

Wertstoffkreisläufe im Kontext neuer  
Mobilitätskonzepte



*Hiermit versichere ich an Eides statt, die vorliegende Arbeit selbständig und ohne unzulässige fremde Hilfe angefertigt und verfasst zu haben.*

*Ich erkläre, dass alle Hilfsmittel und Stellen, die wörtlich oder inhaltlich anderen Veröffentlichungen entnommen sind, kenntlich gemacht wurden.*

*Ich versichere außerdem, dass diesem Verfahren keine endgültig gescheiterten Promotionsverfahren vorausgegangen sind und ich die vorliegende Dissertation nur in diesem Promotionsverfahren eingereicht habe.*

*Aschaffenburg, den 08. November 2016*

*Sebastian Amrhein*



# Wertstoffkreisläufe im Kontext neuer Mobilitätskonzepte

## Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

Dr.-Ing.

eingereicht an der

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät

der Universität Augsburg

von

**Sebastian Amrhein**

Augsburg, November 2016







Dissertation eingereicht am 08. November 2016

Promotionskolloquium am 23. Januar 2017

Gutachter: Prof. Dr. Armin Reller  
Prof. Dr. Michael Kaloudis  
Prof. Dr. Axel Tuma





# Vorwort

Die vorliegende Dissertation wurde im Rahmen meiner Anstellung als wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Hochschule für angewandte Wissenschaften in Aschaffenburg angefertigt. Diesen Teil möchte ich den Personen widmen, die durch fachliche und persönliche Unterstützung maßgeblich zum Erfolg dieser Arbeit beigetragen haben.

An erster Stelle bedanke ich mich bei den drei Gutachtern. Herrn Prof. Dr. Armin Reller vom Lehrstuhl für Ressourcenstrategien der Universität Augsburg für die Übernahme der Betreuung dieser kooperativen Promotion und die wertvolle fachliche Unterstützung. Dem Zweit-Gutachter Herrn Prof. Dr. Axel Tuma für das Interesse an meiner Arbeit und die Begutachtung. Herrn Prof. Dr. Michael Kaloudis von der Hochschule Aschaffenburg für die umfangreichen und zeitintensiven Hilfestellungen fachlicher und persönlicher Art und ganz besonders für das langjährige Vertrauen in mich, das letztendlich dazu führte, dass ich meinen akademischen Weg bis zu diesem Punkt gehen konnte.

Außerdem danke ich Herrn Dipl.-Ing. Thomas Drehmel von der Winora-Staiger GmbH dafür, dass er sein enormes Produkt- und Branchenwissen an mich weitergegeben hat und sich nie zu schade war, seine wertvolle Zeit für Nachfragen und Diskussionen zu opfern. Im gleichen Zuge bin ich Frau Susanne und Herrn Felix Puello für die Bereitstellung des Forschungsobjektes zu großem Dank verpflichtet, ohne das die Arbeit in dieser Form nicht durchführbar gewesen wäre.

Ein großes Dankeschön gilt allen Mitarbeitern der Arbeitsgruppe des Labors für Aufbau- und Verbindungstechnik, insbesondere den langjährigen Kollegen Timo Schreck M.Sc. Dipl.-Ing. (FH), Wolfgang Ruppert, Miriam Rauer und Christian Schwarzer, die immer als Ansprechpartner und für Hilfestellungen zur Verfügung standen.

Gerhard Brenner danke ich sehr, dass er sich wie selbstverständlich bereiterklärt hat, das Lektorat dieser Arbeit zu übernehmen.

Meinem Kollegen und Freund Marco Bachmann möchte ich neben der fachlichen Unterstützung für die praktische Einführung in das Thema Fahrrad und die oft überfälligen Mountainbike-Ausfahrten vom Schreibtisch und zurück ganz herzlich danken.

In dieser Arbeit wird die Abhängigkeit der Menschheit von Materialien und Rohstoffen beschrieben. Jedoch kann kein Mensch die Kraft für seine Vorhaben aus solchen Ressourcen ziehen. Dafür braucht es Menschen, die einen nie im Stich lassen, den Rücken stärken und bedingungslos Kraft geben, wo sie nur können.

Nicht zuletzt möchte ich mich deshalb bei meinen Freunden und meiner Familie bedanken. Für euer Verständnis, eure Geduld und dafür, dass ihr immer für mich da seid, egal, welche Entscheidungen ich auch treffe.

**Vielen Dank!**



# Inhaltsverzeichnis

<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>XV</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>XVII</b>
<b>1 Einleitung</b>	<b>1</b>
1.1 Motivation . . . . .	1
1.2 Ziel der Arbeit . . . . .	2
1.3 Methode und Vorgehen . . . . .	3
<b>2 Elektrofahrräder in Deutschland</b>	<b>5</b>
2.1 Entwicklung in Deutschland . . . . .	5
2.2 Typen und Merkmale . . . . .	7
2.3 Das Pedelec als Verkehrsmittel in Deutschland . . . . .	8
2.3.1 Ausgangssituation und Perspektiven für den Stadtverkehr . . . . .	9
2.3.2 Politische Maßnahmen zur Umgestaltung der Verkehrsstruktur . . . . .	9
2.3.3 Verlagerungspotenziale und -effekte . . . . .	10
2.3.4 Nutzungshemmnisse für den Einsatz als Verkehrsmittel . . . . .	11
2.4 Entsorgung - Stand der Technik . . . . .	12
<b>3 Umweltauswirkungen durch Ressourceninanspruchnahme</b>	<b>13</b>
3.1 Definition und Abgrenzung des Ressourcenbegriffs . . . . .	14
3.2 Reichweite und Reserve von Rohstoffen . . . . .	14
3.3 Kritikalität von Ressourcen . . . . .	15
3.3.1 Geopolitische Verfügbarkeit . . . . .	16
3.3.2 Die Rohstoffabhängigkeit Deutschlands . . . . .	19
3.3.3 Ökologische Schäden der Rohstoffgewinnung . . . . .	19
3.3.4 Gesellschaftliche und soziale Auswirkungen durch Rohstoffabbau . . . . .	21
3.4 Maßnahmen und Wege zur Ressourceneffizienz . . . . .	22
3.4.1 Substitution und Recyclinggerechte Konstruktion . . . . .	23
3.4.2 Aufklärung und politische Instrumente . . . . .	23
3.4.3 Recyclingprozesse und Kreislaufführung . . . . .	24
3.4.4 Kritikalitätsbewertung . . . . .	26
<b>4 Die Methode des Life Cycle Assessment</b>	<b>27</b>
4.1 Aufbau und Konzept . . . . .	27
4.1.1 Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen . . . . .	27
4.1.2 Sachbilanz . . . . .	28
4.1.3 Wirkungsabschätzung . . . . .	30
4.1.4 Auswertung . . . . .	33

4.2	LCIA-Methoden . . . . .	33
4.2.1	Problemorientierter Ansatz . . . . .	34
4.2.2	Schadensorientierter Ansatz . . . . .	34
4.2.3	Kombinierte Methoden . . . . .	34
4.2.4	Sonderform Einpunktverfahren . . . . .	35
4.3	Berechnungsmodelle und Charakterisierungsfaktoren . . . . .	35
4.3.1	Klimaänderung (Climate change) . . . . .	35
4.3.2	Verknappung mineralischer Ressourcen (Mineral resource depletion) . . . . .	37
4.3.3	Entwicklungsstand aktueller Berechnungsmodelle . . . . .	39
<b>5</b>	<b>Entwicklung einer Methode zur Bewertung der Kritikalität</b>	<b>41</b>
5.1	Kritikalität als Maßstab für Nachhaltigkeit . . . . .	41
5.2	Stand von Wissenschaft und Forschung . . . . .	43
5.2.1	Ökologische Kritikalitätsbewertung . . . . .	43
5.2.2	Soziale Kritikalitätsbewertung . . . . .	43
5.2.3	Ökonomische Kritikalitätsbewertung . . . . .	47
5.3	Bewertungsverfahren der ökologischen Dimension . . . . .	55
5.3.1	Auswahl von Indikatoren und Wirkungskategorien . . . . .	55
5.3.2	Quellen zur Datenbewertung . . . . .	58
5.3.3	Berechnung des Kritikalitätswertes der ökologischen Dimension . . . . .	58
5.4	Bewertungsverfahren der sozialen Dimension . . . . .	59
5.4.1	Auswahl von Indikatoren und Wirkungskategorien . . . . .	59
5.4.2	Quellen zur Datenbewertung . . . . .	60
5.4.3	Berechnung des Kritikalitätswertes der sozialen Dimension . . . . .	60
5.5	Bewertungsverfahren der ökonomischen Dimension . . . . .	62
5.5.1	Auswahl von Indikatoren und Wirkungskategorien . . . . .	62
5.5.2	Quellen zur Datenbewertung . . . . .	64
5.5.3	Berechnung des Kritikalitätswertes der ökonomischen Dimension . . . . .	67
5.6	Zusammenfassung und Diskussion . . . . .	68
5.6.1	Zusammenfassung . . . . .	68
5.6.2	Diskussion . . . . .	68
<b>6</b>	<b>Kritikalitätsbewertung eines Elektrofahrrades</b>	<b>71</b>
6.1	Ziel und Untersuchungsrahmen . . . . .	71
6.2	Datenerhebung <i>Staiger Sinus BT60</i> . . . . .	72
6.2.1	Lebensphasenmodell . . . . .	73
6.2.2	Prozesskette der Herstellung . . . . .	74
6.2.3	Materialportfolio des Untersuchungsobjektes . . . . .	76
6.2.4	Abschneideregeln und individuelle Ausschlusskriterien . . . . .	80
6.2.5	LCI-Datensatz des Untersuchungsobjektes . . . . .	82
6.3	Ergebnisse der Kritikalitätsbewertung . . . . .	85
6.3.1	Ergebnisse der ökologischen Kritikalitätsbewertung . . . . .	86
6.3.2	Ergebnisse der sozialen Kritikalitätsbewertung . . . . .	88
6.3.3	Ergebnisse der ökonomischen Kritikalitätsbewertung . . . . .	88
6.4	Zusammenfassung und Diskussion . . . . .	90
6.4.1	Zusammenfassung . . . . .	90

