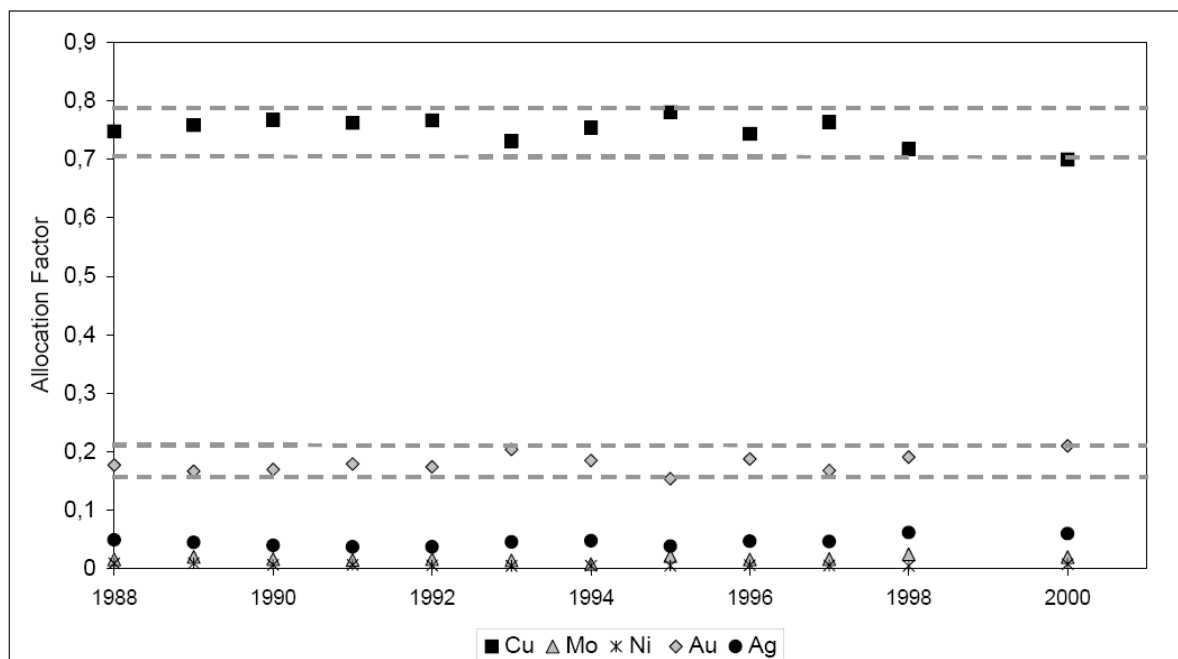


Abbildung 13: Einfluss des variierenden Marktpreises auf die Allokationsfaktoren. Die gestrichelte Linie zeigt den Variationsbereich der Faktoren für Gold und Silber. Abbildung aus (LCC 2006), Daten nach (USGS 1999) und (Wettig 2002).

Zusammenfassende Bewertung der Übertragbarkeit

Nicht in allen Bereichen konnten Daten ermittelt werden, um die Übertragbarkeit der Kupfer-LCA auf deutsche Verhältnisse zu untersuchen. Es wurde versucht, Ansätze zu entwickeln, die einen Vergleich ermöglichen, ohne dass alle bestehenden Stoff- und Energieflüsse bekannt sind. Nicht immer konnten zu den entwickelten Ansätzen auch die benötigten Daten ermittelt werden. Auch reichte die Datenqualität nicht immer aus, um eine abschließende Bewertung vorzunehmen. Mit dem Original-Datensatz zur Kupfer-LCA würde eine solche Untersuchung zu qualitativ hochwertigeren Ergebnissen führen. Dieser Datensatz wurde vom

DKI jedoch nur auszugsweise zur Verfügung gestellt, so dass überwiegend eigene Daten erhoben werden mussten. Die Qualität dieser Daten ist ausreichend, um die in dieser Studie vorgestellten Ergebnisse zu belegen und zu zeigen, dass eine Übertragbarkeit des Datensatzes der Kupfer-LCA auf deutsche Verhältnisse zumindest fraglich erscheint und weiterer Untersuchungen bedarf. Es konnte gezeigt werden, dass sich die in der Halbzeugproduktion verarbeiteten Kupferkathoden, in Deutschland von denen in der EU25 unterscheiden. In Deutschland ist der Anteil der in Deutschland produzierter Kupferkathoden höher als in der EU25. Zudem konnte in gezeigt werden, dass sich die in Deutschland gefertigten Kupferkathoden von denen im EU25-Durchschnitt gefertigten Kupferkathoden unterscheiden. Die Unterschiede in der angewendeten Technologie der Kupferkathodenherstellung sind eher gering aber dennoch in einzelnen Bereichen signifikant. Es konnte nicht gezeigt werden, dass die Technologieunterschiede auch zwangsläufig zu Unterschieden bezüglich der Stoff- und Energieströme führt. Dies ist jedoch anzunehmen und ergibt einen Ansatzpunkt für eine weitere Untersuchung. Bezüglich der verwendeten Erze wurden auf Basis der Minenkategorien erhebliche Unterschiede festgestellt, wobei die Ergebnisse nur unzureichend abgesichert sind. Daher kann hier keine abschließende Wertung diesbezüglich vorgenommen werden. Deutliche Unterschiede, die Zweifel an einer Übertragbarkeit aufkommen lassen, weisen die Verhältnisse von verwendetem Primärmaterial zu Sekundärmaterial bei der Kupferproduktion auf. In Deutschland ist der Anteil des Sekundärmaterials erheblich größer als im EU25 Durchschnitt. Auch hier konnten keine direkten daraus resultierenden Stoff- und Energieflussunterschiede ermittelt werden, jedoch sind diese anzunehmen, da bei der Verwendung von Sekundärmaterial die Aufwendungen des Erzabbaus und der Erzaufbereitung entfallen, wobei die Unterschiede je nach verwendeter Methode der Berücksichtigung oder Allokation von Recycling variieren können. Die Datenlage ermöglicht keine ökologische Bewertung der dargestellten Unterschiede, sie zeigt lediglich auf, dass Unterschiede existieren, die zu prüfen sind, bevor eine Übertragung der Daten der Kupfer-LCA auf Deutschland vorgenommen werden kann.

Keine abschließende Bewertung erlaubte die Untersuchung von importierten Kupferwaren, sprich Kupferrohstoffen oder –vorprodukten, wie Blisterkupfer, Anodenkupfer und teilweise der Kupferkathoden. Auch die Ergebnisse der verarbeiteten Kupferkonzentrate auf Basis der Minenkategorien scheinen fraglich. Die Untersuchungen der diversen Vorketten führten ebenfalls nicht zu gesicherten Ergebnissen, da die Beschaffung der benötigten Daten auf Grund des hohen Aufwands in diesem Rahmen nicht durchführbar war. Bei der Energiebereitstellung kann man jedoch von länderspezifischen Besonderheiten ausgehen, so dass hier Unterschiede zu erwarten sind.

Eine Übertragbarkeit des Datensatzes besteht jedoch bezüglich der verwendeten Technologie der Halbzeugproduktion.

Allokationsregeln für Kuppelprodukte und vergesellschaftete Metalle

Während die Durchführung einer LCA Studie dank der ISO Normen 14040ff ein eindeutig und klar beschriebener Prozess zu sein scheint, gibt es doch einige methodische Entscheidungen und Zweifelsfälle, über die der Ersteller einer Studie im Laufe des Vorgehens selbst entscheiden muss. Eine wichtige Fachdiskussion in den letzten Jahren betrifft dabei die methodische Herangehensweise für die Bewertung von Nebenprodukten und Recyclingflüssen (siehe z.B. Heijungs & Frischknecht 1998, Azapagic & Clift 1999, Azapagic & Clift 2000, Werner & Richter 2000, Frischknecht 2000, Ekvall & Finnveden 2001, Borg, Paulsen & Trinius 2001, Vogtländer, Brezet & Hendriks 2001, Guinée, Heijungs & Huppes 2004). Die richtige Partitionierung der Umweltlasten (Allokation genannt) zwischen Haupt- und Nebenprodukten ist dabei alles andere als trivial. Viele Ansätze scheinen denkbar, von einfacher massenbasierter Allokation, über Allokation proportional zum ökonomischen Wert oder Wertzuwachs der

Produkte, bis hin zu Modellen, welche die physikalischen Ursachen zwischen Stoffströmen und Umweltwirkungen im Detail berücksichtigen. Das Problem der Allokation ist dabei von hoher Relevanz für Metalle, da diese in der Regel in einem hohen Maße mit anderen Metallen vergesellschaftet vorliegen, und darüber hinaus in erheblichen Maße recycelt werden. Für den Fall von Kupferprodukten leuchtet die Brisanz der Allokationsfrage unmittelbar ein, da diese mit etlichen Metallen, darunter Edelmetalle, vergesellschaftet vorkommen. Werden die Umweltlasten nun auf der Basis von Masseneinheiten verteilt, bekommen die Edelmetalle nur einen geringen Beitrag zugeschrieben; alloziiert man hingegen auf Wertbasis, ist dieser Anteil ungleich größer, bis hin zu 30% der Gesamtwirkung.

Die Ableitung passender Allokationsfaktoren wird noch einmal erschwert, wenn einige Nebenprodukte keinen, oder einen verschwindend geringen ökonomischen Wert haben. Einerseits wird im Falle eines verschwindenden (oder gar negativen) Werts die ökonomische Ableitung von Allokationsfaktoren unsinnig. Andererseits ist bei diesen Nebenprodukten eventuell die Grenze zu „verwertbaren Abfällen“ überschritten, für die andere Verfahren zur Verteilung der Umweltlasten angewendet werden. Im Rahmen der Kupferproduktion sind in diesem Zusammenhang für Schwefelsäure und Schlackengestein entsprechende Vorgehensweisen zu ermitteln. Für Nebenprodukte dieser Art, also jene die nicht im ökonomischen Hauptinteresse des Prozesses stehen, wird in der Regel eine Gutschrift verteilt. Im engeren Sinne spricht man in diesem Falle allerdings nicht mehr von Allokation, sondern von Systemerweiterung (*system expansion*). Da diese jedoch eine Möglichkeit zur Vermeidung von Allokation ist, wird sie hier mitbehandelt.

Methodische Ansätze

Die oben erwähnte ISO Norm empfiehlt die Vermeidung von Allokation, wo immer dies möglich ist (ISO 1997ff). Dies kann durch eine detailliertere Modellierung erreicht werden, welche die Prozessschritte ausschließt, die nicht zur eigentlichen Produktion des untersuchten Produktes gehören. Dieser Ansatz führt jedoch nur selten zu einer vollständigen Vermeidung von Allokation. Gerade im Metallbereich gibt es zahlreiche Prozessschritte, in denen verschiedene Metalle, oder andere Nebenprodukte, unseparierbar mit dem Hauptprodukt verknüpft sind.

Ein weiterer Vorschlag zur Vermeidung von Allokation besteht in einer Systemerweiterung, welche die Produktion der Nebenprodukte als separate und dedizierte Prozesse enthält. Dieses Verfahren kann unter anderem eingesetzt werden, um Prozesse mit gleichen Produkten, aber unterschiedlichen Nebenprodukten zu vergleichen. Für diese Diskussion interessanter ist allerdings die Verwendung dieses Ansatzes, um die mit Nebenprodukte einhergehenden Stoffflüsse aus denen des Haupt-Produktionsprozess „herauszurechnen“. Dabei werden für Nebenprodukte entsprechende Gutschriften berechnet, die von den Stoffflüssen des Hauptprozesses abgezogen werden. Natürlich kann dieses Verfahren nur eingesetzt werden, sofern eindeutige und hinreichend genaue Datensätze für die alternativen Produktionsverfahren der Nebenprodukte vorliegen.

Wenn die zuvor genannten Empfehlungen nicht umgesetzt werden können, verbleibt als nächste Option beim Umgang mit Mehrproduktsystemen die eigentliche Allokation. Als zu bevorzugender Ansatz gilt dabei, die Allokationsfaktoren so zu wählen, dass sie den physikalischen Zusammenhang zwischen Umweltbelastungen und funktionellen Einheiten korrekt abbilden. Dies kann durchaus zu unterschiedlichen Allokationsfaktoren für unterschiedliche Elementarflüsse führen, dies ist sogar eher die Regel als die Ausnahme. Diese Festlegung sollte bereits in der Zielfestsetzung der LCA-Studie gemacht werden. Für den Fall der Kupferproduktion,

könnte so die SO₂ Emission mit den chemischen Prozessen während der Verhüttung verknüpft werden. Dabei wären dann nur die sulfidisch vorliegenden Verbindungen betroffen³ (neben einem kleinen Anteil, der von der Verbrennung von fossilen Brennstoffen herrührt), und nur die daraus resultierenden Metalle (vornehmlich Kupfer, Blei und Zink). Der Allokationsfaktor würde dann das Verhältnis von produziertem Metall und freigesetztem SO₂ beschreiben. Es ist leicht einsichtig, dass diese Art der Allokation mit einem hohen Anspruch an die Prozesskenntnis und einem hohen Zeit- und Rechenbedarf einhergeht.

Wenn keine physikalischen Zusammenhänge hergestellt werden können, können andere Beziehungen herangezogen werden, um Allokationsfaktoren zu definieren. Das wohl bekannteste Beispiel dafür sind ökonomische Faktoren, basierend auf dem Marktwert (oder dem erzielten Wertzuwachs) der jeweiligen funktionellen Einheiten (für Aluminium siehe z.B. Werner & Richter 2000 und European Aluminium Association 2005). Im Falle von Recyclingflüssen, und als eine Alternative zu ökonomischen Faktoren, kann die Anzahl der Wiederverwertungszyklen als Basis für die Ableitung von Allokationsfaktoren genutzt werden (für Eisen und Stahl siehe Birat u.a. 2006). Recyclingflüsse stellen ein besonderes Problem in LCAs dar, für das eine einheitliche Lösung noch nicht in Sicht ist. Die Allokation über alle Nutzungszyklen ist nur eine mögliche Annäherung an das Problem, und wird hier nur als Beispiel zitiert. Mehr zur Berücksichtigung von Recycling im nächsten Kapitel.

Des Weiteren fordern die ISO-Normen, dass die Allokationsverfahren folgenden Kriterien genügen müssen:

- Die Summe der Input und Outputströme vor und nach der Allokation gleich sein (100% Regel)
- Bei möglichen Allokationsalternativen müssen diese durch eine Sensitivitätsanalyse auf ihre Leistungsfähigkeit oder Anwendungsfähigkeit hin überprüft werden
- Kennzeichnung der Prozesse
- Die Wahl des Allokationsverfahrens muss in einer Dokumentation begründet werden
- Für ähnliche Input-/Outputflüsse ist eine einheitliche Allokation anzuwenden

In der Literatur werden eine Reihe von Allokationsverfahren vorgestellt. Die Wahl eines geeigneten Allokationsverfahrens kann nach verschiedenen Kriterien erfolgen:

- Art des Allokationsproblems
- Ziel bzw. Typ der Ökobilanz
- Adressaten der Ökobilanz
- Datenlage

Die wichtigsten methodischen Ansätze werden in Tabelle 4 zusammengefasst.

³ Einige Metalle, insbesondere Gold, liegen teilweise mit sulfidischen Verbindungen verwachsen vor. Dies müsste entsprechend berücksichtigt werden. Dasselbe gilt für sulfidische Verbindungen von Metallen, die nicht zu den Nebenprodukten gehören, wie z.B. FeS.

Tabelle 4: Wichtige Ansätze für Allokation und ihre jeweiligen Charakteristika

Allokationsansatz	Charakteristika
Detaillierte Modellierung	Vermeidet Allokation durch Unterteilung des Prozesses in unabhängige Einheiten für jede funktionelle Einheit
Systemerweiterung	
<ul style="list-style-type: none">• Hinzufügen von separaten Prozessen für jede funktionelle Einheit/Nebenprodukt	Anwendbar auf vergleichende LCAs und solche, die Auswirkungen von Entscheidungen untersuchen, vermeidet Allokation
<ul style="list-style-type: none">• Subtraktion der Umweltlasten eines alternativen Prozesses für jede funktionelle Einheit (Gutschrift)	Anwendbar wenn eindeutige Daten für einen alternativen Prozess vorliegen, vermeidet Allokation
Physikalische Allokation	Basiert auf physikalischen Beziehungen zwischen funktionellen Einheiten und Umweltlasten. Allokationsfaktoren können auf Masse, Volumen, Stoffmenge, Oberfläche, etc. basieren, je nach Prozess, funktioneller Einheit und Umweltlasten
Nicht-physikalische Allokation	
<ul style="list-style-type: none">• Ökonomische Allokation	Basiert auf Marktwert, Wertschöpfung oder Erlös der funktionellen Einheit. Anwendbar wenn diese Größen für alle funktionellen Einheiten existieren, zeitlich stabil und eindeutig festlegbar sind.
<ul style="list-style-type: none">• Allokation über Nutzungshäufigkeit (Beispiel für Allokation von Recyclingflüssen)	Betrifft nur Allokation von Sekundärmaterialien am Lebensende. Verteilt die Primärlasten auf alle nachfolgenden Nutzungszyklen. Problematisch bei Downcycling, wenn Qualität nicht berücksichtigt wird.

Nebenprodukte der Kupferproduktion und ihre Allokation

Die meisten Kupfervorkommen enthalten wertvolle Beimengungen anderer Metalle, wie Molybdän, Gold, Silber, Nickel, etc. Molybdän kann bereits während der Erzaufbereitung zum Konzentrat, also noch in der Mine, abgetrennt werden. Gold, Silber, Nickel, etc. folgen dem Prozessverlauf und werden erst während und nach der Elektrolyse abgeschieden. Auch Schwefelsäure und Dampf, als weitere Nebenprodukte, entstehen während der metallurgischen Verarbeitung. Abbildung 14 zeigt den jeweiligen Anteil an der jährlichen Gesamtproduktion einiger Metalle, der bei der Kupferproduktion anfällt. Ungefähr 50% der globalen Produktion von Kobalt, Nickel und Molybdän fallen als Nebenprodukt der Kupferproduktion an. Für Silber sind es 30% und für Gold immerhin noch 10%.

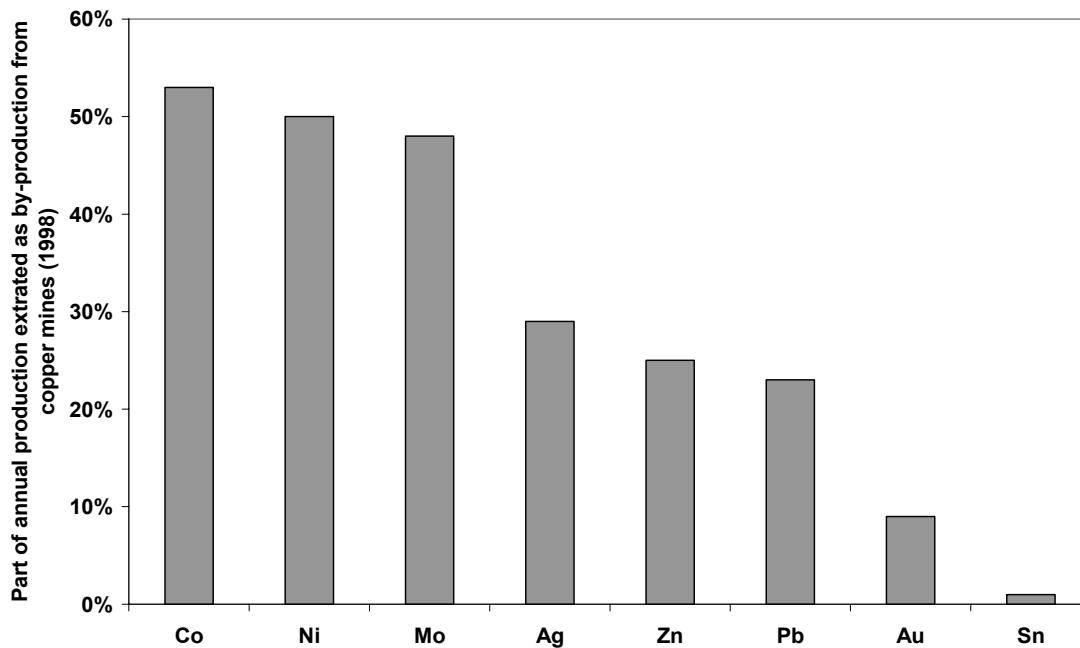


Abbildung 14: Anteil an der jährlichen Gesamtproduktion einiger Metalle, der bei der Kupferproduktion anfällt (Grassmann 2003).

Die Umweltlasten für Erzgewinnung, Aufbereitung und Verhüttung müssen nun entsprechend auf diese beteiligten Metalle verteilt werden. Die Ersteller der Kupfer-LCA haben sich entschieden, die Allokationsfaktoren so zu wählen, dass sie den „gesellschaftlichen Nutzen“ des jeweiligen Metalls widerspiegeln (LCC 2006:17). Als Grundlage für diese Allokationsfaktoren werden die „transparenten Marktpreise“ gewählt. Die so gewonnenen Faktoren repräsentieren dann den jeweiligen Anteil des (Neben)produkts am insgesamt erzeugten ökonomischen Wert. Weiterhin werden einige vereinfachende Annahmen getroffen: für Molybdän wird nur der Erzgewinnungs- und aufbereitungsprozess berücksichtigt, da Molybdän bereits in diesen Prozessen abgetrennt wird. Weiter wird für die hydrometallurgischen Prozesse keine Allokation durchgeführt, da hier angenommen wird, dass keine Nebenprodukte anfallen. Diese Annahme ist näherungsweise zu verstehen, da bei der Hydrometallurgie von sulfidischen Erzen sehr wohl Nebenprodukte anfallen (Schwefelsäure, Edelmetalle), diese aber mengenmäßig vernachlässigbar klein sind (Biswas & Davenport 1994:375ff). Während die Umweltlasten der Erzaufbereitungsprozesse also auf alle hier betrachteten Nebenprodukte (Au, Ag, Mo, Ni) aufgeteilt werden, gilt das für die metallurgischen Prozesse nur für Au, Ag und Ni. Die so erzielte Allokation ergibt eine Faktor von 70% für Kupfer und 30% für die Nebenprodukte, siehe Tabelle 5.

Tabelle 5: Allokationsfaktoren aus (LCC 2006). Molybdän wurde nur für die Minenprozesse alloziert. Preise wurden den Veröffentlichungen des US Geological Service und dem Deutschen Institut für Wirtschaftsforschung entnommen.

Nebenprodukt	Masse (kg)	Preis (US\$/kg)	Wert (US\$)	Allokationsfaktor
Molybdän	10,240	6,07	62,00	0,02
Gold	0,048	11400,00	553,00	0,21
Silber	0,910	190,00	172,50	0,06
Nickel	2,540	8,64	22,00	0,01
Kupfer	1000,000	1,86	1858,00	0,70
Summe	1013,738		2667,00	1,00

Diskussion

Die Allokation über den gesellschaftlichen Wert der Produkte stellt sicherlich einen attraktiven Ansatz dar. Ob der Marktpreis allerdings einen adäquaten Indikator dafür darstellt, ist diskussionswürdig. Hier stellt sich die weit über diese Studie hinausgehende Frage, inwieweit sich der ökonomische Wert eines Produktes mit dem gesellschaftlichen deckt. Gegebenenfalls wäre es sinnvoller, den Marktwert durch den erwirtschafteten Gewinn zu ersetzen⁴, da dieser (zumindest volkswirtschaftlich gesehen) am ehesten der Wohlstandsteigerung und damit dem gesellschaftlichen Nutzen entspricht. Ungeachtet dieser methodischen Variationsmöglichkeiten ist die ökonomische Allokation, nach Vorgaben der ISO Norm, eine Allokationsmethode die zunächst erst an dritter Stelle genannt wird, zunächst werden die Möglichkeiten der Systemerweiterung/Gutschriftenmethode und der Allokation über physikalische Zusammenhänge untersucht empfohlen. In der Regel sind diese Allokationsmethoden jedoch mit einem erheblichen Datenaufwand verbunden und nicht selten auch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet, was ihre Anwendung erschwert. Es wurde daher von prominenter Seite empfohlen, entgegen der ISO Vorgabe die ökonomische Allokation zu bevorzugen (Guinée & Lindeijer 2002:517–522). Es sind durchaus deutliche Unterschiede im Endergebnis zu erwarten, je nach dem welche Methode gewählt wird. Im Falle der Gutschriftenmethode, zum Beispiel, ist die alternative Goldgewinnung zwar mit sehr hohen Umweltlasten verbunden, welche von den Umweltlasten der Kupferherstellung abgezogen würden, doch aufgrund der Zurechnung über die Massenanteile wäre die resultierende Gutschrift eher gering. Ähnliches gilt für eine direkte Allokation über Massenanteile, eine Methode die allerdings nur angewendet werden sollte, wenn entweder die Umweltwirkungen, oder die Marktpreise näherungsweise proportional zu den Massenumsätzen sind. In diesem Fall wäre die Allokation über die Massen lediglich eine Näherung für die ökonomische oder physikalische Allokation. Der Anteil, der bei dieser Methode auf die metallischen Nebenprodukte fallen würde, wäre mit etwa 3% jedenfalls erheblich geringer, als der über die ökonomische Allokation berechnete (30%)⁵.

⁴ Allerdings wirft dieses Vorgehen das ökonomische Allokationsproblem auf, den Gesamtgewinn auf einzelne Produkte zu verteilen.

⁵ Vgl. auch (Bernesson, Nilsson & Hansson 2004) für Kraftstoffe, insbesondere die Verschiebung der Faktoren für Platin. Ähnlich starke Verschiebungen zwischen ökonomischer und physikalischer Allokation (gemeint ist

Es wäre interessant, auch die anderen Allokationsmethoden mit der ökonomischen zu vergleichen, insbesondere die physikalische Allokationsmethode, also auf der Basis von physikalisch-kausalen Zusammenhängen. Diese Methode erfordert, wie gesagt, einen recht hohen Datenaufwand, da für jede Emission, bzw. Ressourcenverbrauch, ein entsprechender Zusammenhang mit physikalischen Größen hergestellt werden muss. Allerdings würden durch diesen Zugang die Umweltlasten noch am ehesten den verursachenden Stoffströmen zugeschrieben. Die Schwefeldioxidemissionen, beispielsweise, die während der Verhüttung auftreten, werden verursacht durch schwefelhaltige Metallverbindungen, insbesondere CuFeS_2 . Gold liegt im Erz nicht sulfidisch vor und würde beim physikalisch-kausalen Ansatz deshalb auch nicht mit Schwefelemissionen beaufschlagt werden. Andererseits muss das Roherz für eine hohe Goldausbeute besonders fein aufgemahlen werden, was einen zusätzlichen Energieaufwand bedeutet. Den müsste man für diese Allokationsmethode zunächst bestimmen. Eine analoge Vorgehensweise ist für alle Emissionen und Aufwendungen durchführbar, jedenfalls prinzipiell. Man sieht leicht ein, dass dieses Vorgehen erheblich aufwändiger ist, als der Ansatz über den ökonomischen Wert. Der Aufwand ist nur dann gerechtfertigt, wenn die Ergebnisse entsprechend „realistischer“ sind, das heißt, eine genauere Abbildung der „wahren“ Verteilung der Umweltlasten generieren. Man muss an dieser Stelle allerdings einräumen, dass die Wahl eines Verteilungsschlüssel letztendlich stark von der Zielsetzung der LCA-Studie abhängt, und damit auch die Bedeutung von „realistisch“. Somit haben sowohl die physikalisch basierten Verfahren, wie auch die ökonomisch basierten ihren jeweiligen Anwendungsbereich. Wenn die Studie zum Ziel hat, eine Kaufentscheidung, oder eine anders geartete ökonomische Entscheidung bezüglich ihrer Auswirkungen auf die Umwelt hin zu untersuchen, so ist die ökonomische Allokation vermutlich die angemessene Form. Bei der Beschreibung eines Ist-Zustands der Umweltbelastung durch (in der Vergangenheit gelegene) Produktionsprozesse, ist ggf. die physikalisch-kausale Methode zu bevorzugen. Ungeachtet dieser Abhängigkeit vom Ziel der Studie, lässt sich erst mit einem entsprechenden Vergleich der Methoden, wie für Kraftstoffe in (Bernesson, Nilsson & Hansson 2004) und (Guinée & Heijungs 2007), deren Aussagekraft abschätzen. Man kann erwarten, dass die Unterschiede zwischen ökonomischer und physikalischer Allokation bei Metallen im Allgemeinen deutlich stärker ausfällt, als bei den oben erwähnten Kraftstoffen, da Metalle eine deutlich höhere Variationsbreite beim spezifischen Wert (Euro/kg oder auch Euro/MJ für Energieträger) aufweisen, als Kraftstoffe und ihre Vorprodukte.

Wie oben erwähnt, wurde die Schwefelsäureproduktion mit einer Gutschrift versehen, und deren Umweltlasten von der Gesamtbelastung abgezogen. Im Prinzip ist dies ein gerechtfertigtes Vorgehen, insbesondere weil es sich bei der Schwefelsäure historisch gesehen um ein „Abfallprodukt“ handelt. Im Speziellen muss aber geprüft werden, ob das Alternativverfahren, nämlich die Herstellung aus nativem Schwefel, überhaupt noch eine echte „Alternative“ ist⁶. Während nämlich der Gesamtverbrauch an Schwefelsäure bei ca. 2,89 Mio t liegt (2005, BGR Rohstoffwirtschaftliche Steckbriefe⁷) werden allein von der Norddeutschen Affinerie etwa 850.000 t Schwefelsäure jährlich produziert⁸. Insofern wäre zu prüfen, ob die Schwefel-

hier die Allokation auf Masse oder Energie Basis) finden sich in (Guinée & Heijungs 2007) für Platingruppenmetalle und Kupfer.

⁶ Es ist nicht bekannt, welches Alternativverfahren in der Kupfer-LCA zur Gutschriftberechnung angewendet wurde,

⁷ <http://bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/P-R/rohstoffliche-steckbriefe-fuer-mineral-und-nichtmineralstoffe,property=pdf,bereich=bmwi,sprache=de,rwb=true.pdf>

⁸ Der NA Geschäftsbericht 2005/06 berichtet von einem Konzentratsdurchsatz von etwa 1 Mio t (http://www.na-ag.com/NA/admin/dbAdmin/Downloadcenter/downloaddateien/013107_NA_GB_2005_06_D_web.pdf). Bei einem ungefähren Schwefelgehalt von 28% ergibt sich grob geschätzt die o.g. Zahl für die Schwefelsäureproduktion.

säure nicht eher als Nebenprodukt, ähnlich wie die anderen Metalle zu behandeln wäre. Diese Frage hat auch Relevanz für andere sulfidisch vorkommende Metalle (z.B. Blei, Zink und Nickel) mit entsprechender Schwefelsäureproduktion.

Allgemeine Methodik zum Umgang mit Recycling in Ökobilanzen

Hier wird kurz die allgemeine Problematik der Integration von Recycling in Ökobilanzen beschrieben und die am weitesten verbreiteten Ansätze zur Lösung vorgestellt. Im nächsten Abschnitt werden dann einige, speziell für Kupfer relevante, Ansätze näher diskutiert.

Das Problem der Berücksichtigung von Recycling in Ökobilanzen ist mit dem oben beschriebenen Allokationsproblem eng verwandt. Kurz zusammengefasst gibt es immer dann ein Recycling-bezogenes Allokationsproblem, wenn einer der Prozesse eines Produktsystems einen „Abfall-“ oder Reststoffstrom mit einem positiven Marktwert am Lebensende des Produktes erzeugt, und gleichzeitig noch eine weitere Funktion innerhalb dieses Produktsystems erfüllt (Guinée, Heijungs & Huppes 2004). Recyclingprozesse innerhalb eines Produktsystems können dabei Multi-Output-Prozesse und/oder Multi-Input-Prozesse sein, je nachdem ob der Recyclingprozess einen Rohstoff für das Produktsystem liefert, oder einen Reststoff verwertet, oder beides. Besondere Aufmerksamkeit muss man dabei den Open-Loop Recyclingprozessen schenken, da hierbei per definitionem mindestens zwei (ggf. verschiedene) Produktsysteme beteiligt sind. In Abbildung 15 werden diese schematisch dargestellt.