6.4.2	Diskussion . . . . .	90
<b>7</b>	<b>Ressourceneffizienzbewertung eines Elektrofahrrades</b>	<b>95</b>
7.1	Definition von Ressourceneffizienz . . . . .	95
7.2	Szenario 1: Substitution von Aluminium durch Stahl . . . . .	97
7.3	Szenario 2: Weiterverwendung des Akkumulators . . . . .	101
7.3.1	Ausgangssituation des Marktes und der Recyclingtechnologie . . . . .	102
7.3.2	Randbedingungen und Annahmen zum Szenario . . . . .	103
7.3.3	Berechnungen zur Ressourceneffizienz . . . . .	104
7.3.4	Abschätzungen der Randbedingungen . . . . .	105
7.3.5	Weitere Ansätze zur Wiederverwendung . . . . .	105
7.4	Szenario 3: Das Elektrofahrrad im Verkehrsmittelvergleich . . . . .	106
7.4.1	Randbedingungen und Annahmen . . . . .	106
7.4.2	Ergebnisse und Diskussion . . . . .	108
7.4.3	Optimierungspotenziale . . . . .	110
7.5	Zusammenfassung und Diskussion . . . . .	110
7.5.1	Zusammenfassung . . . . .	110
7.5.2	Diskussion . . . . .	111
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung und Fazit</b>	<b>113</b>
8.1	Zusammenfassung . . . . .	113
8.2	Fazit . . . . .	114
8.2.1	Nachhaltigkeit von Elektrofahrrädern . . . . .	114
8.2.2	Die Bewertung von Nachhaltigkeit . . . . .	115
	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>117</b>



# Abbildungsverzeichnis

1.1	Übersicht zur Methode und Vorgehensweise . . . . .	3
2.1	Absatzzahlen für Elektrofahrräder in Deutschland . . . . .	6
2.2	E-Bike Modellvergleich - Asien und Europa . . . . .	7
3.1	Entwicklung der industriellen Verwendung von Metallen . . . . .	13
3.2	Differenzierung von Reserven nach McKelvey . . . . .	16
3.3	Die wichtigsten Bergbaunationen . . . . .	17
3.4	Preisübersicht von Europiumoxid für die Jahre 2003-2012 . . . . .	18
3.5	Der Rio Doce nach November 2015 . . . . .	20
3.6	Das Belo Monte Projekt . . . . .	21
3.7	Kinderarbeit in Katanga (DRK) . . . . .	23
3.8	Übersicht der Recyclingarten . . . . .	25
4.1	Phasenmodell der Life Cycle Assessment Methode . . . . .	28
4.2	Lebenszyklusmodell des Produktsystems Papier . . . . .	29
4.3	Die Phasen der Wirkungsabschätzung . . . . .	31
5.1	Drei Nachhaltigkeitsmodelle im Überblick . . . . .	42
5.2	Ergebnismatrix aus <i>Critical raw materials for the EU</i> . . . . .	52
5.3	Bewertungskriterien und -indikatoren aus der Kritikalitätsmethode von Graedel et al. . . . .	54
5.4	Voruntersuchung zur Relevanz der Wirkungskategorien des Schutzbereichs <i>Human health</i> . . . . .	57
5.5	Voruntersuchung zur Relevanz der Wirkungskategorien des Schutzbereichs <i>Ecosystem damage</i> . . . . .	57
5.6	Soziale Wirkungskategorien in der SHDB . . . . .	59
5.7	Soziale Risiken im Rohstoffsektor von fünf Ländern im Vergleich . . . . .	61
5.8	Rad der Begleitmetalle von Nassar et al. . . . .	66
6.1	Staiger-Pedelec Sinus BT60 . . . . .	72
6.2	Systemfließbild - Lebenszyklus Pedelec . . . . .	73
6.3	Demontage von Untersuchungsobjekt und Einzelteilen . . . . .	75
6.4	Schematische Darstellung eines Teils der Prozesskette . . . . .	76
6.5	Ergebniswerte der relevanten Wirkungskategorien . . . . .	84
6.6	Ergebniswerte der nicht relevanten Wirkungskategorien . . . . .	85
6.7	Beispiel einer Datentabelle aus dem Hotspot-Board . . . . .	85
6.8	Ergebnisdarstellung der ökologischen Kritikalitätsbewertung . . . . .	87
6.9	Hotspot-Board . . . . .	91

7.1	Datentabellenvergleich Zinn - Ferronickel . . . . .	96
7.2	Auswirkung der einzelnen Komponenten in der ökologischen Dimension . .	98
7.3	Ökologische Auswirkungen von Rahmen und Gepäckträger in Abhängigkeit vom verwendeten Werkstoff . . . . .	100
7.4	Ökologische Kritikalität des Gesamtsystems vor und nach der Materialsubstitution . . . . .	101
7.5	Erweitertes Kreislaufmodell des Pedelec-Akkumulators . . . . .	103



# Tabellenverzeichnis

2.1	Übersicht zu Elektrofahrradtypen nach Deutscher Gesetzgebung . . . . .	8
3.1	Unterteilung von natürlichen Ressourcen . . . . .	15
3.2	Einflussgrößen auf die geopolitische Rohstoffverfügbarkeit . . . . .	17
4.1	Wirkungskategorien der LCIA-Methode ReCiPe Midpoint . . . . .	32
5.1	Kategorien zur sozialen Bewertung . . . . .	44
5.2	Wirkungskategorien, Indikatoren und Quellen zur Berechnung des Economic resource scarcity potential . . . . .	48
5.3	Ökonomische Bewertungskriterien und -indikatoren nach Tuma et al. . . . .	49
5.4	Auswahl der ökologischen Wirkungskategorien . . . . .	56
5.5	Wirkungskategorien und Indikatoren zur Bewertung der ökonomischen Dimension . . . . .	65
5.6	Quellenempfehlungen zur Datenerhebung für den Produktionsanteil an Sekundärmaterial . . . . .	66
6.2	Materialbestandteile des Lithium-Ionen-Akkumulators . . . . .	77
6.1	Aufstellung der einzelnen Komponenten des Pedelecs . . . . .	78
6.3	Materialbestandteile der Beleuchtung . . . . .	79
6.4	Materialbestandteile des Displays . . . . .	79
6.5	Materialbestandteile der Federgabel . . . . .	79
6.6	Materialbestandteile des Ladegerätes . . . . .	79
6.7	Materialbestandteile des Elektromotors . . . . .	80
6.8	Materialbestandteile der Reifen . . . . .	80
6.9	Materialbestandteile des Sattels . . . . .	80
7.1	Prozessbeiträge der Herstellung ausgewählter Komponenten . . . . .	99
7.2	Ökologische Auswirkungen der Materialsubstitution auf Komponentenebene	100



# 1 Einleitung

## 1.1 Motivation

Wenn ein Begriff pauschal für die vergangenen 100 Jahre unserer Erdgeschichte stehen kann, dann ist das der Terminus *Wachstum*. Ausgelöst unter anderem durch die industrielle Revolution, sind seither Bevölkerungszahl, Energieverbrauch, Konsum, Produktivität und Wirtschaft in erheblichem Ausmaß gewachsen [1]. Dass mit dieser Entwicklung ein erhöhter Verbrauch der endlichen Vorräte unseres Planeten einhergeht, sollte spätestens seit *The Limits to Growth*, dem viel beachteten Bericht an den Club of Rome von 1972, bekannt sein [2]. Doch auch regenerierbare Ressourcen, wie beispielsweise Acker- und Weideland, Fischgründe oder produktive Wälder zur Aufnahme von CO<sub>2</sub>-Emissionen, können angesichts des stetig steigenden Pro-Kopf-Verbrauchs schon lange nicht mehr in ausreichendem Maße von der Natur zur Verfügung gestellt werden. Obwohl der globale jährliche Verbrauch aktuell der Regenerationsfähigkeit (Biokapazität) von etwa 1,5 Erdsplaneten entspricht, ist die Problemwahrnehmung zur Auswirkung unseres Lebensstils und Konsums auf die globale Gesellschaft, das Ökosystem und die Rohstoffvorräte unterentwickelt [3]. Vor allem in Industrienationen wie Deutschland liegt der menschliche Rohstoffbedarf seit Mitte der achtziger Jahre auf bedenklich hohem Niveau und wird von Jahr zu Jahr größer [4]. Die Begründung hierfür ist im hohen technischen Entwicklungsstand zu suchen. Für die Herstellung moderner Smartphones beispielsweise werden mittlerweile über 60 verschiedene Materialien benötigt [5]. Hinzu kommt, dass neben wichtigen Erfindungen auch eine Vielzahl von Elektrogeräten und elektronischen Produkten hervorgebracht werden, deren Existenzberechtigung in Anbetracht ihres Nutzwertes und der Umweltauswirkungen sehr fragwürdig ist. In diesem Zusammenhang können Produkte wie beispielsweise elektronische Kerzen, selbstleuchtende Luftballons, digitale Bilderrahmen, LED-Duschköpfe oder Elektrofahrräder genannt werden, die hierzulande längst zu den alltäglichen Gebrauchsgegenständen gehören. Aufgrund unsachgemäßer Entsorgung, fehlender Recyclingkonzepte und hoher Dissipationsraten gehen aufwändig gewonnene und begrenzt vorhandene Rohstoffe mit dem Ableben dieser Produkte oft unwiederbringlich verloren. [6]

Industrienationen sind im Ländervergleich für den Großteil der globalen Umweltauswirkungen und des globalen Rohstoffverbrauchs verantwortlich und zukünftig stark vom Zugang zu strategischen Rohstoffen abhängig [7]. Um ihre Wirtschaftskraft und den damit verbundenen gesellschaftlichen Lebensstandard aufrecht erhalten zu können, müssen vor allem die rohstoffarmen Vertreter dieser Ländergruppe logistische und technologische Ansätze zur Verbesserung der Versorgungssicherheit verfolgen [6]. Insbesondere bei der Entwicklung und Konstruktion von relevanten Produkten muss der Aspekt der Ressourceneffizienz von Anfang an systematisch integriert werden [8].

Als Untersuchungsobjekt für die vorliegende Arbeit wurde ein Elektrofahrrad ausgewählt.