Nach der ISO-Norm müssen folgende Grundsätze bei der Allokation des Recyclings berücksichtigt werden (nach Kümmel 2000):

1. Input- und Outputströme, die zu Modulen der Gewinnung und Verarbeitung von Rohstoffen und der endgültigen Beseitigung von Produkten gehören, können an mehr als einem Produktsystem beteiligt sein.
2. Die inhärenten Eigenschaften der nachfolgenden Anwendung können verändert werden.
3. Im Hinblick auf den Verwertungsprozess ist außerdem besondere Vorsicht bei der Festlegung der Systemgrenze notwendig

Typischerweise sind die beteiligten Prozesse (deren Umweltlasten verteilt werden müssen) Abfallbeseitigungsprozesse (erste Funktion), die gleichzeitig eine hochwertige Schrottfraction erzeugen (zweite Funktion). Wenn diese Schrottfraction ein weiteres Produktsystem als Input betritt, müssen mindestens die Umweltbelastungen der Abfallbeseitigung zwischen den beteiligten Produktsystemen aufgeteilt werden. Eine weitergehende Forderung wäre es, auch die Primärproduktionsprozesse des ersten Produktsystems auf die nachfolgenden Produktsysteme aufzuteilen, da diese ja von der Primärproduktion profitieren. Die ISO Normen zur Ökobilanzierung geben keine besonders spezifischen Hinweise, wie mit diesen Fällen umzugehen sei. Prinzipiell gelten natürlich dieselben Regeln wie bei den oben beschriebenen Allokationsverfahren bei Multifunktionsprozessen.

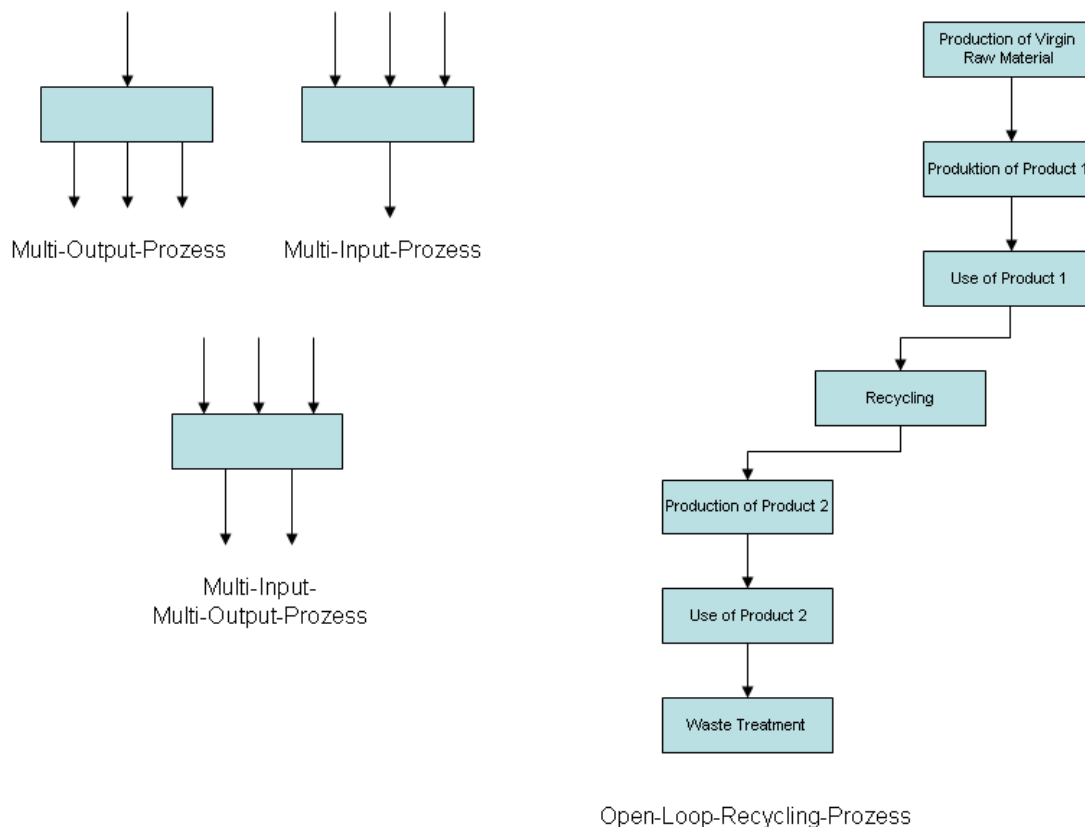


Abbildung 15: Schematische Darstellung von Multi-Output- und Multi-Input-Prozessen (links) sowie Open-Loop-Recycling Prozessen nach (Baumann & Tillman 2004).

Verschiedene Ansätze existieren in der Ökobilanz-Praxis, um Recycling in Ökobilanzen zu integrieren. Grundsätzlich kann man die dabei auftretenden Situationen in Open-Loop und Closed-Loop unterscheiden. Bei Closed-Loop Situationen werden die in einem Produktsystem auftretenden Sekundärmaterialien im selben System wieder eingesetzt. Bei einer Open-Loop Situation werden diese in einem anderen System eingesetzt. In beiden Fällen muss sich der Ökobilanzierer entscheiden, welche Umweltlasten das jeweilige System zu tragen hat. Grundsätzlich gilt es dabei zu bedenken, dass die Produktion und die Entsorgung eines Produktes zeitlich sehr weit auseinander liegen können, was eine Modellierung und Integration von Recycling in Ökobilanzen erschwert und ggf. zu Diskrepanzen mit der Realität führt. Dies liegt vor allem darin begründet, dass Ökobilanzen statische Abbilder von dynamischen Systemen sind, und diese nur ungenau wiedergeben können.

Zunächst ein paar einfachere Beispiele und die dazugehörigen Ansätze. Wenn die Entsorgungsphase funktionelle Produkte oder Komponenten liefert (z.B. Elektromotoren), bietet es sich an, die Systemgrenzen zu erweitern, wie in der Diskussion der Allokationsansätze beschrieben, um alternative Produktsysteme für die Herstellung dieser Produkte zu integrieren. Dem primären Produktsystem kann dann eine entsprechende Gutschrift gegeben werden. Wird die Komponente oder das Endprodukt gar im selben Produktsystem (mehrfach) wiederverwendet, kann man alle entstehenden Lasten aus Primärproduktion, Recycling und späterer Entsorgung auf alle Produktzyklen verteilen, sofern die Anzahl der nachfolgenden Zyklen ermittelt werden kann. Dies wäre eine mögliche Implementation eines Closed-Loop Ansatzes. Wenn lediglich Materialien am Lebensende zurückgewonnen werden, bedeutet dieser Ansatz eine teilweise oder vollständige Substitution der Primärproduktion der Ausgangsmaterialien. Der einfachste denkbare Ansatz ist der „Cut-off“ Ansatz, bei dem die Prozesse der Entsorgungsphase, oder zumindest die Prozesse mit multiplen Funktionen, einfach aus der Betrachtung ausgeschlossen werden. Um die 100% Regel zu erfüllen, sollten die Entsorgungsprozesse und ihre Umweltlasten den folgenden Produktsystemen angerechnet werden. Daraus folgt

umgehend, dass es sich hier um eine Implementation eines Open-Loop Ansatzes handelt. Diese Studien sind dann natürlich keine Lebenszyklusanalysen im engeren Sinne mehr, da zumindest für ein Produktsystem Teile des Lebenszyklusses ausgeblendet werden. Für vergleichende Ökobilanzen jedoch, oder wenn die Entsorgungsphase von geringer Bedeutung im Vergleich zu den anderen Lebensphasen ist, ist dieser Ansatz gegebenenfalls angemessen. Man sollte nun allerdings nicht davon sprechen, dass der Cut-Off Ansatz keine Allokation machen würde, der Allokationsfaktor für das Primärsystem wurde lediglich zu Null gewählt.

Sofern die in der Entsorgungsphase erzeugten Materialien von gleicher Qualität sind wie die Primärmaterialien, können die Sekundär- und Primärmaterialien gegeneinander aufgerechnet werden. Dies ist ebenfalls eine Variante des „Closed-Loop“ oder Kreislauf-Ansatzes. Dieser Ansatz benötigt dann keine weiteren Allokationsberechnungen, da alle Primärproduktions- und Entsorgungsprozesse im System enthalten sind. Neben der Qualitätsanforderung an die Sekundärmaterialien, ist eine weitere Bedingung für die Anwendbarkeit dieses Ansatzes, dass in der Entsorgungsphase nicht mehr Material erzeugt wird, als in der Produktionsphase eingesetzt wird. Dies könnte zum Beispiel der Fall sein, wenn in der Herstellung eine bestimmte Menge Altmetall niedriger Qualität eingesetzt wird, am Lebensende eines Produktes aber mehr Altmetall anfällt, als bei der Produktion eingesetzt wird. Ist dies der Fall, verbleibt am Lebensende ein Reststrom, welcher ggf. in weiteren Produktsystemen eingesetzt wird. Für diesen kann im Prinzip eine Gutschrift vergeben werden, was allerdings zu der Schwierigkeit führt, dass „virtuell“ weniger Umweltlasten bilanziert werden, als real auftreten. Wir haben es in diesem Fall mit einem „Open-Loop“ Recycling System zu tun. Dies trifft auch zu, wenn die inhärenten Eigenschaften des Sekundärmaterials nicht mit denen des Primärmaterials übereinstimmen, und daher das nachfolgende Produktsystem nicht mit dem ersten übereinstimmt.

Im Falle des Open-Loop Recyclings müssen die Umweltlasten also zwischen mindestens zwei Produktsystemen verteilt werden, und passende Allokationsfaktoren müssen bestimmt werden. Wie bei den Allokationsverfahren oben erwähnt, schlägt die ISO Norm vor, dass zunächst versucht werden sollte die Allokation durch detailliertere Modellierung zu vermeiden. Ist dies nicht möglich, sollte eine Systemerweiterung oder eine Substitution gefunden werden, die die erzeugten Sekundärmaterialien abdeckt. Die am weitesten verbreitete Methode bei Metallrecycling ist die Ermittlung des Substitutionspotenzials für Primärmetall. Verschiedene Methodiken wurden entwickelt, z.B. die „Wertkorrigierte Substitutionsmethode“ (Werner & Richter 2000), (European Aluminium Association 2005) bei der das Substitutionspotenzial des Sekundärmetalls anhand seines Marktpreises in Relation zu dem von Primärmetall ermittelt wird. Das so berechnete Substitutionspotenzial wird dann vom Primärinput abgezogen. Allgemein gilt, dass bei der Verwendung von Substitutionspotenzialen besonders auf die Verteilung aller anfallenden Umweltlasten geachtet werden muss („100% Regel“). Die Substitutionsmethode ist damit ein Open-Loop Ansatz ähnlich der unten vorgestellten Methode zur Berücksichtigung des Recyclingniveaus. Konsequenterweise muss die Umweltlast der verbleibenden Primärproduktion dem nachfolgenden Produktsystem angerechnet werden, das von dem Sekundärmaterial Gebrauch macht. Dies ist dann nicht mehr möglich, wenn das nachfolgende Produktsystem mit dem ersten Produktsystem identisch ist, da dann auf keinen Fall alle Umweltlasten berücksichtigt würden. Ein weiteres Problem mit diesem Ansatz kann in jenen Fällen entstehen, in denen der Marktpreis für Sekundärmaterial (insbesondere Legierungen) höher ist, als der für Primärmaterial. Beim wertkorrigierten Substitutionsverfahren wäre dann der Substitutionsfaktor größer als 1, was keinen Sinn macht (vgl. Rombach 2003:129). In vielen Fällen, insbesondere bei Metallen, werden Produkte nicht rein aus primärem Material hergestellt, sondern zu einem (teilweise erheblichen) Teil aus Sekundärmaterial. So kommt es zu einer Kette von Verwendung und Wiederverwendung des ursprünglich primären Materials. Dieser Sachverhalt wird in einer weiteren Implementation des Open-Loop Ansatzes aufgegriffen, im sogenannten „Cascade Approach“, oder Kaskaden-Ansatz. Bei die-

sem werden die Umweltlasten der Primärerzeugung und aller Recycling- und Wiederverwertungszyklen auf eine Reihe von, oder gar alle, beteiligten Produkte verteilt (siehe Birat u.a. 2006 für eine Anwendung). Als eine Konsequenz werden vergangene mit zukünftigen Umweltlasten vermischt, wobei die zukünftigen Umweltlasten nur abgeschätzt werden können, da es Unsicherheiten bezüglich der zukünftigen Produktions- und Recyclingtechnologien gibt. Dies ist ein grundsätzliches Problem für Open-Loop Ansätze. Die bisher diskutierten Zugänge zur Berücksichtigung von Recycling werden in Tabelle 6 zusammengefasst.

Tabelle 6: Einige Ansätze zur Berücksichtigung von Recycling in Ökobilanzen und ihre Charakteristika

Recycling-Ansatz	Charakteristika
Systemerweiterung	Vermeidet Allokation, anwendbar für gebrauchte Produkte und Komponenten als Ganzes
Closed-loop Ansatz	Vermeidet Allokation, anwendbar wenn rezykliertes Material gleiche Eigenschaften wie Primärmaterial hat, oder Produkt teilweise aus Sekundärmaterial gefertigt wird. Inputverhältnis Sekundär/Primär muss festgelegt werden
Open-loop Ansatz	Umweltlasten müssen zwischen primärem und sekundären Produkten aufgeteilt werden, Allokationsfaktoren müssen, wie oben beschrieben, bestimmt werden. Beispiele:
Cut-off Ansatz	Vermeidet Allokation, anwendbar wenn Entsorgungsphase vernachlässigbar, oder ggf. bei vergleichenden LCAs
Wertkorrigierte Substitution	Anwendbar bei open-loop und closed-loop, relativer Marktpreis für Sekundärmaterial muss bekannt, stabil und eindeutig sein, 100% Regel muss erfüllt sein
Kaskaden-Ansatz	Allokation zwischen mehreren, oder allen, Produkten in einer Kette von Verwendung und Wiederverwendung eines Materials, zukünftige Recycling-Lasten müssen bekannt sein, weit gesteckter zeitlicher Rahmen

Berücksichtigung des Recyclings von Kupfermaterialien in Ökobilanzdaten

In diesem Abschnitt wird auf die Situation bei Kupferrecycling im Speziellen eingegangen. Dabei werden einige der oben erwähnten Allokationsverfahren genauer vorgestellt und auf ihre Eignung für Produkte aus Kupfer untersucht.

Vorab sollten einige Bemerkungen zu den Recyclingflüssen von Kupfer gemacht werden, welche auch Relevanz für andere Metalle haben. Die relevanten Rohmaterialrouten für Kupferprodukte lassen sich grob in Primär-, Sekundär- und Reinschrottroute (Clean Scrap) aufteilen. Die Primärroute wird durch Kupfererzkonzentrate gespeist, die Sekundärroute durch obsoletere Produkte (ggf. importiert), und die Reinschrottroute speist sich aus einem Gemisch aus

Produktionsabfällen (Fabrikation und Fertigung) und aufbereiteten obsoleten Endprodukten. Nach (LCC 2006) ergibt sich die in Abbildung 11 gezeigte Zusammensetzung für europäische Kupferbleche und -rohre⁹. Für Kupferkabel ist der Reinschrottanteil Null. Um den wahren Anteil an Sekundärmaterial (also Material nach der Gebrauchsphase) zu ermitteln, der in die Produkte einfließt, müsste die Herkunft des Reinschrotts (Produktionsabfälle oder obsolete Produkte) bekannt sein, dazu werden aber in (LCC 2006) keine Angaben gemacht. Aus einer Studie der International Copper Study Group (ICSG 2005) geht hervor, dass dieser Anteil (dort Recycling-Input-Rate genannt) im Mittel etwa 46% beträgt. Wie am Beispiel der Kabel gezeigt, gibt es Unterschiede im Sekundäranteil für verschiedene Produkte. Eine andere relevante Größe bei der Betrachtung von Recycling ist die am Lebensende von Produkten zurück gewonnene Menge an Material. In (LCC 2006) werden dazu keine direkten Angaben gemacht, lediglich aus Abbildung 18 (und ähnlichen Abbildungen im Originaltext) lässt sich folgern, dass lediglich 7% des Kupferinhalts bei Sammlung und Recycling verloren gehen. Die ICSG Studie kommt zu anderen Schlüssen und gibt eine Recycling-Efficiency-Rate (Anteil des zurück gewonnen Kupfers im Vergleich zum anfallenden Kupferschrottaufkommen) von 63% bis 73% an, also eine Verlustrate von 23% bis 34%. Hier muss man allerdings beachten, dass die ICSG Zahlen für den Durchschnitt über alle Produkte (und damit alle Halbzeuge) ermittelt wurden. Die Zahlen in (LCC 2006) beziehen sich dahingegen auf einzelne Halbzeuge, die natürlich eine jeweils andere Recyclingquote aufweisen. So wird bei Blechen und Rohren ein deutlich größerer Anteil der obsoleten Produkte wieder in der Halbzeugproduktion zurückfließen, als das bei Kabeln der Fall ist (wegen der höheren Reinheitsanforderungen). In einem Stoffflussmodell, das sich an einen Closed-Loop Ansatz anlehnt, sind die Unterschiede zwischen Recycling-Input und Recycling-Efficiency-Rate nur abzubilden, wenn der Aufbau von Kupferlagern (in der Nutzungsphase) mit berücksichtigt würde. Erst dann lassen sich die verschiedenen Raten miteinander in Einklang bringen. Ökobilanzen modellieren aber in der Regel den Lebensweg eines einzelnen Produkts, und lassen daher den Bestandsaufbau außer Acht. Während es Sinn macht, das allgemein geltende Inputverhältnis für das jeweilige Produkt anzusetzen (ggf. noch unterschieden nach Rohr und Blech einerseits und Kabel andererseits), ist dies für die Verwertungsquote am Lebensende nicht mehr gegeben. Hier können sich die jeweiligen Produkte, je nach Konstruktion und Nutzergewohnheiten, in ihrer Verwertung erheblich unterscheiden. Man denke nur an Kabel in großen Elektromotoren (hohe Verwertungsquote, siehe ICSG 2005), und Kabel in MP3-Playern oder Mobiltelefonen (sehr geringe Verwertungsquote). Ist die Verwertungsquote für ein Produkt nun also größer als das Sekundär/Primär-Inputverhältnis, so würde sich der scheinbar widersprüchliche Sachverhalt ergeben, dass das Produkt mehr Sekundärmaterial erzeugen könnte, als ursprünglich in das Produkt eingeflossen ist. Gesamtwirtschaftlich gesehen ist das natürlich nicht so, denn die Gesamtmenge an Sekundärmaterial, die in Form von obsoleten Produkten im Betrachtungszeitraum anfällt, ist eben deutlich kleiner als die Gesamtmenge an Kupfer die in die Produktion einfließt. Es muss hinzugefügt werden, dass hier die Im- und Exporte von Schrott vernachlässigt wurden, die zumindest auf nationaler Ebene eine Rolle spielen. Für die EU25 liegt der (Netto-)Exportanteil von obsoleten Kupferprodukten bei lediglich 6% (ICSG 2005), und kann in erster Näherung vernachlässigt werden. Mit dieser vereinfachten Betrachtungsweise wäre es nun also so, dass die Produkte mit hoher Verwertungsquote eine zusätzliche Menge an Sekundärmaterial für die Produkte mit niedriger Verwertungsquote in das Gesamtsystem einbringen. Es ist vom Ökobilanzierer zu entscheiden, ob dieser Sachverhalt in die Bewertung mit einzubeziehen ist.

⁹ Diese Darstellung steht im Widerspruch zur Abbildung 18, aus der sich ein 50%iger Anteil an Reinschrott ergibt. Ohne Einsicht in das Originalmodell lässt sich dieser nicht auflösen.

Allokationsverfahren für Kupferrecycling

Die in der Literatur im Zusammenhang mit Recycling am weitesten verbreiteten Allokationsverfahren stellen das Open-Loop- und Closed-Loop Recycling dar. Dabei ist die Bezeichnungswiese nicht einheitlich, und es existieren ferner mehrere Varianten des jeweiligen Typs. Hier werden diese Bezeichnungen daher als Platzhalter für eine jeweilige Klasse von Ansätzen verwendet. Ferner wird hier davon ausgegangen, dass jedes Kupferprodukt von vornherein aus einem Anteil Primär- sowie Sekundärmaterial besteht, es also keine reinen Primärprodukte gibt.

Closed-Loop Ansatz

Beim Closed-Loop Ansatz verbleiben die recycelten Materialien (im Modell) innerhalb desselben Produktsystems und bewegen sich in einem geschlossenen Kreislauf, womit eine Allokation zu anderen Produktsystemen vermieden wird (siehe Abbildung 16). Geklärt werden muss allerdings die Frage, ob und wie weit der Recyclingstrom den Zufluss von Primärmaterial ersetzen kann.

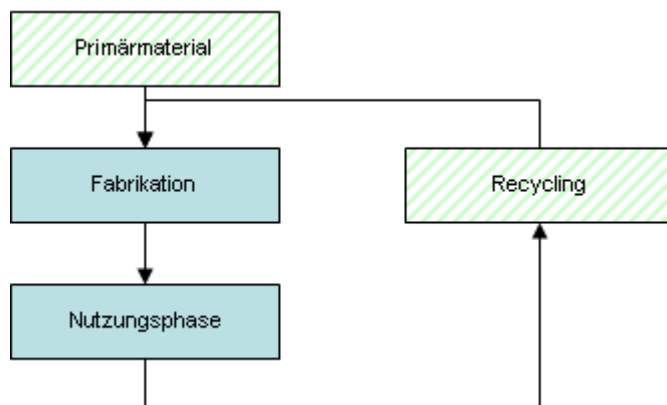


Abbildung 16: Schematische Darstellung des Closed-Loop Recyclings

Kümmel (Kümmel 2000) hat sich mit der Ökobilanzierung von Bauwerkstoffen beschäftigt, und in diesem Zusammenhang auch mit dem Problem der Allokation. Einige seiner Schlussfolgerungen lassen sich leicht auf Metallprodukte übertragen. Er unterscheidet in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 2243 Closed-Loop Recycling nach Wiederverwendung und Wiederverwertung. Wird das betrachtete Produkt ohne eine Auflösung der Produktgestalt erneut verwendet, spricht man von *Wiederverwendung*. In diesem Fall muss die Qualität und somit die Einsatzfähigkeit des Produkts konstant sein. Die Aufwendungen für die Primärerstellung, ggf. Aufarbeitung und eventuelle spätere Entsorgungsaufwendungen werden gleichmäßig über die einzelnen Lebenszyklen verteilt. Dieser Fall ist bezüglich der Allokation also eindeutig zu lösen. Bekannt sein müssen dafür die einzelnen Aufwendungen und die Zahl der Wiederverwendungszyklen. Die Grundannahme dabei ist, dass ein obsoletes, aufgearbeitetes Produkt zu 100% ein neues Produkt substituieren kann. Ist dies nicht der Fall, lassen sich die Nutzungsminderungen über einen asymmetrischen Verteilungsschlüssel integrieren, wobei jeder Nutzungszyklus entsprechend seines Wertverlusts einen proportionalen Anteil an den Gesamtlasten trägt¹⁰.

¹⁰ Hier wird allerdings ggf. die Grenze zum Closed-Loop Ansatz überschritten.

Wiederverwertung bezeichnet die Auflösung der Gestalt des Produkts und eine Rückführung zum Produktionsprozess in Form von Ausgangsmaterialien. Eine Verteilung der Umweltlasten zwischen den Lebenszyklen muss nun anders erfolgen, da a) die Materialqualität unter Umständen vom Primärmaterial abweicht, also Sekundärmaterial nicht 100% Primärmaterial ersetzen kann und b) ggf. mehr oder weniger Sekundärmaterial am Lebensende anfällt, als zu Beginn eingeflossen ist. Durch den Einsatz des Sekundärrohstoffes werden (teilweise) Aufwendungen für die Herstellung des Primärmaterials vermieden. Eine Allokation (über verschiedenen Produktsysteme) ist in diesem Fall nicht nötig, es muss nur festgelegt werden, auf welchem Qualitätsniveau das Sekundärmaterial Primärmaterial ersetzen kann, ob es gegebenenfalls nur Sekundärmaterial ersetzt, und wie viel Sekundärmaterial überhaupt am Lebensende zur Verfügung steht (d.h. die Verluste aus Sammlung und Aufbereitung müssen berücksichtigt werden). In (Kümmel 2000) wird das Qualitätsniveau über das „Wertschöpfungs-niveau“ bestimmt, wobei ein Wertschöpfungs-niveau von 0 mit dem Beginn des Wertschöpfungsprozesses gleichzusetzen ist, also beispielsweise gleich dem Niveau von Kupferkonzentrat als Rohstoff. Ein Wertschöpfungs-niveau von 1 wäre dementsprechend gleichwertig zum fertigen Produkt, was einer Wiederverwendung entspräche. Dieser Ansatz, der sowohl Rezyklatmenge, als auch Qualität erfasst, ist für Metalle dann übertragbar, wenn bei diesen zwar die Produktform aufgelöst wird, die Sekundärmaterialien aber in unterschiedliche Phasen der Produktion einfließen können. Bei Kupferprodukten trifft dies zu, da diese, je nach Schrottqualität, am Lebensende in unterschiedliche Verarbeitungsstufen zurückfließen. Nach diesem Ansatz würden also hochrein zurück gewonnene Produkte (beispielsweise Rohre, oder Kupferkabel) mit geringeren Umweltlasten beaufschlagt werden, als solche, die nur in weniger reiner Form vorliegen, wie beispielsweise Kupfer auf Leiterplatten. Die Anwendung dieser Methode setzt allerdings voraus, dass man die genauen Verwertungswege der obsoleten Produkte kennt. Für eine Bilanzierung von Halbzeugen, wie in der Kupfer-LCA, ist diese Methode daher nicht geeignet. Sie kann aber für Endprodukte aus Kupfer eingesetzt werden.

In der Praxis ist ein Vorgehen wie zuvor beschrieben derzeit nicht üblich. Es wird vielmehr der Vermeidung des Primäraufwands durch die Verwendung fester Verhältnisse von Primär- und Sekundärrohstoffen als Materialinput für ein bestimmtes Zeitintervall innerhalb der Sachbilanz Rechnung getragen. Das heißt, das die zur Verfügung stehende Sekundärmaterialmenge nur zu dem Teil angerechnet wird, der ihrem Anteil am (festgelegten) Gesamtmaterial-Input entspricht. Die gesamtwirtschaftlich zur Verfügung stehende Rezyklatmenge wirkt sich in diesem Fall also limitierend auf den Bonus aus, der sich aus der produktspezifischen Generierung von Sekundärmaterial ergibt. Als Anreiz zur Erhöhung der Rezyklierbarkeit von Produkten ist dieses Allokationsverfahren also eher ungeeignet, denn ein Produkt mit hoher Rezyklierbarkeit profitiert nicht in vollem Maße davon. Ist das Ziel einer LCA Studie also die Erhöhung der Rezyklierbarkeit von Produkten, sollte ein Allokationsansatz gewählt werden, der diesem Ziel Rechnung trägt, wie der im ersten Abschnitt beschriebene. Bei der Verwendung festgelegter Verhältnisse von Primär- zu Sekundärinput je Produkt, und bei geringeren Aufwendungen für Sekundärmaterialherstellung (die Regel bei Metallen), wird bei dieser Art der Allokation also dasjenige Produktsystem begünstigt, welches über einen hohen Anteil an Sekundärmaterial als Input verfügt (im Falle der Kupfer-LCA wären das Produkte aus Rohren und Blechen). Es ist zu überlegen, ob dies für Metalle sinnvoll ist, da hier der Engpass im Recyclingsystem nicht so sehr der Einsatz in der Produktion ist, als viel mehr die Phase der Sammlung und Aufbereitung am Lebensende. So lag der Anteil an obsoleten Kupferprodukten welche in den Kupferkreislauf zurückfließen im Jahr 1999 nur bei etwa 60% (ICSG 2005:27). Da Kupferschrott, auf der anderen Seite, ein begehrter Rohstoff für die Raffinaderproduktion ist, wird dieser Kupferschrott auch zu beinahe 100% in die Produktion zurück fließen (abzüglich der Verarbeitungsverluste). Für Platingruppenmetalle existiert eine ähnliche Situation, in der die Verlustströme aus dem Metallkreislauf ein strukturelles Problem darstel-

len (Hagelüken 2005). Für eine steuernde Wirkung von Ökobilanzen wäre also ein anderer Ansatz wünschenswert.

Open-Loop Ansatz

Von Open-Loop Recycling spricht man, wenn das recycelte Material – meist auf Grund von Qualitätsverlusten - nicht mehr in das ursprüngliche Produktsystem zurückgeführt werden kann, aber als Rohstoff für ein anderes Produktsystem eingesetzt wird. Dabei kann das recycelte Material mehrere Produktsysteme durchlaufen. Das Allokationsproblem entsteht nun an den Prozessschritten, die von zwei oder mehreren Produktsystemen und/oder Lebenszyklen gemeinsam genutzt werden. Diese sind die Bereitstellung des Primärmaterials, Recyclingprozesse und die Entsorgung am Ende der Lebensdauer.

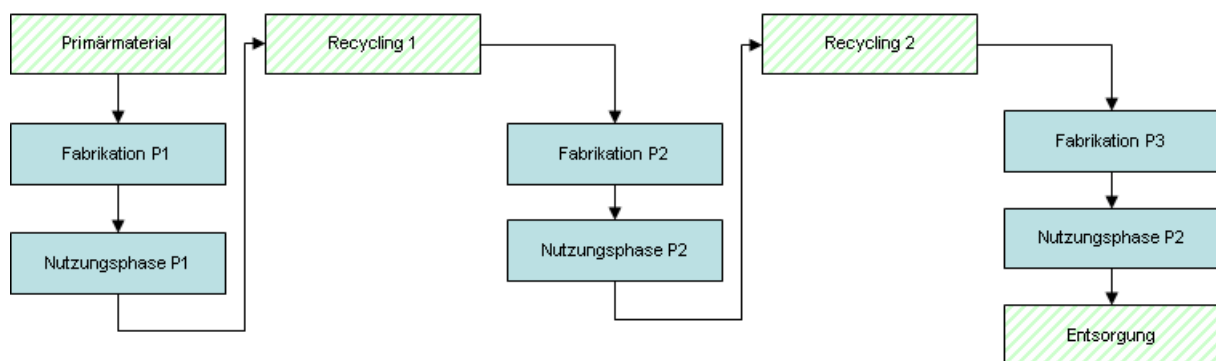


Abbildung 17: Schematische Darstellung eines Open-Loop Recyclingprozesses.