Fahrräder mit elektrischem Antrieb entwickelten sich in den letzten Jahren zu einem regelrechten Trend. Während sie zunächst als Mobilitätshilfe für körperlich eingeschränkte Menschen betrachtet wurden, hielt der elektrische Antriebsstrang sehr schnell Einzug in Fahrradtypen aller Art [9]. Obwohl die meisten Nutzer Motive wie „*Spaßfaktor*“ und „*Begeisterung für Technik*“ für die Anschaffung eines solchen Fahrrades bekunden [10], wird dem Elektrofahrrad auch als Verkehrsmittel viel eine wichtige Bedeutung beigemessen [11]. So wurden in der letzten Zeit nicht nur zahlreiche Studien und Feldversuche zu den Klimaentlastungs- und Substitutionspotenzialen durchgeführt [10, 12, 13, 14], sondern vielfältige Maßnahmen zur Steigerung des Radverkehrsanteils bereits umgesetzt [15]. Generell ist die Sparte der Elektromobilität eine der so genannten Zukunftstechnologien und spielt für den Ressourcenverbrauch eine Schlüsselrolle [7]. Insbesondere bei der Entwicklung neuer Mobilitätskonzepte, wie dem Elektrofahrrad, ist es deshalb interessant, Materialeinsatz, Prozessketten und die Gesamtkonstruktion auf ihre Nachhaltigkeit hin zu untersuchen um Lösungsansätze zur Eindämmung negativer Umweltauswirkungen erarbeiten zu können [16]. Sollen Elektrofahrräder in Deutschlands und Europas Städten zukünftig als alternative Verkehrsmittel zum Pkw eingesetzt werden, ist es unerlässlich, den Fokus auf die Nachhaltigkeit dieser Fahrzeuge zu legen und ihr Image als grünes Verkehrsmittel zu untermauern [13].

### 1.2 Ziel der Arbeit

Im Rahmen der vorliegenden Dissertation wurde ein Konzept erstellt, das zu einer ganzheitlichen Beurteilung der Kritikalität und als Basis zur Untersuchung der Ressourceneffizienz für Elektronikprodukte herangezogen werden kann. Es werden kritische Rohstoffe, Komponenten und Prozesse im Produktsystem ermittelt, sodass die Ergebnisse eine Handlungsgrundlage für die nachhaltige Gestaltung und Produktverbesserung darstellen. Neben den üblichen, emissionsbezogenen Umweltauswirkungen sind die Bereiche der Ressourcenknappheit, der sozialen und gesellschaftlichen Auswirkungen und die ökonomische Dimension methodisch integriert. Durch die Quantifizierung all dieser Auswirkungen ist die Identifikation und Veranschaulichung von Kritikalitätshotspots für den gesamten Herstellungsprozess des betrachteten Produktsystems möglich. Darüber hinaus sollen auf Basis dieser Ergebnisse Nutzungs- und Recyclingszenarien untersucht werden, um Optimierungsansätze im gesamten Produktlebenszyklus ermitteln zu können.

Die Umsetzung des genannten Bewertungskonzeptes am Beispiel eines Elektrofahrrades soll die Vorgehensweise bei der Datenerhebung, Bewertung und Identifikation von Optimierungspotenzialen anhand einer vergleichsweise unkomplizierten Anwendung darlegen und die Eignung und Flexibilität der Methode als Bestandteil der Produktkonzeption und -verbesserung herausstellen. Während die Kritikalitätsuntersuchung (Kapitel 6) vor allem dem Pedelec-Hersteller die Möglichkeit bietet, anhand der Ergebnisse die Nachhaltigkeit eines Pedelecs gezielt zu verbessern und sich durch entsprechende Maßnahmen einen Marktvorteil zu sichern, sind die Resultate der Ressourceneffizienzuntersuchungen (Kapitel 7) für alle Beteiligten der Lieferkette, vom Hersteller bis zum Recycler, von Interesse.

Die Thematisierung von Kritikalität und Nachhaltigkeit sowie die allgemeinen und spezifischen Ergebnisse der gesamten Arbeit können zudem dazu beitragen, die Problem-

wahrnehmung der Gesellschaft für die Auswirkungen von Konsum und Lebensstil zu sensibilisieren.

### 1.3 Methode und Vorgehen

Als Bewertungsgrundlage muss eine Datenerhebung anhand des Untersuchungsobjektes durchgeführt werden. Sie besteht aus dem *Materialportfolio*, der vollständigen *Prozesskette* der Herstellung und dem *Lebensphasenmodell* des Untersuchungsobjektes. Die Kritikalitätsbewertung erfolgt für die gesamte Herstellung von der Rohstoffgewinnung bis zur Endmontage in drei unabhängigen Feldern, der ökologischen, der sozialen und der ökonomischen Dimension (Abb. 1.1).

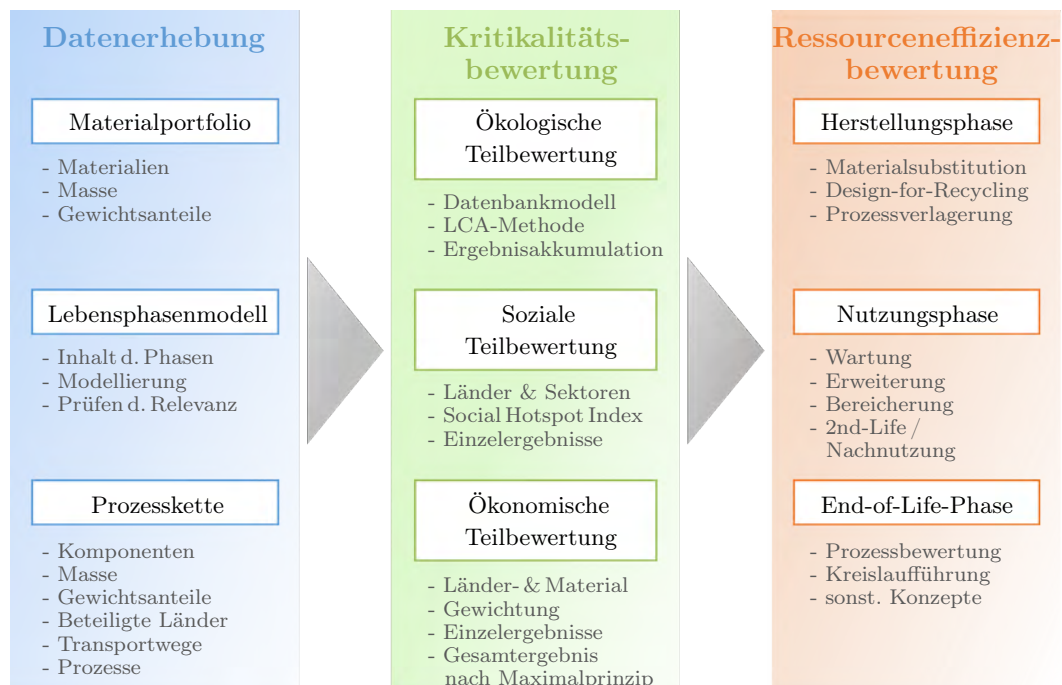


Abbildung 1.1: Übersicht zur Methode und Vorgehensweise

Aus den erhobenen Daten können sowohl das Datenbankmodell für die ökologische Bewertung, die Sektoren-Länder-Kombinationen zur Ermittlung der sozialen Kritikalität und alle Informationen zur Berechnung der ökonomischen Dimension generiert werden. Die ökologische Dimension erfasst die bei der Produktherstellung verursachten Umweltauswirkungen auf das Ökosystem und die menschliche Gesundheit und wird mit Hilfe der Methode des *Life Cycle Assessment* bewertet. Die soziale Dimension untersucht gesellschaftliche und humanitäre Auswirkungen in den betroffenen Wirtschaftssektoren und Ländern aus dem Herstellungsprozess mit Hilfe der *Social Hotspots Database*. In der ökonomischen Dimension werden Versorgungsrisiken in der Prozess- und Lieferkette des Untersuchungsobjektes ermittelt, wofür die Berechnung auf Basis mehrerer bekannter

Indizes für die Bereiche Länder- und Rohstoffrisiko eigens konzipiert wurde.

Nachdem die Kritikalität ermittelt wurde, können die Ergebnisse für weitere Untersuchungen zur Ressourceneffizienz verwendet werden. Dabei werden Verbesserungen und Optimierungspotenziale für Anpassungen in der Herstellung und verschiedene Nutzungs- und Recyclingszenarien entlang des gesamten Produktlebenszyklus betrachtet. Die Szenarien sind dabei nicht festgelegt, sondern entsprechen individuellen Fragestellungen der Anwender (z. B. Pedelec-Hersteller) oder stellen mögliche Handlungsoptionen dar, die im Einflussbereich des jeweiligen Anwenders liegen.

Die vorliegende Methodik ist für Produkte und Geräte aus dem Elektroniksektor ausgelegt und wird im Rahmen dieser Dissertation exemplarisch für ein Pedelec umgesetzt.

## 2 Elektrofahrräder in Deutschland

Unter dem Begriff der Elektrofahrräder lassen sich eine Reihe ganz verschieden ausgeprägter Fahrzeuge zusammenfassen. Bevor eine genauere Kategorisierung zu diesem Begriff vorgenommen wird, soll zunächst die Gültigkeit regional eingegrenzt werden. Für die nachfolgenden Definitionen bleiben der gesamte asiatische Raum und die dort üblichen Formen von Leichtkrafträdern mit elektrischem Antrieb (LEV<sup>1</sup>) unberücksichtigt, da sich die asiatischen Fahrzeugkonzepte und -technologien nicht mit den hier üblichen Elektrofahrrädern vergleichen lassen.

Aufgrund der hohen Bevölkerungsdichte hat die Abgasproblematik und die hohe Verkehrsdichte die Menschen in den Metropolen Asiens schon viel früher als in Europa oder den USA dazu veranlasst, nach Alternativen zum Pkw und dem Verbrennungsmotor zu greifen. Bereits 1991 hat die chinesische Regierung die Entwicklung von E-Bikes offiziell zum Technologieziel erklärt. Von etwa 40 Millionen Elektrofahrrädern, die im Jahr 2013 weltweit verkauft wurden, lag der Anteil des chinesischen Marktes mit ca. 32 Millionen Stück bei rund 80 Prozent, während in ganz Europa nur etwa 1,8 Millionen Verkäufe gezählt wurden. Damit fahren mehr Elektrofahrräder als Autos auf Chinas Straßen. Die Technologie der Modelle für den asiatischen Markt unterscheidet sich entwicklungsbedingt so deutlich von denen in Europa und den USA, dass deren konstruktiver Aufbau aus ingenieurwissenschaftlicher Sicht nicht zusammen betrachtet oder einheitlich kategorisiert werden kann. Neben weiteren technischen Unterschieden, kommen in den asiatischen Modellen beispielsweise nach wie vor hauptsächlich schwere Bleibatterien, ähnlich den Starterbatterien in Pkw, zum Einsatz, da diese gegenüber den in Europa üblichen Nickel-Metallhydrid- und Lithium-Ionen-Akkumulatoren kostengünstiger sind. [17] Darüber hinaus unterscheidet sich das Marktangebot sehr deutlich. In Deutschland und Europa gibt es beispielsweise ein großes Angebot an Mountainbikes mit elektrischem Antriebsstrang, was unter anderem daran liegt, dass viele Elektrofahrräder im Freizeitbereich genutzt werden [10]. Aber auch die Standardausführung eines chinesischen City-E-Bikes unterscheidet sich deutlich von den hierzulande erhältlichen Modellen vergleichbarer Kategorie.