Für die Allokation von Open-Loop Recycling wurden eine Reihe von Allokationsverfahren entwickelt und vorgeschlagen. In (Baumann & Tillman 2004) z.B. werden folgende Verfahren genannt:

- „Cut-off“, d.h. das erste Produktsystem trägt die Lasten der Primärproduktion, weitere Produktsysteme tragen nur Lasten des Recyclings, bzw. der Entsorgung.
- „Allokation in Bezug auf Qualitätsverlust“, d.h. ähnlich wie bei der Closed-Loop Allokation oben, wird dem System aus dem das Produkt/Material ausscheidet, jeweils ein Anteil an den Gesamtlasten angerechnet, der dem Qualitätsverlust entspricht. Aus praktischen Gründen wird der Qualitätsverlust dabei häufig in ökonomischen Einheiten gemessen.
- „Rohmaterialgewinnung erzeugt Abfall“, d.h. die Entsorgung wird komplett dem ersten Produktsystem angerechnet, die andern Systeme tragen nur die Lasten aus dem Recycling
- „Materialverlust als Abfall muss durch Primärmaterial ersetzt werden“, d.h. dem letzten Produktsystem in der Reihe werden die Lasten aus Primärerzeugung und Entsorgung angerechnet, das erste Produktsystem trägt die Lasten aus dem (ersten) Recycling, das zweite die Lasten aus dem zweiten Recycling, usw.
- „Closed-Loop Näherung“, d.h. bei nur geringen Qualitätsverlusten durch Recycling werden die Umweltlasten wie beim Closed-Loop Verfahren verteilt, also gleichmäßig über alle Produktsysteme. Die Anwendung ist dann gerechtfertigt, wenn die Materialqualität durch Sortierung und Aufbereitung nahezu konstant gehalten werden kann, z.B. bei vielen Metallen.

- „50/50“, d.h. Umweltlasten der Primärproduktion und Entsorgung werden gleichmäßig auf erstes und letztes Produktsystem verteilt, Lasten aus dem Recycling werden gleichmäßig auf das jeweils vorhergehende und nachfolgende Produktsystem verteilt.

In (Ekvall & Tillman 1997) wird das Allokationsverfahren in Bezug auf Qualitätsverlust noch weiter unterteilt, indem nicht unbedingt alle Lasten (Primärproduktion, Recycling und Entsorgung) nach demselben Schlüssel verteilt werden, sondern entweder nur die Primärproduktionslasten, oder die Primärproduktions- und Entsorgungslasten.

Vorschläge für die Anwendung auf Ökobilanzen von Kupferprodukten

Kupfer bietet den Vorteil, dass es ohne Verlust seiner Eigenschaften oder Qualität recycelt und somit ohne Einschränkungen wieder in neuen Produkten eingesetzt werden kann. Dies ist vornehmlich dem Prozess der Elektrolyse geschuldet, der jegliche Verunreinigungen aus dem Kupferstrom beseitigt. Eine Einschränkung besteht für Reinschrott, der zu einem hohen Anteil in der Halbzeugproduktion direkt eingesetzt wird, allerdings nur für Bleche und Rohre¹¹. Insofern scheint der Closed-Loop Ansatz mit Berücksichtigung des Qualitätsniveaus ein passender Ansatz zur Berücksichtigung des Recyclings zu sein. Allerdings ist bei diesem Ansatz darauf zu achten, an welcher Stelle der Kreislauf geschlossen wird, und wie die Qualität des Kupferschrotts eingeht. Grundsätzlich besteht zudem das Problem, dass ein Closed-Loop Ansatz (in der Regel) statisch modelliert wird, und damit der Dynamik der Kupferflüsse in der Gesellschaft nicht immer gerecht werden kann.

Bei der oben vorgestellten Kupfer-LCA werden die Recyclingprozesse nicht vollständig betrachtet, da es sich um eine „cradle-to-gate“ Bilanz handelt. Die Entsorgungs- und Aufbereitungsprozesse (Sammlung, Trennung, Sortierung, Transport, etc.) wurden also nicht mit bilanziert. Die am Lebensende anfallenden Kupfermengen bei Blech- und Rohrproduktion wurden allerdings mit dem Bedarf an Reinschrott („clean scrap“) verrechnet, d.h. es wird mit einem modifizierten Closed-Loop Ansatz gearbeitet. Dabei wird davon ausgegangen, dass von der Kupfermenge am Lebensende (der jeweiligen Blech- und Rohranwendung) genau soviel in die Halbzeugproduktion zurückfließt, wie dem durchschnittlichen (EU25) Input an Reinschrott in der Halbzeugproduktion entspricht. Die verbleibende Kupfermenge am Lebensende wird als „future recycling“ bezeichnet, aber nicht weiter betrachtet. Siehe dazu als Beispiel die Abbildung 18 für Bleche.

¹¹ In Übereinstimmung mit der Kupfer-LCA werden hier Legierungen und eventuelle andere Halbzeugformate ausgespart.

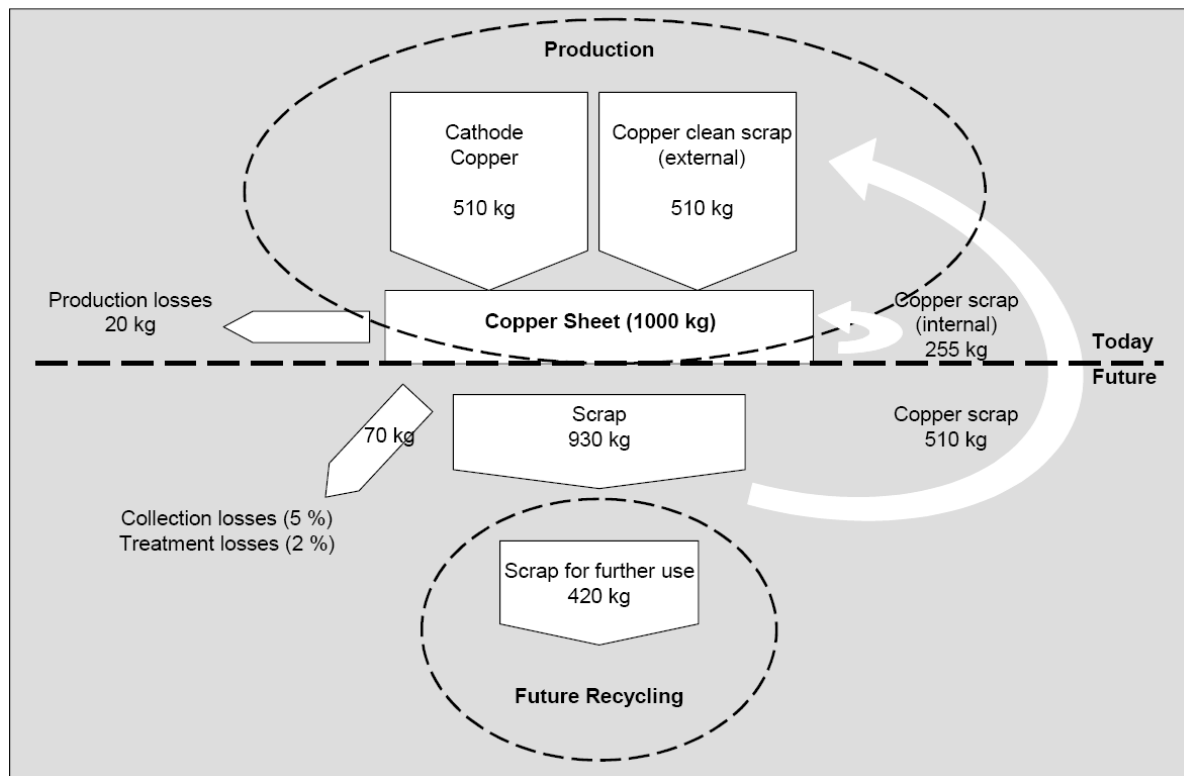


Abbildung 18: Modellierung der Recyclingflüsse in der Kupfer-LCA. Abbildung aus (LCC 2006)

Mit anderen Worten wird angenommen, dass a) ca. 93% der im Produkt verarbeiteten Kupfermenge für Recycling zur Verfügung stehen, und b) der Kupferschrott aus Rohr- und Blechanwendungen am Lebensende zu 50% als Reinschrott vorliegt, der ohne weitere Aufbereitung in die Halbzeugproduktion zurückfließen kann. Beide Annahmen stehen im Widerspruch zu anderen Veröffentlichungen. Zunächst einmal geht aus (ICSG 2005) bezüglich Punkt a) hervor, dass die Verwertungsquote (Recycling-Efficiency-Rate) bei lediglich 63% bis 73% liegt, und selbst unter Berücksichtigung von Exporten nicht größer als 79% ist. Bezüglich Punkt b) müsste der anfallende Kupferschrott am Lebensende zu einem erheblichen Teil in den Sekundärprozess zurückfließen, und nur zu einem geringeren Teil als angenommen in die Halbzeugproduktion. Aus (Scharp & Erdmann 2006) kann man entnehmen, dass das Gesamtschrottaufkommen (also obsolete Produkte) zu etwa 50% in die Halbzeugproduktion fließt, und zu etwa 50% in die Sekundärproduktion¹². Die Verrechnung des gesamten Schrottes als Reinschrott erklärt auch das Fehlen eines entsprechenden Reinschrott-Inputs in der Sachbilanz, obwohl der Kupferinput für die Halbzeuge zu mindestens 50% aus Reinschrott (und 50% aus Kathoden) besteht. Im Schaubild für die Prozessroute (Abbildung 1) taucht dieser Reinschrott noch als „extern“ auf, seine Herkunft bleibt allerdings ungeklärt. Für Kabel wird davon ausgegangen, dass diese über keinen Reinschrott-Input verfügen (wegen der erhöhten Anforderungen an die Reinheit des Materials), sondern nur aus Kathoden hergestellt werden. Dieser Tatbestand ist in der Kupfer-LCA entsprechend berücksichtigt (LCC 2006:20f). Ungeachtet der beschriebenen Unklarheiten bezüglich der Recyclingströme, stellen die beiden Fälle Blech/Rohr und Kabel also unterschiedliche Ansätze dar. Während Bleche und Rohre mit einem Closed-Loop Ansatz und der Annahme eines sehr hohen Schrottniveaus behandelt werden, wird bei Kabeln der Recyclingstrom nicht betrachtet. Die Kupfer-LCA spiegelt dementsprechend ein schlechteres Resultat für Kabel wieder. Es ist zugegebenermaßen metho-

¹² Allerdings werden hier auch wieder Durchschnitte für alle Produkte bzw. Halbzeuge betrachtet, nicht wie bei der Kupfer-LCA einzelne Halbzeuge.

disch und datentechnisch anspruchsvoll für Halbzeuge, deren Endanwendung unbekannt ist, das Recycling korrekt abzubilden; der Closed-Loop Ansatz liegt dabei nahe. Jedoch sollte die Umsetzung die tatsächlichen Verhältnisse zumindest angenähert wiedergeben, sonst verliert die so berechnete Ökobilanz ihre Glaubwürdigkeit. Dazu wäre ein abgestuftes Vorgehen denkbar, welches den jeweiligen Detailgrad und die Anforderungen der Ökobilanz mit einbezieht.

Erste Näherung: Closed-Loop auf Basis fester Inputverhältnisse

In erster Näherung kann man in Ökobilanzen für Kupferendprodukte die Recyclingströme und -aufwendungen nach dem Closed-Loop Ansatz behandeln, der auf festen (aber regelmäßig zu aktualisierenden) Verhältnissen von Primär- zu Sekundärproduktion beruht. Eine schematische Darstellung zeigt Abbildung 19.

Zu entscheiden bleibt allerdings, ob dafür die Verwertungsquote am Lebensende, oder die Sekundärquote bei der Produktion herangezogen werden sollte. In (ICSG 2005) werden zu dieser Unterscheidung die Begriffe *Recycling-Efficiency-Rate* (RER, Verwertungsquote) und *Recycling-Input-Rate* (RIR, Sekundäranteil an der Produktion) benutzt. Für die EU25 liegt die RIR bei etwa 46%, während die RER, je nach Rechenmodell, zwischen 63% und 73% liegt (ICSG 2005). Der Unterschied erklärt sich zum einen aus dem wachsenden Bestand an Kupfer in der Technosphäre, zum andern aus Import und Export von Kupferschrott. Man wird diese, in der Dynamik der Kupferströme begründeten, Diskrepanzen nicht durch ein statisches Verhältnis abbilden, und daher die Realität nicht vollständig abbilden können. Nimmt man die RER als Grundlage für das Verhältnis von Primär- zu Sekundärproduktion, und verrechnet auf dieser Basis die am Lebensende anfallenden Kupfermengen mit den Sekundärinputs, so würde bei den aktuell gültigen Werten mehr Sekundärmaterial erzeugt werden, als tatsächlich in den Prozess einfließt ($RER > RIR$). Die verbleibende Menge könnte mit der Primärproduktion verrechnet werden (abzüglich der Aufwendungen für Sammlung, Sortierung, Aufbereitung, etc.), was zu einer de facto Gleichsetzung von RER und RIR führen würde. Mit dieser Methode würde sich eine Erhöhung der RER durch verbessertes Produktdesign, höhere Sammlungseffizienz und geringer Verluste positiv auf das Ergebnis der Ökobilanz auswirken. Natürlich müssen alle Entsorgungsprozesse dabei mit betrachtet werden. Gravierender Nachteil dieses Ansatzes wäre allerdings, dass die 100% Regel für Allokationen verletzt wäre: nicht alle Umweltlasten der Primärproduktion würden dem Produkt zugeordnet werden.

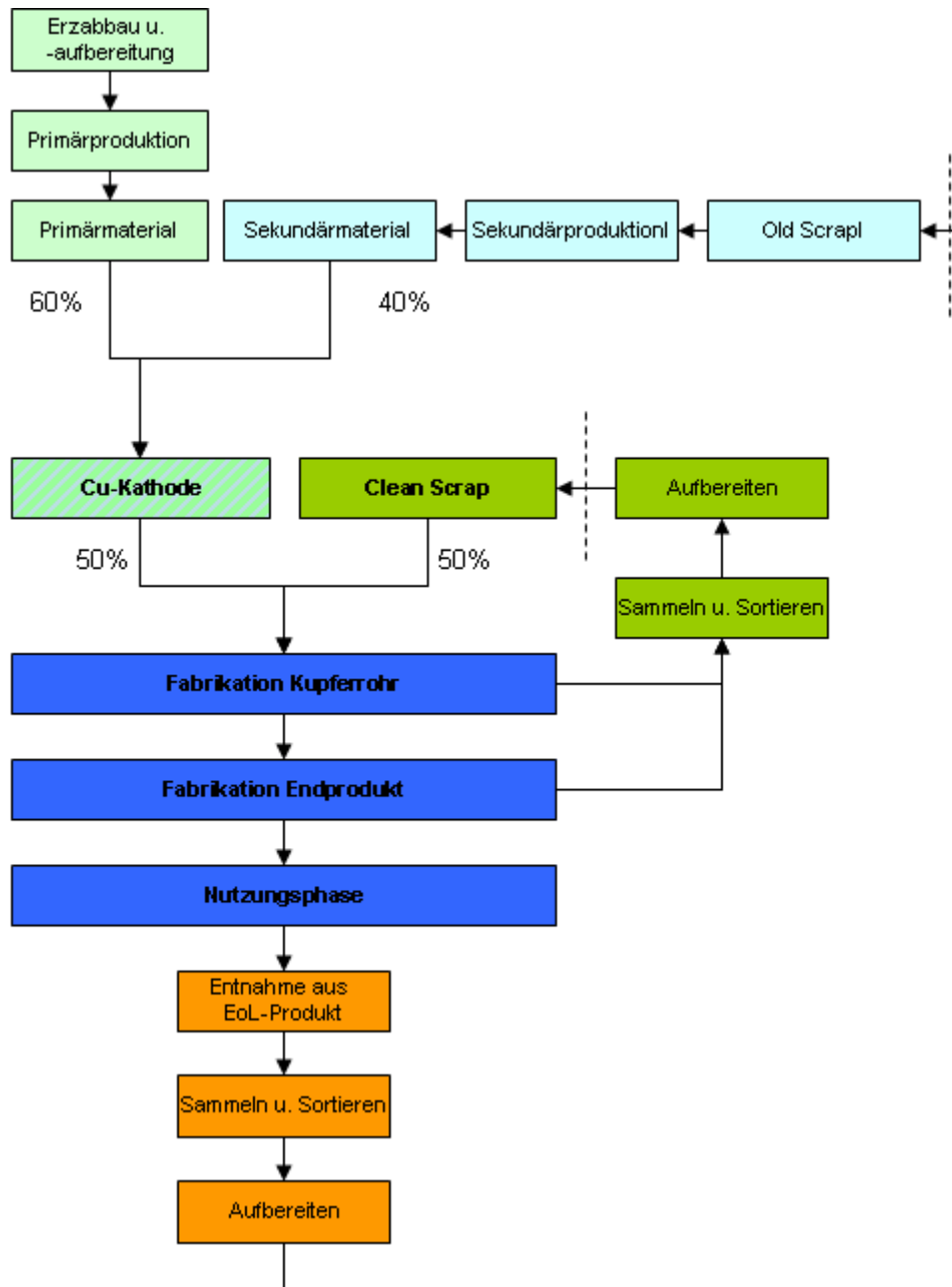


Abbildung 19: Schematische Darstellung des Closed-Loop Ansatzes mit Inputverhältnissen wie in (LCC 2006) vorgegeben.

Alternativ, und dies ist die gewöhnlich verwendete Variante, kann die RIR die Grundlage für das Verhältnis Primär- zu Sekundärproduktion bilden. Bei den aktuellen Werten von RER und RIR würde dies bedeuten, dass nur ein Teil der am Lebensende anfallenden Kupfermenge mit dem Sekundärmaterial-Input verrechnet würde. In diesem Fall würde sich die Steigerung der RER nicht auf das Ergebnis auswirken, im Gegensatz zu einer Steigerung der RIR. Ein erhöhter Sekundäranteil an der Produktion würde die Ökobilanz für Kupferprodukte verbessern. Hiervon würden allerdings keine Anreize für verbessertes Produktdesign oder erhöhte Verwertungseffizienz ausgehen. Vorteil dieses Verfahrens wäre die einfache Anwendbarkeit und die Erfüllung der 100% Regel. In einem fiktiven stationären Kupferflusssystem, in dem es keinen Bestandsaufbau und ein ausgewogenes Import/Export Verhältnis gibt, müssten die beiden Quoten RER (über alle Produkte gemittelt) und RIR übereinstimmen. In dieser Situation ist der Closed-Loop Ansatz mit RIR als festes Verhältnis also eine gute Näherung. Verbleiben würde eine Verwischung der produktspezifischen Unterschiede in der Verwertungs-

quote. Man sollte daher grundsätzlich nach einer Lösung suchen, die diesen Sachverhalt berücksichtigt.

Verfeinerung: Closed-Loop Ansatz mit produktspezifischen Inputverhältnissen

In einer Verfeinerung des zuvor beschriebenen Ansatzes (RER als Basis) ließen sich produktspezifische Verwertungsquoten für die Verrechnung von generierter Kupfermenge am Lebensende und verbrauchter Menge an Sekundärmaterialien verwenden. Ein Produkt mit hoher Verwertungsquote würde dann mit einem besseren Ökobilanzergebnis direkt davon profitieren. Produkte mit einer geringen Verwertungsquote könnten dann, wie in der Realität, nicht ihren eigenen Bedarf an Sekundärmaterial decken. Der zusätzliche Bedarf müsste über einen erhöhten Primärinput abgedeckt werden. Für jedes Produkt müssten dann auch die Entsorgungsaufwände entsprechend einzeln bestimmt werden. Grundsätzlich bleibt hier allerdings das Problem der Nicht-Erfüllung der 100% Regel. Hier könnte eine mögliche Lösung in „virtuellen“ Gutschriften gefunden werden, die nicht direkt mit den realen Gutschriften verrechnet werden dürften, aber in denselben Einheiten gemessen werden. Ein ähnliches Vorgehen wird zum Beispiel bei der von Müller-Wenk vorgeschlagenen Berechnung von Wirkungsfaktoren für Ressourcenverbrauch benutzt, welche auf den zukünftigen Mehraufwendungen durch heutige Rohstoffentnahme beruht (Müller-Wenk 1998). Im Unterschied zu den Ressourcenverbräuchen, würden hier allerdings Ressourcenschonungen virtualisiert. Natürlich handelt man sich damit eine weitere „Akzeptanzhürde“ von Ökobilanzen ein, da diese noch abstrakter und schwerer zu vergleichen sind.

Weitere Verfeinerung: Closed-Loop Ansatz mit produktspezifischen Inputverhältnissen und Berücksichtigung der Schrottqualität

In einer weiteren Verfeinerung könnten zusätzlich zu den produktspezifischen Inputverhältnissen auch die jeweils erzielten Qualitäten des Schrottmaterials mit einbezogen werden. Wenn sich Schrottmaterial beispielsweise direkt in der Halbzeugproduktion einsetzen lässt, sollte sich dies positiv in der Ökobilanz niederschlagen, da der aufwändigere Weg über die Sekundärmetallurgie erspart bleibt. Die Modellierung der Stoffflüsse müsste entsprechende Inputs von unterschiedlichen Schrottqualitäten zulassen. In der Kupfer-LCA ist dies ansatzweise umgesetzt durch die Berücksichtigung von Reinschrott, der auch am Lebensende anfallen kann. Dies entspricht dem von Kümmel vorgeschlagenen Ansatz (Kümmel 2000) mit Berücksichtigung der Schrottqualität, wie oben beschrieben. In den Fällen, wo Schrott direkt in der Halbzeugproduktion eingesetzt werden kann, folgt automatisch ein geringerer Bedarf an Kathoden, so dass es hier sowohl zu einer Verringerung der Primär- als auch der Sekundärproduktion kommen würde (den jeweiligen Anteilen an der Kathodenproduktion entsprechend). In den Fällen, wo gar kein Schrott in der Halbzeugproduktion eingesetzt werden kann (wie beispielsweise bei der Kabelproduktion), müsste entweder der anfallende Reinschrott wie qualitativ geringwertigerer Schrott behandelt werden, und damit in die Sekundärproduktion fließen, oder das Closed-Loop System müsste aufgegeben werden, zugunsten eines Open-Loop Systems, welches die anderen Halbzeugfabrikate (Bleche und Rohre) integriert, in denen dann die Reinschrott-Fraktion verarbeitet werden kann.

Integration der gesamtwirtschaftlichen Kupferflüsse in den Closed-Loop Ansatz

Als letzter Vorschlag zur Verbesserung des Closed-Loop Ansatzes sollen nun die gesamtwirtschaftlichen Flüsse in die Allokation mit einbezogen werden. Wie oben beschrieben, berücksichtigen die bisherigen Ansätze nicht, dass es während der Nutzungsphase von Kupferprodukten (und anderen Metallen) zu einem Anwachsen des gesamtwirtschaftlichen Bestandes kommt. Dies ist, neben Import und Export von Schrott, der Hauptgrund für die Diskrepanz zwischen RER und RIR. Um diesen Umstand näherungsweise zu berücksichtigen, kann man

für das zu bilanzierende Kupferprodukt den jeweiligen Bestandsaufbau im Betrachtungszeitraum ermitteln, indem man die als obsolete Produkte anfallende Menge O von der in die Nutzungsphase eingebrachten Menge P abzieht, siehe Abbildung 20.

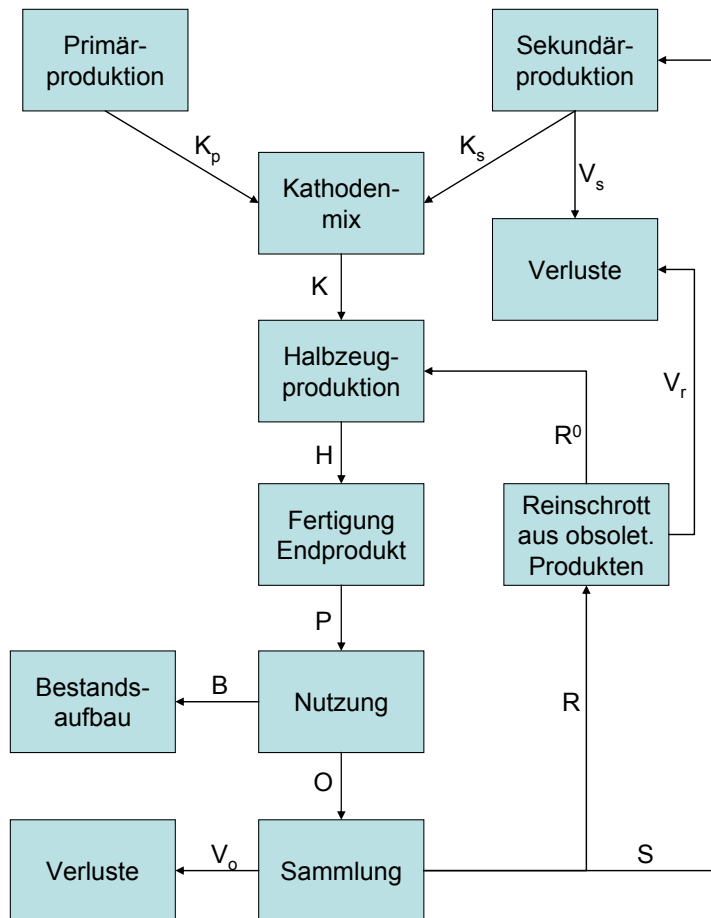


Abbildung 20: Modell eines Closed-Loop Systems für ein beliebiges Kupferprodukt mit Berücksichtigung von Bestandsaufbau in der Nutzungsphase (ohne Import und Export auf den verschiedenen Fertigungsebenen). Die eingetragenen Flüsse stellen produktspezifische Flüsse dar, die die insgesamt innerhalb des räumlichen und zeitlichen Betrachtungsraumes fließenden Kupfermengen für das jeweilige Produkt beschreiben. So ist zum Beispiel K die Menge an Kathoden die zur Produktion aller Einheiten des jeweiligen Produktes nötig ist. Lediglich das Verhältnis von K_p zu K_s (Primär/Sekundärverhältnis) gilt für alle Produkte. R^0 bezeichnet die Menge an Reinschrott aus obsoleten Produkten, die in die Produktion einfließt.

Mit den bekannten Verlusten¹³ aus Sammlung und Aufbereitung V_o lassen sich dann die insgesamt anfallende Schrottmenge $R+S$ (Reinschrott aus obsoleten Produkten und Schrott zur Sekundärverarbeitung¹⁴) bestimmen. Für jedes Produkt ergibt sich dabei eine andere Aufteilung in Reinschrott und Sekundärschrott (dies entspricht einer groben Klassifizierung in Schrottqualitätsniveaus wie in Baumann & Tillman 2004 oder Kümmel 2000 vorgeschlagen), welche für die Bilanzierung zu bestimmen ist. Das Verhältnis $(R+S)/O$ bildet dabei die Recycling-Efficiency-Rate r_{eff} , welche sich weiter unterteilen lässt in $r_{eff}^R = R/O$ und $r_{eff}^S = S/O$. In der Sekundärproduktion wird die Sekundärschrottfraction S mit entsprechenden Verlusten

¹³ In (ICSG 2005), zum Beispiel, werden „collection rates“ für die wichtigsten Produktgruppen aufgeführt. Gegebenenfalls müssen detailliertere Daten (für das zu bilanzierende Produkt) extra erhoben werden.

¹⁴ Im Folgenden kurz Sekundärschrott genannt.

V_s aufbereitet¹⁵ und fließt in die produktübergreifende Kathodenproduktion ein, wo sie (in diesem geschlossenen Modell) zu einem Anteil von K_s/K (der Recycling-Input-Rate r_{in}) zum Gesamt-Kathodeninput beitragen soll. V_s wird praktischerweise als Anteil an S zu definieren sein: $V_s = v_s \cdot S$.

Betrachtet man nun die o.g. Flüsse für alle Produkte i in diesem geschlossenen Modellsystem, so ergeben die Summen gerade die systemweiten Gesamtschrottmengen, bzw. Sekundärproduktionsmengen:

$$\sum S^i - V_s^i = \sum (1 - v_s^i) \cdot S^i = \sum K_s^i = K_s^{ges}$$

und

$$\sum (1 - v_s^i) \cdot S^i = S^{ges}.$$

Beziehungsweise

$$\sum R^i = \sum R^{0i} = R^{0ges} = R^{ges}$$

Während in diesem Modell des Gesamtsystems also alle Flüsse ausgeglichen sind, gilt das nicht für das einzelne Produkt. Hier können die Schrottmengen durchaus deutlich von den eingesetzten Sekundärmengen abweichen, sowohl nach oben, als auch nach unten.

An dieser Stelle gibt es nun drei zu unterscheidende Fälle:

- a) $S - V_s < K_s \quad \leftrightarrow \quad r_{eff}^S \cdot O \cdot (1 - v_s) < r_{in} \cdot K$
- b) $S - V_s = K_s \quad \leftrightarrow \quad r_{eff}^S \cdot O \cdot (1 - v_s) = r_{in} \cdot K$
- c) $S - V_s > K_s \quad \leftrightarrow \quad r_{eff}^S \cdot O \cdot (1 - v_s) > r_{in} \cdot K$

Im Fall a) reicht das Schrottaufkommen des betrachteten Produktes nicht aus, um den eigenen Sekundäranteil zu decken. Die fehlende Menge muss entweder durch andere Produkte (mit einem höheren Schrottaufkommen, und/oder einer höheren Recycling-Efficiency-Rate) oder durch Importe gedeckt werden. In einem fiktiven System, in dem alle Produkte diesen Sekundärschrottanteil aufweisen würden, müsste die Primärproduktion entsprechend größer und die Sekundärproduktion entsprechend kleiner sein. Anders ausgedrückt: das zusätzlich von anderen Produkten gelieferte (oder importierte) Sekundärmaterial kann nicht mehr dazu eingesetzt werden, Primärproduktion zu ersetzen. Aus dieser Argumentation ergibt sich, dass dieses Produkt zusätzlich mit der Differenz ΔU der Umweltbelastungen für Primärproduktion und Sekundärproduktion der Menge $K_s - (S - V_s) = r_{in} \cdot K - r_{eff}^S \cdot O \cdot (1 - v_s) \equiv \Delta K$ beaufschlagt wird:

$$\Delta U = U_{primär}(\Delta K) - U_{sekundär}(\Delta K),$$

wobei $U_{primär}(\Delta K)$ die Umweltlasten bezeichnen, die sich aus der Primärproduktion der Menge ΔK ergeben. Fiktiv haben wir diesem Produkt also einen niedrigeren Sekundäranteil zugewiesen. Es ist nicht nötig, Importe gesondert zu betrachten, solange sich die Aufwendungen für die Primärproduktion nicht von den inländischen unterscheiden. Andernfalls muss entsprechend dem Importanteil bei der Kathodenproduktion und den spezifischen Umweltlasten in den Importländern ein gemittelter Aufschlag berechnet werden.

Im Fall b) deckt das eigene Schrottaufkommen des Produktes im Betrachtungszeitraum die benötigte Menge an Sekundärmaterial ab, es ist keine weitere Allokation nötig. Das Produkt trägt genau in dem Maße zum Gesamtsekundärproduktion bei, wie der Durchschnitt aller Produkte.

¹⁵ Auch diese Verluste werden in (ICSG 2005) für jede Produktgruppe spezifiziert. Eine genauere Erhebung für das zu untersuchende Produkt ist empfehlenswert.