### 2.1 Entwicklung in Deutschland

Bis vor einigen Jahren wurde dem Elektrofahrrad aufgrund seiner geringen Verbreitung in Deutschland wenig Beachtung geschenkt. Durch die wachsende Typenvielfalt, umfassende Funktionserweiterungen und die aufwändige Integration der elektronischen Komponenten entwickelten sich die Absatzzahlen in Deutschland jedoch zwischen 2008 und 2015 auf zuletzt über eine halbe Million Stück pro Jahr (Abb. 2.1) [18].

---

<sup>1</sup>Aus dem Englischen: Light Electric Vehicle.

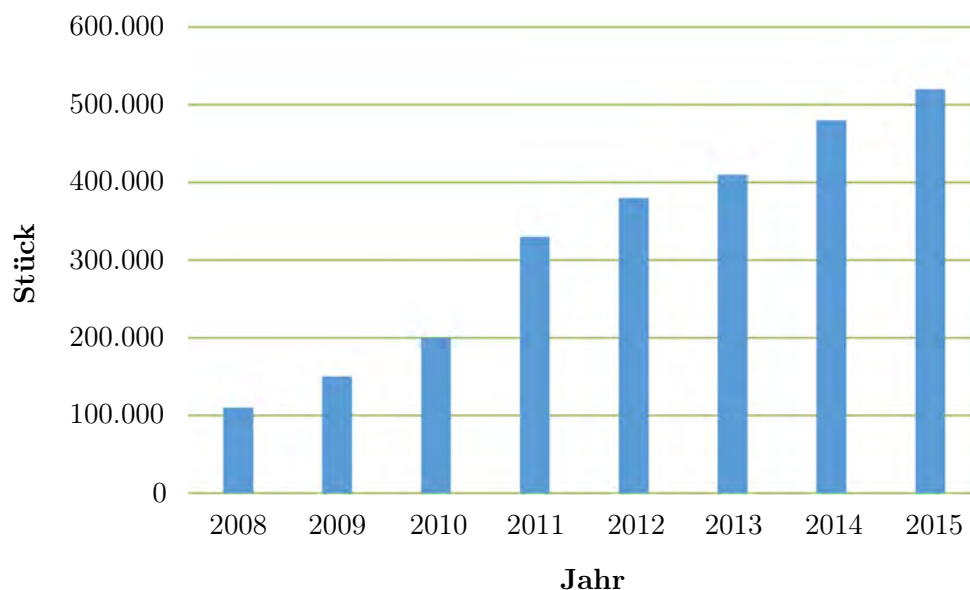


Abbildung 2.1: Absatzzahlen für Elektrofahrräder in Deutschland zwischen 2008 und 2015<sup>2</sup> nach ZIV [18]

Deutschland bildet mit 45 Prozent des Gesamtvolumens derzeit den größten Markt für solche Fahrräder in Europa [17]. Dieser Etablierungsprozess ist jedoch nicht wie in China aus einer verkehrspolitischen Notwendigkeit heraus entstanden, weshalb auch der Stellenwert von Elektrofahrrädern in Deutschland mit der von LEV in Asien nicht vergleichbar ist. Am Modellvergleich in Abbildung 2.2 ist deutlich zu erkennen, dass im Falle der asiatischen Ausführung ein Kleinkraftrad als Entwicklungsbasis diente, was Rückschlüsse darauf zulässt, dass diese Elektrofahrräder von Beginn an als Verkehrsmittel konzipiert wurden, um Emissionen zu verringern und Platz im Alltagsverkehr einzusparen.

Im Falle des in Abbildung 2.2(a) links gezeigten Modells, ist die Abstammung vom klassischen Fahrrad nicht zu übersehen. Mit der Einführung des elektrischen Antriebssystems für herkömmliche Fahrräder wurde eine Sonderform des klassischen Fahrrades geschaffen. Eines der Hauptverkaufsargumente in den Anfangsjahren war deshalb auch die Aufrechterhaltung der Unabhängigkeit und Mobilität im Alter, wodurch Elektrofahrräder zunächst ihre Hauptabnehmer unter den Senioren fanden und ein entsprechend „angestaubtes“ Image erhielten. Mittlerweile befinden sich deutschlandweit über 2,1 Millionen Fahrräder mit Elektroantrieb in Umlauf [18]. Aussagen von Experten zufolge sind die weiterhin steigenden Verkaufszahlen vor allem auf die Etablierung der Elektroantriebs im sportiven Bereich zurückzuführen. Die Nutzer in Deutschland ersetzen also hauptsächlich ihre klassischen Fahrräder durch Modelle mit elektrischem Antrieb, weshalb mit den steigenden Absätzen der Elektro-Modelle die Verkäufe herkömmlicher Fahrräder rückläufig sind [17]. Die Branche erwartet, dass mittelfristig jedes dritte verkaufte Fahrrad in Deutschland mit Motor und Akku ausgestattet sein wird und rechnet auch global weiterhin mit einem wachsenden Markt [10, 17, 18].

---

<sup>2</sup>Für 2015 liegen nur vorläufige Werte vor.





Abbildung 2.2: Für den europäischen (a) und den asiatischen Markt (b) typische Elektrofahrräder (Bildquellen: Winora-Staiger GmbH (a), [www.foreverbicycle.com](http://www.foreverbicycle.com) (b))

## 2.2 Typen und Merkmale

Die unterschiedlichen Elektrofahrrad-Typen, die auf dem Markt erhältlich sind, werden aufgrund ihrer Eignung als Verkehrsmittel auf Basis geltender Gesetze kategorisiert. Die nachfolgende Einordnung der Typen geht aus rechtlichen Vorschriften der Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung (StVZO) und der EU-Richtlinie 2002/24/EG, in denen Versicherungs- und Helmpflicht sowie Wegebenutzungspflichten geregelt sind, hervor [19, 20].

Zu Elektrofahrrädern werden die Typen Pedelec 25, Pedelec 45 (auch S-Pedelec) und E-Bike gezählt. Das Pedelec 25 (im Folgenden Pedelec<sup>3</sup>) hat eine Tretkraftunterstützung bis 25 Kilometer pro Stunde (km/h) bei einer Motorleistungsbegrenzung von 250 Watt (W) und ist das einzige Modell, das nach aktuellem Stand rechtlich mit dem Fahrrad ohne Antrieb gleichgestellt ist. Es nimmt in Europa derzeit 95 Prozent des Gesamtmarktanteils der Elektrofahrräder ein [18]. Das Pedelec 45 erreicht mit Unterstützung eine Geschwindigkeit von 45 km/h bei einer maximalen Motorleistung von 500 Watt. Alle Elektrofahrräder, bei denen die Motorunterstützung per Gasgriff statt durch Pedalieren abgerufen wird, wie zum Beispiel Elektro-Leichtmofas, werden den E-Bikes zugeordnet (vgl. Tab. 2.1). Zu dieser Kategorie gehören alle Krafträder mit elektrischem Antrieb wie zum Beispiel Elektro-Motorroller oder Elektro-Motorräder. Während der äußere Aufbau von Pedelecs dem herkömmlicher Fahrräder sehr ähnlich ist, sind es die zusätzlichen elektronischen Bauteile, welche zu Unterschieden bei Fahreigenschaften, Recycling, Energieverbrauch und Ressourceneffizienz führen. Im Einzelnen sind das der Elektromotor, der Akkumulator, die Leistungselektronik, sowie kleinere elektrische Elemente, wie Sensoren, Schalter und die Anzeigeeinheit. Die exakten Einbaupositionen und der Integrationsgrad der elektronischen Komponenten hängen dabei von der Preisklasse, dem Hersteller und vom Fahrradtyp ab. [21]

<sup>3</sup>Aus den Englischen: Pedal Electric Cycle.

	Pedelec 25	Pedelec 45	E-Bike
Tretkraftunterstützung bis Geschwindigkeit	25 km / h	45 km / h	Kein Einsatz von Muskelkraft nötig
Fahren ohne Muskelkraft	6 km / h (Anfahrhilfe)	bis 20 km / h	*)
Maximale Nennleistung des Motors	250 W	500 W	**)
Gesetzliche Gleichstellung	Fahrrad	Kleinkraftrad	Kraftrad
Radweg-Benutzung	Pflicht	außerhalb geschlossener Ortschaften	nur bei expliziter Freigabe erlaubt
Helmpflicht	nein	ja	ja
Versicherungspflicht	nein	ja	ja
Marktanteil in Deutschland	~ 95 %	~ 5 %	~ 0 %

\*) Aufgrund der Klassifizierung der verschiedenen Modelle als Fahrrad, Leichtmofa, Mofa oder Kleinkraftrad ergeben sich unterschiedliche Rechtsfolgen.

\*\*\*) Aufgrund der unterschiedlichen Fahrzeugklassen, die dieser Kategorie angehören, ergeben sich unterschiedliche Vorschriften für die Höchstgeschwindigkeit und Leistungsbegrenzung.

Tabelle 2.1: Daten und Fakten zu den drei Elektrofahrrad-Typen basierend auf deutschem Recht

### 2.3 Das Pedelec als Verkehrsmittel in Deutschland

Die Bedeutung des Fahrrades als Verkehrsmittel hält sich im autofreundlichen Deutschland in Grenzen. Weniger als 10 Prozent der Kurzstrecken unter 10 Kilometern werden von Deutschen mit dem Fahrrad bestritten [22], von der gesamten Beförderungsleistung<sup>4</sup> konnten für das Jahr 2012 gerade einmal 2,9 Prozent dem Fahrrad zugerechnet werden [23]. Die entscheidenden Vorteile von Pedelecs und E-Bikes gegenüber Fahrrädern ohne Antriebsunterstützung sind eine höhere Durchschnittsgeschwindigkeit sowie die Möglichkeit, Steigungen ohne Mehraufwand an Kraft überwinden zu können [13]. Das Pedelec ist dabei besonders attraktiv, da es diese Vorzüge mit denen herkömmlicher Fahrräder vereint. So dürfen auch verkehrsberuhigte Zonen, Parks und Fahrradwege in Innenstädten befahren werden. Zudem ist es hinsichtlich Stellplatzfläche und –kosten gegenüber dem Pkw klar im Vorteil. [9] Wie Studien belegen, gehen die Nutzer mittlerweile dazu über, neben klassischen Fahrrädern auch andere Verkehrsmittel, wie zum Beispiel Pkw, teilweise durch Pedelecs zu ersetzen [10, 12].