Im Fall c) ist das Produkt in der Lage mehr Sekundärmaterial zu erzeugen, wie es selber benötigt. In diesem Fall kann es entweder die Deckungslücke anderer Produkte schließen, oder exportiert werden. In einem fiktiven System, in dem alle Produkte diesen Sekundärschrottanteil aufweisen würden, müsste die Primärproduktion entsprechend kleiner und die Sekundärproduktion entsprechend größer sein. Anders ausgedrückt: das zusätzlich an andere Produkte gelieferte (oder exportierte) Sekundärmaterial kann dort dazu eingesetzt werden, Primärproduktion zu ersetzen. Entsprechend bekommt dieses Produkt eine Gutschrift über die Differenz von vermiedener Primärproduktion und zusätzlicher Sekundärproduktion der Menge $(S - V_s) - K_s = -\Delta K$:

$$\Delta U = U_{\text{sekundär}}(-\Delta K) - U_{\text{primär}}(-\Delta K)$$

Dieselbe Betrachtung wie für den Sekundärschrott kann nun für den Reinschrott erfolgen. Zunächst muss dafür aber für die verschiedenen Halbzeuge der Reinschrottanteil aus obsoleten Produkten ermittelt werden. Aus (LCC 2006) kann man als Näherung ableiten, dass es nur zwei sich unterscheidende Halbzeuggruppen gibt: Kabel einerseits und Bleche und Rohre andererseits. Aus diesen lässt sich dann ein gewichtetes Mittel für den durchschnittlichen Anteil $r^0 = R^0 / (R^0 + K) = R^0 / H$ von Reinschrott aus obsoleten Produkten am Gesamtkupferinput in der Halbzeugproduktion ermitteln. Die Argumentation ist ähnlich wie oben für Sekundärschrott, mit dem Unterschied, dass nun nicht Sekundär- gegen Primärproduktion aufgewogen wird, sondern die gesamte Kathodenproduktion (Primär- und Sekundärproduktion) vermieden wird. Wenn $R = r_{\text{eff}}^R \cdot O$ die Menge an Reinschrott ist, die aus dem Produkt am Lebensende gewonnen werden kann, und die Verluste, die bei dessen Aufbereitung für Halbzeugproduktion anfallen, angegeben werden durch $V_r = v_r \cdot R$, so ergeben sich wiederum drei Fälle:

$$\begin{aligned} \text{a) } R - V_r < R^0 & \leftrightarrow r_{\text{eff}}^R \cdot O \cdot (1 - v_r) < r^0 \cdot H \\ \text{b) } R - V_r = R^0 & \leftrightarrow r_{\text{eff}}^R \cdot O \cdot (1 - v_r) = r^0 \cdot H \\ \text{c) } R - V_r > R^0 & \leftrightarrow r_{\text{eff}}^R \cdot O \cdot (1 - v_r) > r^0 \cdot H \end{aligned}$$

Im Fall a) reicht die Reinschrottmenge aus dem Rücklauf des Produkts also nicht aus, um den eigenen (als Mittel berechneten) Reinschrottanteil in der Produktion zu decken. Entsprechend muss ein anderes Produkt diesen Fehlanteil ausgleichen, bzw. Reinschrott aus obsoleten Produkten importiert werden¹⁶. Dies kann interpretiert werden wie oben, nämlich als Minderung der Substitution von Kathoden. Entsprechend wird das Produkt mit der Differenz der Umweltlasten von Reinschrottaufbereitung (für die Halbzeugproduktion) und Kathodenproduktion (mit dem Sekundär/Primär Verhältnis r_{in}) beaufschlagt. Die Menge an Kathoden die nicht durch Reinschrott substituiert wird ist dann: $R^0 - (R - V_r) = r^0 \cdot H - (r_{\text{eff}}^R \cdot O \cdot (1 - v_r)) \equiv \Delta K$. Im Gegenzug wird bei diesem Produkt (im Modell) weniger Reinschrott aufbereitet, als im Mittel für alle Produkte. Die Differenz beträgt $\Delta R = R^0 \cdot (1 + v_r) - R$. Die Umweltlasten ΔU , mit denen das Produkt zusätzlich beaufschlagt wird, ergeben sich dann zu:

$$\Delta U = U_{\text{primär}}(r_{\text{in}} \cdot \Delta K) + U_{\text{sekundär}}(r_{\text{in}} \cdot \Delta K) - U_{\text{Reinschrottaufbereitung}}(\Delta R)$$

Gegebenenfalls kann der Beitrag der Reinschrottaufbereitung vernachlässigt werden, wegen der zu erwartenden geringen relativen Größe. In der Kupfer-LCA ist dieser zum Beispiel nicht berücksichtigt.

Im Fall b) ergibt sich wieder keine Allokation, da der Reinschrottanteil des Produktes durch das Produkt selber gedeckt wird.

¹⁶ Hier werden explizit keine Substitutionen von Reinschrott aus Produktionsabfällen betrachtet, da diese durch den technologischen Stand der Halbzeugproduktion vorgegeben sind, und nicht auf die spezifischen Konstruktions- und Verwertungseigenschaften des betrachteten oder anderer Produkte zurückzuführen sind. Das Vorgehen bleibt also analog zum Fall des Sekundärschrotts.

Im Fall c) ergibt sich analog zu oben eine in Gutschrift zu stellende Kathodenmenge von $\Delta K = (R - V_r) - R^0 = (r_{eff}^R \cdot O \cdot (1 - v_r)) - r^0 \cdot H$, eine Erhöhung der aufzubereitenden Reinschrottmenge von $\Delta R = R - R^0$ und eine Umweltlastengutschrift von

$$\Delta U = U_{Reinschrottaufbereitung}(\Delta R) - (U_{primär}(r_{in} \cdot \Delta K) + U_{sekundär}(r_{in} \cdot \Delta K)),$$

wobei die Lasten der Reinschrottaufbereitung ggf. wieder vernachlässigt werden können.

Das geschilderte Vorgehen erweckt den Anschein, als würde hier mit virtuellen Umweltlasten gehandelt. Dem ist aber nicht so, denn es wurden lediglich die tatsächlich auftretenden Umweltlasten aus Sekundär- und Primärproduktion, bzw. Reinschrottaufbereitung anders verteilt. Voraussetzung für die Gültigkeit dieser Aussage ist aber, dass alle Kupferprodukte im Gesamtsystem mit derselben Allokationsmethode behandelt werden. Nur dann kommt es zu einem Ausgleich der Gutschriften und Aufschläge, und damit der Einhaltung der 100% Regel im Gesamtsystem.

Bei der Anwendung dieser Methode gilt es allerdings zu bedenken, dass die Verwertungsquoten für obsolete Produkte r_{eff}^R und r_{eff}^S für den Betrachtungszeitraum der Ökobilanz bestimmt werden, und nicht für das tatsächliche Lebensende des Produktes. Hier muss der Ökobilanzierer entscheiden, ob diese Ungenauigkeit zu vertreten ist. Es soll noch einmal wiederholt werden, dass Ökobilanzen, so lange sie statisch sind, immer mit dem Problem der Lebensdauer und der Nicht-Absehbarkeit von technologischen und ökonomischen Weiterentwicklungen zu kämpfen haben.

Kritische Diskussion:

Man kann diesem Ansatz vorwerfen, dass diejenigen Produkte die einen starken Bestandsaufbau haben (z.B. weil sie neu am Markt sind und eine lange Lebensdauer haben) benachteiligt werden, da die am Lebensende auftretenden Flüsse (im Betrachtungszeitraum) nicht ausreichen können, um die Sekundärströme bei der Produktion zu kompensieren. Wenn die Neuartigkeit des Produktes dafür verantwortlich ist, so kann man die Recycling-Effizienzen von ähnlichen, aber bereits etablierten, Produkten zur Berechnung heranziehen. Dann muss aber die Allokation für alle Produkte auf der Basis von verallgemeinerten, etablierten, Produktklassen geschehen, damit in der Summe wieder alle Flüsse aus den obsoleten Produkten dem Gesamt-Inputstrom an Sekundärmaterial entspricht. An die Stelle der spezifischen Produktströme treten dann die Ströme der jeweiligen Produktklasse (oder Kategorie).

Um die Verzerrungen bezüglich des unterschiedlichen Bestandsaufbaus verschiedener Produkte aufzufangen, kann man sich bei der oben skizzierten Allokation auch auf die jeweils erzielten Recycling-Effizienzen, statt der absoluten Sekundärströme beziehen. In diesem Fall müsste die Fallunterscheidung so aussehen, dass die Produkte, deren Recycling-Efficiency-Rate über dem Durchschnitt aller Produkte liegt, mit einer entsprechenden Gutschrift ausgestattet wird, während die Produkte mit unterdurchschnittlicher Recycling-Efficiency-Rate einen entsprechenden Aufschlag bekommen. Entscheiden sind hier die Verhältnisse S/O bzw. R/O (oder vereinfachend auch (S+R)/O), die mit den jeweiligen Durchschnitts im Betrachtungszeitraum verglichen werden müssen. Liegt ein Produkt dann über diesem Durchschnitt, so lässt sich leicht der zusätzlich generierte Sekundärstrom berechnen, der jetzt analog zu den obigen Berechnungen mit einer Gutschrift belohnt wird (zusammengesetzt aus vermiedener Primärproduktion und zusätzlicher Sekundärproduktion). Ein Produkt, welches mit seiner Recycling Effizienz unter dem Durchschnitt liegt, wird entsprechend mit einem Aufschlag an Umweltlasten versehen, welcher sich aus der zusätzlichen Primärproduktion und der „vermiedenen“ Sekundärproduktion berechnet. Bei dieser Variante sind die auftretenden Absolutflüsse irrelevant, d.h. Produkte in der Bestandsaufbauphase, aber mit einer hohen Rezyklierbarkeit profitieren direkt von dieser.

Open-Loop Ansatz

Obwohl für Kupferprodukte eigentlich nicht anwendbar, soll hier noch kurz auf den Open-Loop Ansatz eingegangen werden. In einem Open-Loop Ansatz könnten, jedenfalls theoretisch, viele Probleme des Closed-Loop Ansatzes vermieden werden. Die Diskrepanz zwischen Recycling-Input-Rate und Recycling-Efficiency-Rate würde in einem Open-Loop Modell keine Probleme bereiten. Zudem könnte für jede funktionelle Einheit ein eigenes, möglichst realitätsnahes, Allokationsmodell erstellt werden. Ein Nachteil des Open-Loop Ansatzes besteht darin, dass eine Allokation vorgenommen werden muss. Die Auswahl eines Allokationsverfahrens ist eine subjektive Komponente der Bewertung durch den Ersteller, der somit Einfluss auf das Ergebnis der Ökobilanz nehmen kann. Zur Vermeidung oder Verminderung dieses Problems sollte ein möglichst hoher Detaillierungsgrad angestrebt werden, um möglichst wenig Prozesse zu erzeugen, die alloziiert werden müssen, entsprechend der Vorgaben der ISO Norm. Abbildung 21 zeigt die Anwendung des Open-Loop Ansatzes auf das Kupferrecycling. Die Prozesse, deren Umweltwirkungen über die verschiedenen Lebenszyklen und/oder Produkte zu verteilen sind, sind schraffiert dargestellt. Wie und über wie viele Lebenszyklen oder Produkte diese Umweltwirkungen verteilt werden, wird über die Auswahl des Allokationsverfahrens bestimmt.

Unter der Annahme, dass die vorgelagerten und nachgelagerten Produkte ähnlicher Art sind und somit eine ähnliche Produktionsstruktur aufweisen oder sogar das gleiche Produkt in einem anderen Lebenszyklus darstellen, und da die Produktkette im Prinzip unendlich ist, wird die Cut-Off-Methode in leicht veränderter Modifikation vorgeschlagen. Bei dieser Methode werden die durch ein Produkt verursachten Lasten direkt diesem Produkt zugeschrieben (vgl. Baumann & Tillman 2004). Demnach werden die Lasten bei der Herstellung des Primärmaterials vollständig dem Produkt angelastet, welches dieses Primärmaterial verbraucht. Gleiches gilt für die Recyclingprozesse. Die Recyclingprozesse werden dem Produkt angelastet, welches das Recyclingmaterial verbraucht. Um die Produzenten jedoch zu ermutigen ihre Produkte so zu konstruieren, dass eine Bereitstellung für den Recyclingkreislauf mit geringem Aufwand möglich ist, werden die Prozesse der Bereitstellung des Kupfers für den Recyclingprozess, wie beispielsweise die Entnahme des Kupfers aus den obsoleten Produkten dem alten Produkt angelastet. Abbildung 22 zeigt beispielhaft den Ansatz für Kupferrohre und -bleche.

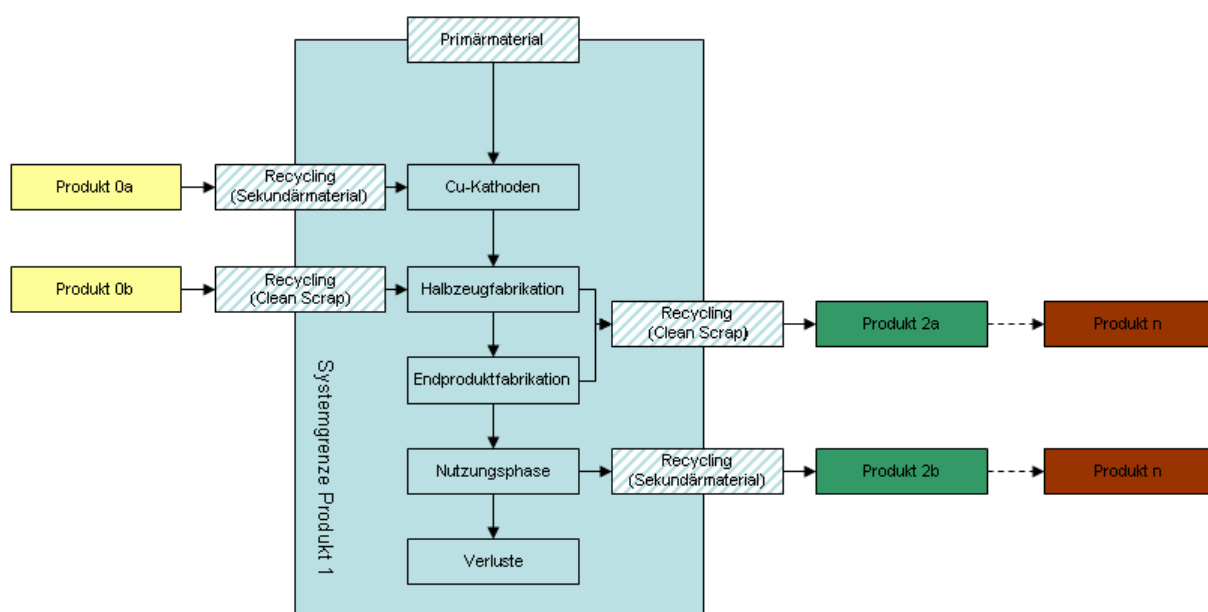


Abbildung 21: Schematische Darstellung der Allokation beim Open-Loop Ansatz. Schraffierte Prozesse müssen alloziiert werden.

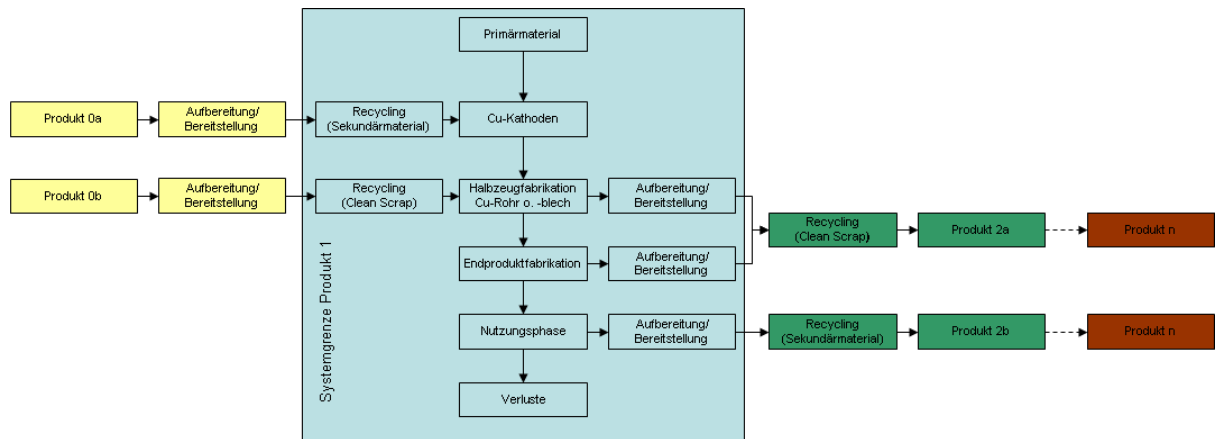


Abbildung 22: Schematische Darstellung des Open-Loop Ansatzes für Kupferrohre und -bleche.