<sup>4</sup>Anteil aller zurückgelegten Personenkilometer im Betrachtungszeitraum.

### 2.3.1 Ausgangssituation und Perspektiven für den Stadtverkehr

Bis zum Jahr 2050 wird die Weltbevölkerung einer Untersuchung der Vereinten Nationen zu Folge auf über 9,5 Milliarden Menschen ansteigen. Bereits seit 2014 leben weltweit mehr Menschen in Städten als in ländlichen Gebieten. Bis 2050 werden es zwei Drittel sein. [24] Diese Entwicklung wird als *Urbanisierung* bezeichnet und gilt als Megatrend<sup>5</sup>. Obwohl dieser Trend weniger entwickelte Länder stärker betrifft, sind die Auswirkungen längst auch in Deutschland angekommen und bringen neue Herausforderungen mit sich. Bei einer hohen Besiedelungsdichte muss es für die Verkehrsabwicklung Priorität haben, möglichst viele Menschen effizient von A nach B zu transportieren, statt die Verkehrsinfrastruktur weiterhin für das Verkehrsmittel Pkw zu optimieren. Im Verkehrsaufkommen internationaler Metropolen und Megacities<sup>6</sup> haben sich Elektrofahrräder gegenüber Pkw und öffentlichen Verkehrsmitteln bereits eindrucksvoll durchgesetzt [17].

Ein weiterer wichtiger Punkt ist die Luftverschmutzung. Während Städte nur etwa 0,4 Prozent der Erdoberfläche bedecken, verursachen sie 70 Prozent der klimawirksamen Treibhausgase [26]. In Stuttgart ist am 18. Januar 2016 das erste mal in der Geschichte in einer deutschen Stadt Feinstaubalarm ausgelöst worden. Gleichzeitig verhandelt die Automobilindustrie mit der EU über Emissionsgrenzwerte (insbesondere den so genannten *Konformitätsfaktor*) für hochgiftige Stickoxide (NO<sub>x</sub>), nachdem bekannt wurde, dass einige Fahrzeugreihen mit illegalen Abschaltfunktionen des Abgaskontrollsystems ausgestattet wurden. Es bedarf dringend an Maßnahmen, die zu einer Umgestaltung der Verkehrsstruktur für Deutschlands Städte führen, damit die Lebensqualität für die Einwohner erhalten bleibt [27].

### 2.3.2 Politische Maßnahmen zur Umgestaltung der Verkehrsstruktur

Seit einigen Jahren verfolgt die Bundesregierung das Ziel, die Abhängigkeit von Erdöl und die hohen Schadstoffemissionen zu reduzieren [28]. Da der Straßenverkehr nach wie eine der Hauptursachen für die Luftbelastung in Deutschland ist [29], wurde 2009 der *Nationale Entwicklungsplan Elektromobilität* mit dem Vorsatz „eine Million Elektrofahrzeuge auf Deutschlands Straßen bis 2020“ formuliert<sup>7</sup> [11]. Den Plan, das Fahrrad als mögliches Substitut für Verkehrsmittel des MIV zu fördern, verfolgt die Regierung sogar schon seit mehr als zehn Jahren. Im *Nationalen Radverkehrsplan 2020* sind die entsprechenden Maßnahmen zum Ausbau des Radverkehrsanteils auf 15 Prozent definiert [15]. Einige Regionen und Städte gehen in der Umsetzung dieser Maßnahmen beispielhaft voran und bauen Radschnellwege, richten Radfahrbüros ein, bieten Bike-Sharing-Systeme an oder verändern die innerstädtische Verkehrsinfrastruktur durch gezielte Baumaßnahmen zum Vorteil des Radverkehrs [9].

---

<sup>5</sup>Megatrends sind weltweit wirkende Transformationsströme, die Politik, Wirtschaft, Kultur und Gesellschaft mittel- und langfristig prägen [25].

<sup>6</sup>Als Megacities werden Städte mit mindestens zehn Millionen Einwohnern bezeichnet [24].

<sup>7</sup>Im Zusammenhang des Entwicklungsplans werden neben Pkw und Nutzfahrzeugen zwar auch Zweiräder und LEV einbezogen, jedoch ist die Zielsetzung auf deren Einsatz im Straßenverkehr begrenzt [11].

### 2.3.3 Verlagerungspotenziale und -effekte

Die Eignung von Elektrofahrrädern als Verkehrsmittel und die Potenziale zur Substitution von Pkw werden regelmäßig durch Feldversuche und Studien in ganz Europa untersucht. Im Projekt *Landrad* hat sich das Pedelec als realistische Alternative zum Pkw erwiesen. Im konkreten Fall haben 21 Prozent der teilnehmenden Personen aus dem Raum Vorarlberg ihr Verkehrsverhalten grundlegend zu Gunsten des Elektrorades verändert [12]. Im Rahmen einer holländischen Studie mit 1.500 Teilnehmern konnten bereits 2008 rund 40 Prozent der Auto- und Fahrradfahrten durch Elektroräder abgelöst werden [14]. Für Deutschland schätzen Experten, dass sich zwischen 25 Prozent und 50 Prozent aller Wege bis zehn Kilometer Länge auf das Fahrrad verlagern lassen [13, 30], wobei bundesweit etwa 75 Prozent aller zurückgelegten Wege in diesen Entfernungsbereich fallen [31]. Die 2015 erschienene Untersuchung *Pedelection* zeigt die Leistungsfähigkeit von Elektrofahrrädern als Verkehrsmittel im Alltag. Im Rahmen der Studie konnte eine durchschnittliche jährliche Fahrleistung von 2.500 Kilometern ermittelt werden, wobei die Nutzer für über 40 Prozent dieser Wege vor der Anschaffung eines Pedelecs noch auf den Pkw zurückgegriffen haben [10].

Um den Pkw zeitnah für möglichst viele Wegzwecke und unterschiedliche Einsatzbereiche flächendeckend zu ersetzen, bedarf es funktioneller, umweltfreundlicher Fahrzeuge. Eine genaue Kenntnis der Anforderungen und eine frühzeitige Identifikation der Optimierungspotenziale ist dabei die Grundvoraussetzung für einen effektiven und nachhaltigen Gestaltungsprozess, ohne den neue Fahrzeugkonzepte zu scheitern drohen. Die Fahrradhersteller selbst tragen dabei meist wenig zu wirklichen Innovationen und technologischen Neuentwicklungen bei. Die Branche hat traditionell nur wenige große Zulieferer für Funktionskomponenten, die auch im Falle der Elektrokomponenten für einen sehr großen Teil der Hersteller identisch sind. Die Diversifikation der auf dem Markt befindlichen Produkte und Marken findet hauptsächlich über Produktdesign, Image und den Preis statt. Die kurzen Lebenszyklen sind dafür mitverantwortlich, dass nachhaltige Produktentwicklungen und Innovationen im Sinne der Umweltfreundlichkeit bei den Herstellern kaum durchgeführt werden. Stattdessen erfolgt nach der Zusammenstellung und der Definition der funktionellen Anforderung eines Produkts für die Lieferanten bestenfalls noch die Endmontage der Baugruppen und Funktionsteile beim Fahrradhersteller selbst. Hinsichtlich der noch relativ neuen Elektrofahrradprodukte bedeutet dies zudem, dass das Know-How zu einem Großteil nicht beim Fahrradhersteller sondern bei den Zulieferern liegt. Die Folge für das Pedelec ist, dass eine ganzheitliche Betrachtung des Produktlebenslaufs während des Konstruktionsprozesses, welcher idealerweise *Planung, Entwicklung, Montage, Vertrieb, Nutzungsphase* und *Recycling* beinhaltet, auf der Strecke bleibt. Als Ausnahme kann hier der Schweizer Hersteller *Stromer* bezeichnet werden, der sich selbst als Fahrzeughersteller versteht und mit seinen aktuellen Modellen viele Anforderungen an ein zukünftiges Verkehrsmittel, wie zum Beispiel einen hohen Integrationsgrad, Konnektivität und angemessene Fahrleistungen, erfüllt.

Genau wie bei den Elektroautos gibt es auch bei den Elektrofahrrädern weiterhin offene Fragen, was die ökologischen Auswirkungen und deren Nutzen für die Umwelt angehen. [32]. Im Rahmen mehrerer Studien unterschiedlicher Einrichtungen wurden bereits die Klimaeffekte mit Hilfe der Methode des *Life Cycle Assessment (LCA)*, die in Kapitel 4 genauer beleuchtet wird, untersucht. Dabei wurden die während des Lebenszyklus ent-

stehenden Treibhausgas-Emissionen ermittelt und auf den Nutzwert in Kilometern umgelegt. Obwohl solche Studien, bedingt durch die Berechnung der exakten Auswirkungen und die Erhebung der Daten, mit großen Unsicherheiten und Schwierigkeiten verbunden sind, stimmen die Ergebnisse der vier betrachteten Studien in ihren wesentlichen Aussagen überein. Sie alle zeigen, dass die Elektronikkomponenten, allen voran der Akkumulator, bei Herstellung und Recycling einen Großteil der Schademissionen verursachen. [10, 33, 34, 35] Die aktuellste Untersuchung, durchgeführt vom Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (ifeu), berechnet für die Herstellung des Akkumulators 30 Kilogramm CO<sub>2</sub>-Äquivalente. Auf Basis dieser Untersuchung wird ein Klimaentlastungspotenzial von 150 Gramm CO<sub>2</sub>-Äquivalenten je Personenkilometer bei der Substitution eines Diesel- oder Elektro-Pkw ermittelt [10].

Die Fahrzeugbeurteilung anhand eines vollständigen Kritikalitätskonzeptes sowie die Beurteilung der Ressourceneffizienz ist mit der angesprochenen Methode jedoch nicht möglich. Ein solches Konzept wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit erstellt und wird in den Kapiteln 5, 6 und 7 vorgestellt und durchgeführt.

### 2.3.4 Nutzungshemmnisse für den Einsatz als Verkehrsmittel

Neben persönlichen und subjektiven Hinderungsgründen, wie dem geringeren Komfort eines Pedelecs gegenüber dem Pkw, Bequemlichkeit oder der Angst vor einem möglichen Imageverlust beim Wechsel von Pkw zu Fahrrad, gibt es einige objektive Ursachen die gegen die Nutzung von Pedelecs im Straßenverkehr sprechen.

Da die Pedelecs 25 den Fahrrädern gleichgestellt sind, müssen sie lediglich die Verkehrssicherheitskriterien nach den Vorgaben der Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung (StVZO) erfüllen [19], jedoch stellen sie, da ihre Motorunterstützung bei 25 km / h endet, unweigerlich ein Hindernis im Verkehrsfluss dar und die Nutzer sind in ihrem Aktionsradius eingeschränkt [9]. Die schnelleren S-Pedelecs, welche es dem Nutzer erlauben im Mischverkehr „mitzuschwimmen“ und Distanzen in suburbane Gebiete in angemessener Zeit zu absolvieren, werden gemäß der Richtlinie 2002/24/EG der EU den Kleinkrafträdern zugeordnet (vgl. Abschnitt 2.2) [20]. Daraus resultieren rechtliche Konsequenzen wie die Fahrerlaubnispflicht, eine Versicherungs- und Kennzeichenpflicht und die Helmpflicht, die in weiteren Gesetzen geregelt sind. Zudem dürfen normale Radwege, Fußgängerzonen und Fahrradstellplätze mit diesen Fahrzeugen nicht benutzt werden, was sie in ihrer Gesamtheit unattraktiv macht. Da die geltenden Gesetze ohne die Berücksichtigung dieser Fahrzeuggattung verabschiedet wurden, sind sie nicht nur hinderlich, sondern teilweise nicht anwendbar. Soll das Elektrofahrrad zukünftig eine tragende Rolle als Verkehrsmittel einnehmen, sind neben der Anpassung der Verkehrsinfrastruktur auch die zugrunde liegenden Gesetze zu ändern.

### 2.4 Entsorgung - Stand der Technik

Im Unterschied zu klassischen Fahrrädern werden Pedelecs beim Recycling den Elektro- und Elektronikgeräten zugeordnet<sup>8</sup>. Für Hersteller und Inverkehrbringer solcher Räder gelten in Deutschland spezielle Rücknahme- und Entsorgungspflichten, die im Elektro- und Elektronikgerätegesetz (ElektroG) geregelt sind [37]. Nach ihrer Verwendung verursachen diese Fahrräder eine enorme Menge an Elektroschrott. Aktuell existieren keine eigenen Sammelsysteme oder Verwertungsstrukturen, weshalb die Entsorgung nach den gesetzlichen Vorgaben zusammen mit Haushaltskleingeräten stattfinden muss. Die Lebensdauer von Elektrofahrrädern entspricht etwa sechs bis sieben Jahren, bei einer geschätzten Gesamtleistung von 15.000 km [10, 38]. Ausgehend davon, dass sich die Rücklaufzahlen als zeitlich verschobener Effekt zu den Verkaufszahlen abbilden, ist ab dem Jahr 2017 mit einer starken Zunahme von Alt-Elektrofahrrädern zu rechnen [39]. Die ökologisch kritischste Komponente eines Elektrofahrrads ist der Lithium-Ionen-Akkumulator [13]. Er wird rechtlich als Industriebatterie eingestuft, weshalb das Batteriegesetz (BattG) von 2009 anzuwenden ist. Daraus resultieren Melde- und Rücknahmepflichten, sowie Vorgaben über die Zuführung zu einem geeigneten Recyclingprozess für Hersteller und Inverkehrbringer [40]. Die Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien (GRS-Batterien) ist mit über 170.000 Sammelstellen in Deutschland das größte System für Rücknahme und Verwertung von Batterien in Europa. Die Rückholung erfolgt dabei in einer Kombination aus Bring- und Holsystem und erreichte 2014 eine Sammelquote von 45,3 Prozent [41]. Die Akkumulatoren werden dann einem stofflichen Recycling zugeführt, bei dem nacheinander die Prozessschritte *Restentladung*, *mechanische Behandlung* (Akku-, Modul- und Zellzerlegung, Kathodenseparation) und *pyro- und / oder hydrometallurgische Aufbereitung*<sup>9</sup> erfolgen [43]. Das Recyclingverfahren zielt dabei vorrangig auf die Rückgewinnung von Kobalt, Nickel und Kupfer sowie Edelstahl, Aluminium und Kunststoffen ab. Für eine Rückgewinnung des enthaltenen Lithiums ist die Mehrzahl der Verfahren bislang noch nicht ausgelegt. Bereits erprobte Verfahren werden aufgrund des niedrigen Handelspreises für Lithium großtechnisch nur vereinzelt umgesetzt [44].

---

<sup>8</sup>Pedelecs 25 gehören nach § 1 Abs. 1 ElektroStoffV der Kategorie 7 (Spielzeug sowie Sport- und Freizeitgeräte) an und werden nach § 9 Abs. 4 ElektroG der Altgeräte-Sammelgruppe 5 (Haushaltskleingeräte, Beleuchtungskörper etc.) zugeordnet [36, 37]. Die nahezu baugleichen Pedelecs 45 unterliegen dieser Regelung nicht, da sie als Kraftfahrzeuge gelten.

<sup>9</sup>Batterie-Recycling-Verfahren werden nach pyrometallurgischen und hydrometallurgischen Prozessen unterschieden. Einige Verfahren, wie zum Beispiel das *UMICORE VAL'EAS<sup>TM</sup>*, kombinieren beide Schritte [42].

### 3 Umweltauswirkungen durch Ressourceninanspruchnahme

Mit der industriellen Revolution und der Nutzung fossiler Energieträger gelang es dem Menschen ab Mitte des 18. Jahrhunderts seine wirtschaftliche Produktion von den Grenzen der natürlichen Regenerationsgeschwindigkeit zu entkoppeln [3]. Bis 1990 konnte die industrielle Arbeitsproduktivität, auch durch die Einführung der Fließbandproduktion Anfang des 20. Jahrhunderts, innerhalb kurzer Zeit um das 200-fache gesteigert werden. Um die gleiche Zeit wird der Beginn der modernen Konsumgesellschaft datiert [1]. Während vor 100 Jahren Technologierohstoffe, wie Indium, Lithium, Tantal, Platingruppenmetalle (PGM) oder Seltene Erden (SE) relativ unbedeutend waren, spielen genau diese aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften für moderne Produkte und Technologien mittlerweile eine tragende Rolle. Die Herstellung von modernen Fahrzeugen, Windkraftanlagen, Bildschirmen, Computern und Mobiltelefonen ist nur durch den Einsatz von Technologiemetallen möglich [45]. Abbildung 3.1 zeigt schematisch die Zunahme der Verwendung von Metallen in der industriellen Fertigung. Betrachtet man die Korrelation

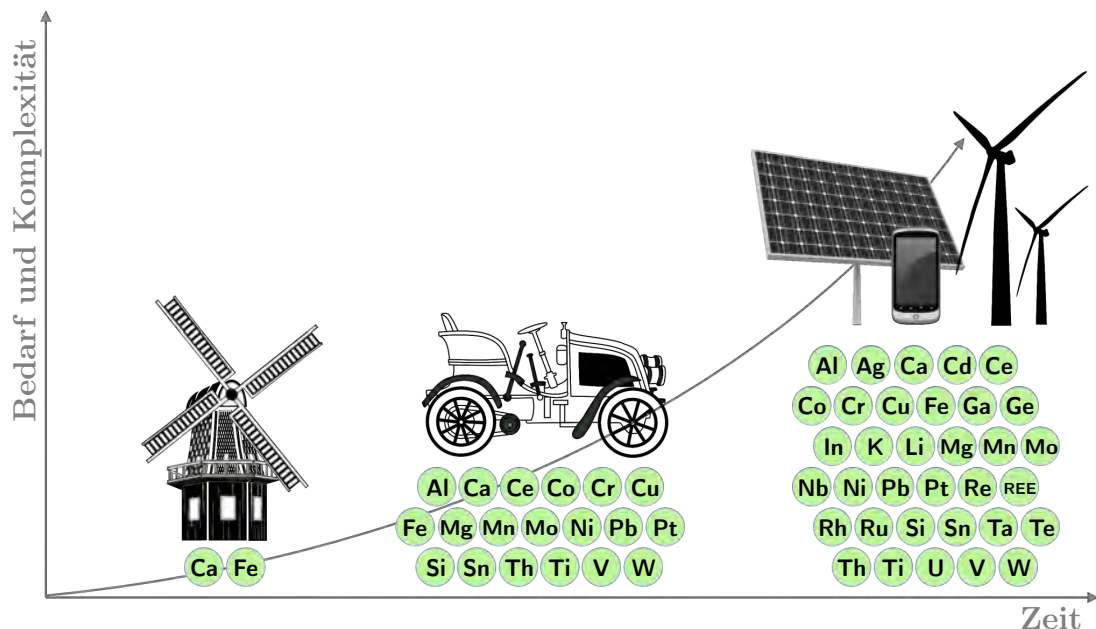


Abbildung 3.1: Entwicklung der industriellen Verwendung von Metallen nach Achzet et al. [46]

von Zukunftstechnologien und den Bedarf an Technologiemetallen, ist davon auszugehen, dass die globale Nachfrage weiter ansteigen wird. Neue Mobilitäts- und Fahrzeugkonzepte, alternative Energieerzeugung sowie die Weiterentwicklung in der Informations- und Kommunikationstechnik sind die Schlüsseltechnologien, die sich hierbei bestimmend auswirken [7]. Insbesondere für Industrienationen wie Deutschland geht die Versorgungssicherheit, was Technologiemetalle angeht, mit dem Erhalt der wirtschaftlichen Stabilität und des gesellschaftlichen Lebensstandards einher [45, 47]. Es ist deshalb eine große Herausforderung für Industrie und Forschung, Lösungen zu finden, um die Dissipation von Technologierohstoffen zu verhindern, Kreisläufe zu schaffen und die Versorgungssicherheit für die Zukunft zu gewährleisten.