Trotz dieser Modifikation kommt es bei diesem Ansatz zu einer günstigeren Ökobilanz für Produkte mit einem hohen Sekundäranteil, während Produkte mit einer hohen Verwertungsquote, oder hoher Schrottqualität weniger stark davon profitieren, da die Menge an rezyklierbarem Kupfer, oder die Schrottqualität nicht berücksichtigt werden. Diesen Nachteil der Cut-Off Methode könnte man theoretisch korrigieren, indem die oben zitierte „Allokation in Bezug auf Qualitätsverlust“ angewandt wird, wobei das Qualitätsniveau nach (Kümmel 2000) über den möglichen Einsatzort in der Sekundärproduktionskette bestimmt werden könnte (Niveau 0 würde bedeuten, das Material kann nur am Beginn der Recyclingkette eingesetzt werden, Niveau 1 wäre gleichbedeutend mit der Wiederverwendung des Endprodukts). Praktisch scheitert dieser Ansatz aber an der nahezu unendlichen Kette von Produktsystemen beim Kupferrecycling und den nicht zu bestimmenden Qualitätsniveaus der nachfolgenden obsoleten Produkte. Es ist nicht einmal das nächste Glied in der Kette zu bestimmen, da beim Kupferrecycling im Prinzip alle Kupferanwendungen in Frage kämen. So bleibt als einzige Open-Loop Methode der Cut-Off Ansatz, der aber wie schon der einfache Closed-Loop Ansatz mit festen Input-Verhältnissen nur zu unbefriedigenden Ergebnissen führt.

Resümee bezüglich der Berücksichtigung von Recycling

Es lässt sich nicht ohne weiteres das „richtige“ Verfahren zur Berücksichtigung von Recycling bestimmen. Es geht vielmehr darum ein adäquates Verfahren zu finden, was den Anforderungen der jeweiligen LCA-Studie Rechnung trägt. Viele Faktoren bestimmen dabei die Auswahl, vom Adressatenkreis, über den zeitlichen Bezugsrahmen, bis hin zu der „Intention“ der Ökobilanz. Sofern die Zielstellung der Ökobilanz nur den Ist-Zustand des Systems beinhaltet, sollte eine einfache Closed-Loop Variante gewählt werden, da diese mit eindeutigen und einfach zu ermittelnden Zahlen arbeitet. Ist aber die Zielstellung mit einer Verbesserung der Kreislaufführung von Kupfer verbunden, muss ein anderer Ansatz gewählt werden. Der hier vorgeschlagene Ansatz über die Integration von gesamtwirtschaftlichen Stoffflüssen ist dabei nur eine mögliche Methode, die allerdings Doppelzählungen von Umweltlasten oder deren Nicht-Berücksichtigung vermeidet, wenn sie konsequent auf alle Produkte angewendet wird. In Hinsicht auf die anderen Metalle bleibt zu klären, ob dieser Zugang verallgemeinerbar ist.

Anschluss an andere Arbeitskreise des Netzwerks Lebenszyklusdaten

Schnittstellen

Die Schnittstellen die sich aus der Kupfer-LCA (und anderen Metall-LCAs) und dem Anspruch eines deutschen Datensatzes ergeben liegen recht klar auf der Hand. Kupfer spielt eine wichtige Rolle in vielen Bereichen des Wirtschaftsgeschehens. Große Mengen Kupfer werden in den Bereichen Infrastruktur, Verkehrsmittel, Gebäude und elektrische und elektronische Geräte eingesetzt. Diese wiederum sind Bestandteil fast aller Produktsysteme, so dass der Bereitstellung von Basisdaten für Kupferprodukte eine wichtige Rolle für alle anderen Arbeitskreise zufällt. Darüber hinaus gilt dasselbe auch für andere Metalle, insbesondere Stahl und Aluminium als Grundmetalle. Aus diesen Gründen und den oben gemachten Ausführungen zu den Erfordernissen eines deutschen Datensatzes für Kupferprodukte ergibt sich eine besonders hohe Priorität für die Zusammenarbeit mit folgenden Arbeitskreisen:

- AK Energie
- AK Methodik

Eher als Abnehmer von Kupferdaten, und damit mit geringerer Priorität für eine Zusammenarbeit, ergeben sich die folgenden Arbeitskreise:

- AK Transport
- AK Werkstoffe im Bauwesen

Aufgrund der Verknüpftheit der Metallflüsse, insbesondere Kupfer, mit fast allen Bereichen von Produktion und Konsum sind die meisten Schnittstellen bidirektional zu sehen, allerdings mit unterschiedlicher Gewichtung. Speziell für die Bilanzierung von Kupferprodukten sind die Energiebereitstellungsprozesse von hoher Wichtigkeit, und für die adäquate Berücksichtigung von Nebenprodukten und Recyclingflüssen der Input aus dem AK Methodik. Der AK Metall wird daher Basisdaten für Metalle für die AKs Energie, Transport und Baustoffe bereitstellen, Daten für Energie und Transportprozesse beziehen und mit dem AK Methodik in Dialog treten, um einen einheitlichen Ansatz zur Berücksichtigung von Nebenprodukten und Recycling zu finden. Die oben gemachten Ausführungen zur Methodik sind in diesem Zusammenhang als Diskussionsvorschlag zu verstehen.

Von besonderer Bedeutung ist aber auch die Zusammenarbeit innerhalb der verschiedenen Metallgruppen innerhalb des AK Metall. So sollte ein gemeinsamer Diskussionsvorschlag zum Umgang mit Nebenprodukten und Recyclingflüssen entworfen werden, der in die Diskussion mit dem AK Methodik einfließen kann. Natürlich ist die Situation jeweils sehr spezifisch für die einzelnen Metalle, aber eine gemeinsame Vorgehensweise würde der Berücksichtigung der Metallspezifika in der Methodikdiskussion des Netzwerkes zu Gute kommen.

Angebote des AK Metalls

Das Angebot des AK Metall im Zusammenhang mit dieser Studie ist natürlich in erster Linie die Bereitstellung von aktuellen und verbindlichen Daten zu Kupferprodukten. Mit dem Datensatz des LCC ist damit ein erster und wichtiger Grundstein gelegt. Insbesondere die Absichtserklärung der Kupferindustrie diesen Datensatz regelmäßig zu aktualisieren, ist von großer Wichtigkeit, da nur so die Aktualität gewährleistet werden kann. Ein Update aus dem Netzwerk heraus, ohne Primärdatenbereitstellung seitens der Industrie, scheint dahingegen auf Dauer unmöglich. Von besonderer Wichtigkeit ist in diesem Zusammenhang die in Kürze zu erwartende Aufstellung von Ökobilanzdaten seitens einiger Minenbetreiber. Dies wird die Qualität der Sachbilanz zur Kupfererzeugung erheblich verbessern helfen, da gerade hier noch die größten Datenlücken vorliegen.

Benötigter Input aus anderen AKs

Wie oben erwähnt, ist die Bilanzierung der Kupferproduktion wegen des hohen Energiebedarfs angewiesen auf verlässliche und konsistente Energiedaten. Besonders energieintensiv sind die Abbau- und Aufbereitungsprozesse in den Erzlieferländern, welche zum allergrößten Teil nicht in Deutschland oder der EU liegen. Es muss daher geklärt werden, inwieweit der AK Energie diese Daten bereitstellen kann, oder welche Quellen sonst Daten liefern könnten, die mit denen des AK Energie (und damit mit den Kriterien des Netzwerkes) konsistent sind.

Im Zusammenhang mit den Fragen der Allokation von Nebenprodukten und Recyclingflüssen benötigt der AK Metall, und insbesondere die Kupferbilanzierer, Stellungnahmen und Verbesserungsvorschläge für die vorgeschlagenen Allokationsverfahren (siehe die vorangegangenen Abschnitte und die Vorschläge zu Recycling und Allokation des LBP, Uni Stuttgart). Die oben gemachten Ausführungen machen deutlich, dass eine Wahl des adäquaten Umgangs mit diesen Problemen nicht losgelöst vom Ziel der Ökobilanz erfolgen kann. Dahingehend müssen Empfehlungen erarbeitet werden, die dem Nutzer der vom Netzwerk zur Verfügung gestellten Daten an die Hand gegeben werden. Denkbar sind also Datensätze, die unterschiedliche Allokationsverfahren und Ebenen der Allokation beinhalten, je nachdem wie weit der Nutzer der Daten bereit ist, eine eigene Allokation vorzunehmen. Um Fehlinterpretationen zu vermeiden, ist es denkbar, die nicht allozierten Daten nur auf Anfrage frei zu geben. So ein Vorgehen muss vor allem mit dem AK Methodik diskutiert und vorbereitet werden.

Literatur

- Azapagic, Adisa & Clift, Roland 1999. LCA Methodology - Allocation of Environmental Burdens in Co-product Systems: Product-related Burdens (Part 1). *The international journal of life cycle assessment* 4(6), 357–369.
- Azapagic, Adisa & Clift, Roland 2000. LCA Methodology - Allocation of Environmental Burdens in Co-product Systems: Process and Product-related Burdens (Part 2). *The international journal of life cycle assessment* 5(1), 31–35.
- Baumann, Henrike & Tillman, Anne-Marie 2004. *The Hitch Hiker's Guide to LCA*. Lund: Studentlitteratur
- Bernesson, Sven, Nilsson, Daniel & Hansson, Per-Anders 2004. A limited LCA comparing large- and small-scale production of rape methyl ester (RME) under Swedish conditions. *Biomass and bioenergy* 26(6), 545–560.
- Birat, J.-P., u.a. 2006. The value of recycling to society and its internalization into LCA methodology. *Revue de métallurgie / Cahiers d'informations techniques* 103(2), 50–61.
- Biswas, Anil K. & Davenport, William G. 1994. *Extractive metallurgy of copper*. 3. ed. Oxford: Pergamon
- Borg, Mathias, Paulsen, Jacob & Trinius, Wolfram 2001. LCA Methodology - Proposal of a Method for Allocation in Building-Related Environmental LCA Based on Economic Parameters. *The international journal of life cycle assessment* 6(4), 219–230.
- Bruch, K. H., u.a. 1995. *Sachbilanz einer Ökobilanz der Kupfererzeugung und -verarbeitung (Sonderdruck): erschienen in der Zeitschrift METALL Hefte 4, 5 und 8/1995*. Düsseldorf: Deutsches Kupfer Institut (DKI). (DKI-Sonderdruck).
- Davenport, William G., u.a. 1999. Electrolytic Copper Refining – 1999 World Tankhouse Operating Data, in Dutrizac, J. E. (Hg.): *Electrorefining and electrowinning of copper: Proceedings of the Copper 99 - Cobre 99 International Conference - Vol. 3*. Warrendale, PA: TMS, 5–76.
- Dr. H. Sievers 2007. Email an Gößling-Reisemann Stefan, 31. Mai.

- Dr. L. Tikana 2007. Mündlich an Gößling-Reisemann Stefan, 30. Juni.
- Ekvall, Tomas & Finnveden, Göran 2001. Allocation in ISO 14041-a critical review. *Journal of cleaner production* 9(3), 197–208.
- Ekvall, Tomas & Tillman, Anne-Marie 1997. Open-Loop Recycling Criteria for Allocation Procedures. *The international journal of life cycle assessment* 2(3), 155–161.
- European Aluminium Association 2005. *Aluminium Recycling in LCA*. Brussels: European Aluminium Association
- Frischknecht, Rolf 2000. The MIIM LCA PhD Club - Allocation in Life Cycle Inventory Analysis for joint Production. *The international journal of life cycle assessment* 5(2), 85–95.
- Frondel, Manuel 2007. *Trends der Angebots- und Nachfragesituation bei mineralischen Rohstoffen. Endbericht*. Essen. URL: <http://www.rwi-essen.de/pls/portal30/docs/FOLDER/PUBLIKATIONEN/GUTACHTEN/MIN-ROHSTOFFE.PDF> [Stand 2007-10-15].
- Graedel, T.E., u.a. 2004. Multilevel Cycle of Anthropogenic Copper. *Environmental science technology* 38(4), 1242–1252.
- Grassmann, Juri 2003. Lagerstätteneigenschaften und Indikatoren als Basis zur globalen Bewertung einer nachhaltigen Rohstoffverfügbarkeit von Kupfererz. Dissertation. RWTH Aachen. URL: <http://sylvester.bth.rwth-aachen.de/dissertationen/2004/008/04008.pdf> [Stand 2007-10-14]
- Guinée, J. B. & Heijungs, R. 2007. Calculating the Influence of Alternative Allocation Scenarios in Fossil Fuel Chains. *The international journal of life cycle assessment* 12(3), 173–180. Online im Internet. URL: <http://dx.doi.org/10.1065/lca2006.06.253>
- Guinée, Jeroen B., Heijungs, Reinout & Huppes, Gjalte 2004. LCA Methodology - Economic Allocation: Examples and Derived Decision Tree. *The international journal of life cycle assessment* 9(1), 23–33.
- Guinée, Jeroen B. & Lindeijer, Erwin 2002. *Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards*. Dordrecht [u.a.]: Kluwer. (Eco-efficiency in industry and science, 7).
- Hagelüken, Christian 2005. *Stoffströme der Platingruppenmetalle: Systemanalyse und Maßnahmen für eine nachhaltige Optimierung der Stoffströme der Platingruppenmetalle ; Endbericht*. Clausthal-Zellerfeld: GDMB-Medienverl.
- Heijungs, R. & Frischknecht, R. 1998. LCA Methodology - A Special View on the Nature of the Allocation Problem. *The international journal of life cycle assessment* 3(6), 321–332.
- ICSG 2002. *Directory of Copper Mines and Plants*. Lisbon.
- ICSG 2003. *Copper Bulletin 1/2003*. Lisbon.
- ICSG 2005. *ICSG's Copper Flow Model: Determining Recycling Rates for Western Europe*. Lisbon.
- ISO 1997ff. *ISO International Standard 14040-43*. Geneva: International Organisation for Standardisation (ISO)
- Kümmel, Julian 2000. Ökobilanzierung von Baustoffen am Beispiel des Recyclings von Konstruktionsleichtbeton. Dissertation. Universität Stuttgart. URL: http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2000/704/pdf/Dissertation_Kuemmel.pdf [Stand 2007-10-14]
- LCC 2006. *Life Cycle Assessment of Copper Products*. Düsseldorf: Deutsches Kupfer Institut (DKI), Life Cycle Centre (LCC)
- Müller-Wenk, Ruedi 1998. *Depletion of abiotic resources weighted on the base of "virtual" impacts of lower grade deposits used in future*. St. Gallen: Inst. für Wirtschaft und Ökologie, Univ. St. Gallen. (IWÖ-Diskussionspapier, 57).

- Rombach, Georg 2003. *Grenzen des Recyclings*. Aachen: Shaker
- Scharp, Michael & Erdmann, Lorenz 2006. Sustainable Use of Copper: Impediments and goal conflicts of consistency, sufficiency and efficiency strategies, in Gleich, Arnim von, Ayres, Robert U. & Gößling-Reisemann, Stefan (Hg.): *Sustainable Metals Management: Securing our Future - Steps towards a Closed Loop Economy*. Dordrecht: Springer. (Eco-efficiency in industry and science, 19), 355–373.
- USGS 1999. *Metal prices in the United States through 1998*. Reston, VA. URL: http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/metal_prices/metal_prices1998.pdf [Stand 2007-10-14]
- Vogtländer, Joost G., Brezet, Han C. & Hendriks, Charles F. 2001. LCA Methodology - Allocation in Recycling Systems: An Integrated Model for the Analyses of Environmental Impact and Market Value. *The international journal of life cycle assessment* 6(6), 344–355.
- WBM 2005. *World Metal Statistics 2005*. London.
- Werner, Frank & Richter, Klaus 2000. LCA Case Studies Discussions - Economic Allocation in LCA: A Case Study About Aluminium Window Frames. *The international journal of life cycle assessment* 5(2), 79–83.
- Wettig, Eberhard 2002. *Erste Anzeichen für eine Erholung der Welt-Metallmärkte*. Berlin. URL: http://www.diw.de/deutsch/wb_11/02_erste_anzeichen_fuer_eine_erholung_der_welt_metallmaerkte/30918.html [Stand 2007-10-14]
- WVM 2001. *Metallstatistik*. Düsseldorf. URL: http://www.wvmetalle.de/wvmprofi/docs/doc_601_200273092741.pdf [Stand 2007-10-14].