## 3.1 Definition und Abgrenzung des Ressourcenbegriffs

Die Bedeutung des Ressourcenbegriffs ist bedingt durch seine breite Verwendung in verschiedenen Fachdisziplinen unterschiedlich. So kann er abhängig vom Kontext beispielsweise für die volkswirtschaftlichen Produktionsfaktoren Arbeit, Boden und Kapital genauso stehen wie für Wissen oder finanzielle Ressourcen [47]. Für die vorliegende Arbeit ist das geowissenschaftliche Verständnis von Ressourcen als Bestandteil der Natur hilfreich. Diese *Natürlichen Ressourcen* können nach ihren Eigenschaften weiter kategorisiert werden. *Biotische Ressourcen* sind selbst wachsende und sich regenerierende Naturschätze, die in ein Ökosystem involviert sind [48]. Bei *abiotischen Ressourcen* handelt es sich um oberflächennahe Rohstoffe (hauptsächlich Mineralien und fossile Brennstoffe), die sich (gemessen am Zeitalter der Menschheit) nicht erneuern, weshalb Entnahmen bei diesen Rohstoffen sofort eine Minderung der globalen Vorräte zur Folge haben [49, 50]. In Tabelle 3.1 ist die weitere Unterteilung von abiotischen und biotischen Ressourcen sowie eine beispielhafte Kategorisierung einiger repräsentativer Rohstoffe dargestellt. Die Unterscheidung in *endlich* und *regenerierbar* ist die Folge von Modellbetrachtungen. So kann eine im Vergleich zum menschlichen Planungshorizont sehr langsame Regenerationsgeschwindigkeit dazu führen, dass biotische Ressourcen als endlich betrachtet werden, während natürliche Kreisläufe bei abiotischen Ressourcen zu einer Aufbereitung gebrauchter Ressourcen führen können, weshalb diese als regenerierbar verstanden werden. Die für die vorliegende Arbeit relevanten *mineralischen Ressourcen* entsprechen nach der Unterteilung in Tabelle 3.1 den endlichen, nicht-energetischen, abiotischen Ressourcen. Wie aus den Stoffbeispielen ersichtlich, gehören unter anderem Technologiemetalle, Seltene Erden und Edelmetalle dieser Kategorie an.

## 3.2 Reichweite und Reserve von Rohstoffen

Die endlichen Vorräte mineralischer Ressourcen stellen eine grundlegende Herausforderung für das globale Zusammenleben dar [51]. Es stellt sich die Frage, ob die Rohstoffe unserer Erde langfristig ausreichen, um die Bedürfnisse der Menschen zu befriedigen. In diesem Zusammenhang bestimmt man die vorhandenen Reserven und berechnet Reichweiten für die jeweiligen Materialien. Diese Aussage ist dabei jedoch hypothetischer Natur



Natürliche Ressourcen				
abiotische Ressourcen			biotische Ressourcen	
endlich		regenerierbar	endlich	regenerierbar
nicht-energetisch	energetisch			
<i>Erze, Sand, Ton,</i>	<i>Erdöl, Kohle,</i>	<i>Grundwasser,</i>	<i>Tropenholz</i>	<i>Wildpflanzen,</i>
<i>Kies, Salze,</i>	<i>Erdgas, etc.</i>	<i>Oberflächenwasser,</i>		<i>Wildtiere</i>
<i>etc.</i>		<i>Sauerstoff, etc.</i>		

Tabelle 3.1: Unterteilung der natürlichen Ressourcen nach Klöpffer et al. [48]

und hängt von der Annahme zu den weltweiten Vorräten ab. Der häufigste Indikator für die geologische Verfügbarkeit chemischer Elemente ist die statische Reichweite, welche als Quotient der Reserven und der aktuellen Jahresproduktion definiert ist (Gleichung 3.1).

$$\text{Statische Reichweite} := \frac{\text{globale Reserven}}{\text{aktuelle Jahresproduktion}} \quad (3.1)$$

Die statische Reichweite eignet sich allerdings nicht als Instrument zur Vorhersage der Restbestände oder Dauer der Verfügbarkeit eines Rohstoffs, sondern muss vielmehr als Richtwert und Kommunikationsmittel mit Signalwirkung verstanden werden. [47] Sie spiegelt eine Momentaufnahme des Rohstoffmarktes und der fördernden Industrie wider und ist deshalb stark vom aktuellen Handelspreis abhängig [52]. Ihre eingeschränkte Aussagekraft resultiert zudem aus der Begriffsdefinition. Reserven sind Teilmengen der Gesamtheit geologischer Vorräte, die nicht konstant sind und deshalb fortlaufend neu bewertet werden müssen [52]. Abbildung 3.2 zeigt die Unterscheidung von *aktuelle Reserven*, *Grenzreserven* (auch *Reservebasis*) und *potenzielle Reserven* (auch *Ressourcen*) nach ihrer geologischen Bekanntheit und der technisch-wirtschaftlichen Zugänglichkeit [45]. Die aktuellen Reserven sind stark von den Marktpreisen sowie der Effizienz von Förder- und Aufbereitungstechnologien abhängig und schwanken deshalb. Die potenziellen Reserven entsprechen der Gesamtheit der Ressourcen, deren Existenz jedoch nur spekulativ ist.

### 3.3 Kritikalität von Ressourcen

Die globale Rohstoffversorgung ist ein sensibles System, das unterschiedlichsten Einflüssen ausgesetzt ist [7]. Der Wirtschaftsboom in Schwellenländern und die wachsende Weltbevölkerung lassen die Nachfrage und Preise nach wichtigen Ressourcen, wie Aluminium, Eisen, Kupfer, Nickel, Gold oder Platin seit Jahren steigen [53]. Bereits im Jahre 2010 hat die Europäische Union in einer groß angelegten Studie 14 für die europäische Industrie bedeutsame Rohstoffe als kritisch eingestuft [16]. Diese Kritikalität berücksichtigt die gegenwärtige und zukünftige wirtschaftliche Bedeutung sowie die globale Versorgungssituation und ihre Anfälligkeit für Störungen [54]. Darüber hinaus müssen Rohstoffe jedoch auch hinsichtlich der ökologischen Schäden und gesellschaftlichen Auswirkungen

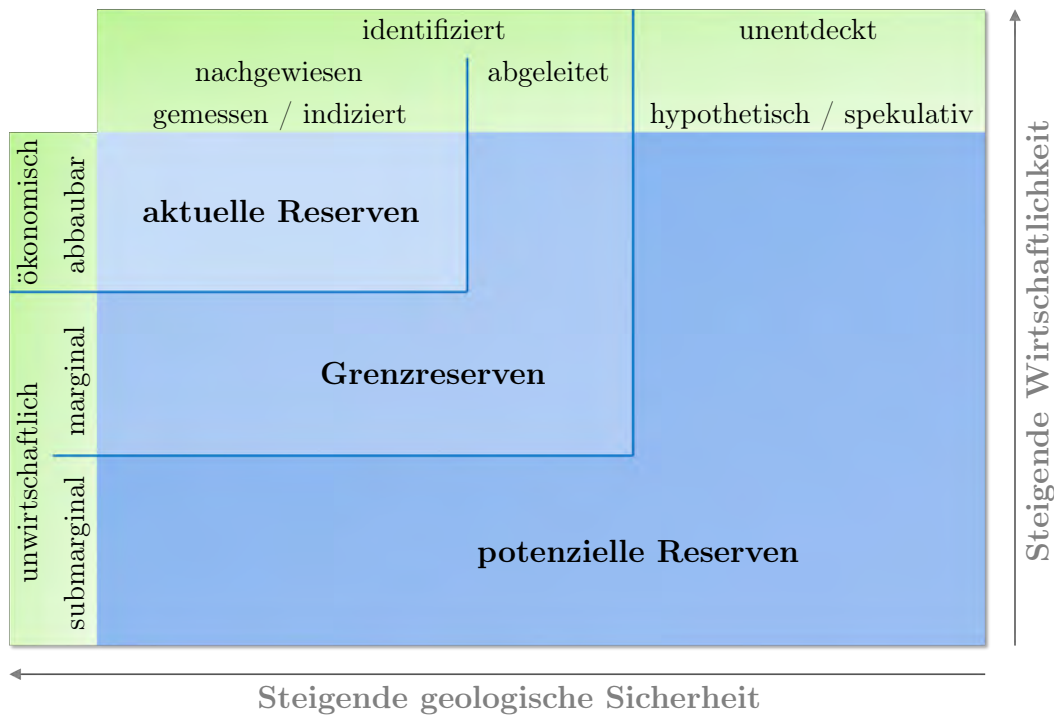


Abbildung 3.2: Differenzierung von Reserven nach McKelvey [45]

betrachtet werden, die mit ihrer Gewinnung einhergehen [7].

### 3.3.1 Geopolitische Verfügbarkeit

Mineralische Rohstoffe werden aus Erz- und Minerallagerstätten gewonnen, die sich in der oberflächennahen Erdkruste befinden. Ihre natürliche, heterogene Verteilung über die ganze Erdoberfläche hat zur Folge, dass einige Länder und Kontinente sehr reich mit mineralischen Rohstoffen ausgestattet sind, während andere über nahezu keine Abbaumöglichkeiten verfügen [50]. So teilen Australien, Kanada, Russland, die USA, China und Südafrika den Großteil der globalen Bergbaukapazitäten unter sich auf, während China auch bei den produzierenden Nationen, mit über 40 Prozent der weltweiten Raffinadeproduktion für Metalle, die Liste mit großem Abstand anführt (Abb. 3.3) [55]. Als Konsequenz daraus entwickeln sich rohstoffspezifische, globale Netzwerke, die aus produzierenden und nachfragenden Parteien sowie den dazwischen geschalteten Lieferketten bestehen. Insbesondere für knappe Rohstoffe und bei hohen regionalen Konzentrationen von Produktion und Vorkommen ergeben sich einseitige Abhängigkeiten der konsumierenden Länder, Industriezweige und Unternehmen [47]. Die Versorgungssicherheit wird damit zu einem schwer kalkulierbaren Wirtschaftsfaktor. Einige Beispiele von Indikatoren für ein hohes geopolitisches Risiko sind in Tabelle 3.2 enthalten.

Als Beispiel für eine starke Abhängigkeit soll die Gruppe der Seltenen Erden (SE) herangezogen werden. Der Gruppe der SE gehören Lanthan und die 14 im Periodensystem

folgenden Stoffe sowie Scandium und Yttrium an. Seltene Erden sind nicht selten, was ihren Anteil in der Erdkruste angeht, sind aber nur sehr selten wirtschaftlich abbaubaren Mengen angereichert. Insbesondere die schweren SE machen nur einen niedrigen einstelligen Prozentsatz am Oxid in den Lagerstätten aus [56]. Die Eigenschaften dieser Elemente sind vor allem für Zukunftstechnologien, wie die Erzeugung erneuerbarer Energien, die Elektromobilität oder den Einsatz in Laserapplikationen, Glasfaserkabeln und Supraleitern interessant [7].

Im Jahr 2014 kamen über 95 Prozent der weltweiten Produktionsmenge von Seltenen Er-

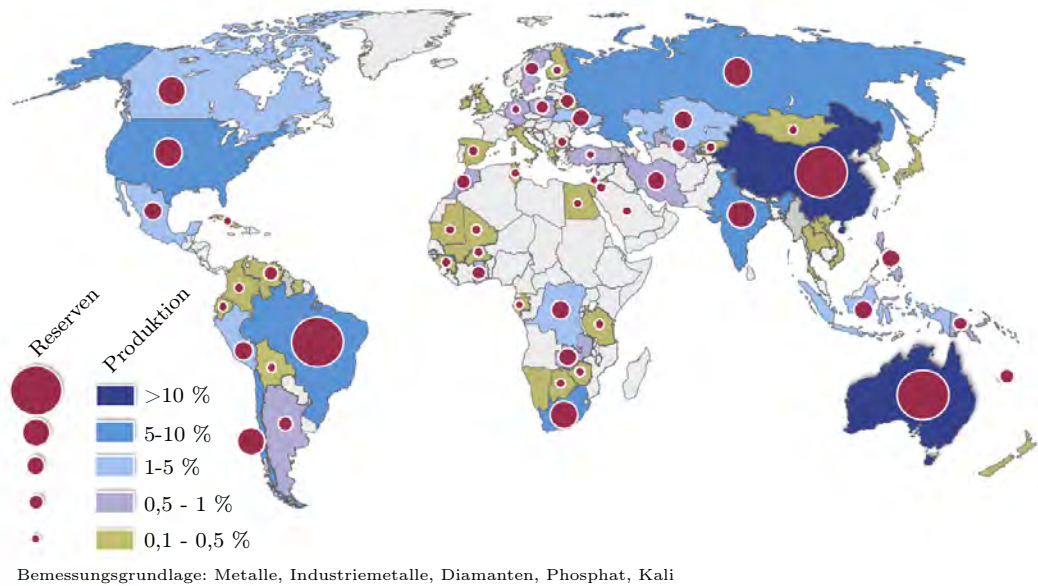


Abbildung 3.3: Die bedeutendsten Bergbaunationen gemessen an Produktion und Reserven (Bildquelle: [56])

Geopolitische Einflussfaktoren auf die Versorgungssicherheit
Wirtschaftliche und politische Stabilität des Herstellungslandes
Wirtschaftliche Beziehungen zwischen Anbieter und Nachfrager
Konzentration der Vorkommen und Produzenten
Volatilität von Preis, Nachfrage und Angebot
Transportkosten
Substitutionspotenziale und Recyclingfähigkeit / -quote

Tabelle 3.2: Einflussgrößen auf die geopolitische Rohstoffverfügbarkeit n. Schneider [50]

den aus China [57]. Die Auswirkungen dieses Monopols wurden vor allem im September 2011 deutlich, als sich durch eine künstliche Verknappung der chinesischen Produzenten die Preise einiger Elemente in kürzester Zeit mehr als verzehnfachten [56]. Abbildung 3.4 zeigt beispielhaft die Preisentwicklung von Europiumoxid, das im Jahr 2011 kurz-

zeitig 100-mal so viel kostete wie im Jahr 2003. Die Kalkulierbarkeit für verbrauchende Nationen und Unternehmen wird zusätzlich erschwert, da es sich bei den SE um einen intransparenten Markt handelt. China veröffentlicht keine näheren Informationen zur Produktion und SE werden nicht, wie die Massenmetalle Kupfer, Blei und Aluminium nachvollziehbar und öffentlich gehandelt. Somit fehlt der verarbeitenden Industrie auch die Möglichkeit, sich über Metallbörsen gegen den Preisverfall abzusichern. [58] Die von chinesischer Seite eingeführten Exportbeschränkungen, die zu großen Unruhen auf dem Markt führten, wurden jedoch von der Welthandelsorganisation (WTO) für unzulässig erklärt, sodass China diese Anfang 2015 wieder aufhob [59].

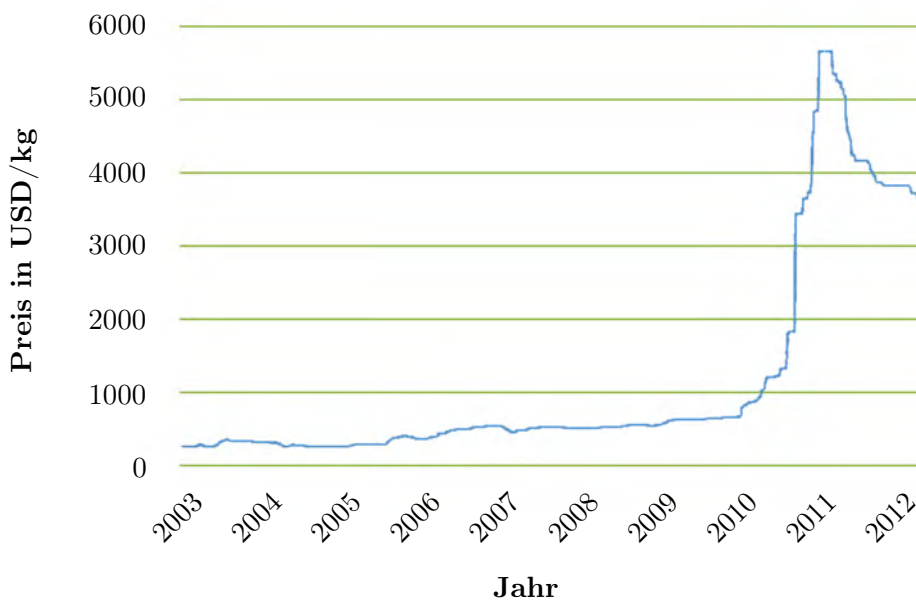


Abbildung 3.4: Die Preisentwicklung von Europiumoxid (99%) zwischen 2003 und 2012 (Daten: seltenerdmetalle24.de)

Als ein Beispiel für die Auswirkungen ökonomischer Instabilität soll die Entwicklung der Wirtschaft Venezuelas im Jahr 2016 dienen. Der Preisverfall von Erdöl seit 2014, durch dessen Verkauf Venezuela bis dahin ca. 95 Prozent seiner jährlichen Deviseneinnahmen generiert hat, sorgte in der ersten Hälfte des Jahres 2016 für den Verlust der Kaufkraft des Landes. In Folge dessen wurde im April 2016 zu einer Rationierung der Grundversorgung übergegangen. Nahrungsmittel, wie Zucker und Gerste, konnten beispielsweise nicht mehr in ausreichenden Mengen importiert werden, so dass die ansässigen Konzerne, wie *Coca-Cola* und *Polar*<sup>10</sup>, gezwungen waren ihre Produktionen zu stoppen. [61, 62] Obwohl es sich bei den genannten Nahrungsmitteln global betrachtet nicht um knappe Ressourcen handelt, konnten die produzierenden Gewerbe im betroffenen Wirtschaftsraum nicht beliefert werden.

<sup>10</sup>Der Lebensmittelkonzern *Empresas Polar SA* ist eines der größten Unternehmen in Venezuela und hat unter anderem einen Marktanteil für Bier von ca. 75 Prozent [60].

An diesem Beispiel wird deutlich, warum Versorgungsrisiken nicht nur an der geologischen Knappheit und Verteilung, sondern auch anhand der wirtschaftspolitischen Stabilität der an der Lieferkette beteiligten Volkswirtschaften gemessen werden müssen.

#### 3.3.2 Die Rohstoffabhängigkeit Deutschlands

Deutschland ist wirtschaftlich eine der erfolgreichsten Nationen der Welt. Knapp ein Viertel der gesamten Wertschöpfung Deutschlands ist der Industrie zuzurechnen [53]. Dieser Erfolg liegt hauptsächlich im Export von Produkten der Hoch- und Spitzentechnologie, die eine immer größere Anzahl von Rohstoffen erfordern. Der gesellschaftliche Wohlstand und die Aufrechterhaltung der deutschen Wirtschaftsleistung hängt damit direkt von der Versorgung mit Industriemetallen ab. Die verarbeitenden Unternehmen sind als Verbraucher dieser Ressourcen dabei besonders verwundbar, da der Rohstoffeinsatz einer der Kostentreiber im Herstellungsprozess von Produkten ist. Insbesondere bei Anwendungen, für die es keine funktionelle Materialalternative (Substitut) gibt, wie zum Beispiel für Indium in der Display-Technologie, können Marktpreisschwankungen oder Versorgungsengpässe weitreichende Folgen mit sich bringen. [7]

Da Deutschland ein rohstoffarmes Land ist, muss es sich die auf dem globalen Markt verfügbaren Rohstoffe mit den übrigen Industrienationen und zukünftig auch mit den aufstrebenden Schwellenländern teilen. Da sogar Massenmetalle, wie Eisen, Kupfer oder Zink nicht selbst in ausreichendem Maße produziert werden können, kann die deutsche Wirtschaft durch auftretende Störungen in der Versorgungskette besonders leicht geschädigt werden. Für diese Verletzlichkeit wird in der Fachsprache der Begriff der *Vulnerabilität* verwendet. [53, 54]

Die Politik investiert zunehmend in Forschung und Entwicklung, um bessere Recyclingtechnologien und eine höhere Ressourceneffizienz für den Wirtschaftsraum Deutschland zu erreichen und so einer Abhängigkeit von Rohstofflieferanten entgegenzuwirken. Ziel ist es dabei, dass Rohstoffe, die einmal im Land sind, aus Anwendungen zurückgewonnen und rezykliert werden, statt sie in Form von Schrott oder Müll wieder zu exportieren. Außerdem gilt es, die Handelsbeziehungen zu wichtigen Zulieferländern zu pflegen. Für Chile, das über 30 Prozent der Weltreserven an Kupfer hält, ist Deutschland der wichtigste Handelspartner in der EU. Gleichzeitig steht es auf Rang eins der Rohstoffimporteure für die Bundesrepublik, weshalb seit Chiles Rückkehr zur Demokratie eine enge und vertraute politische Beziehung aufgebaut wurde. Erst 2013 wurde bei einem Besuch von Bundeskanzlerin Merkel in Santiago beschlossen, die Zusammenarbeit in Rohstoffangelegenheiten weiter zu vertiefen. [55, 63]

#### 3.3.3 Ökologische Schäden der Rohstoffgewinnung

Der Abbau von Rohstoffen, die Verhüttung und Weiterverarbeitung zu Werkstoffen und Vorprodukten geht mit erheblichen Umweltbelastungen einher [7]. Als Beispiel hierfür soll das Leichtmetall Aluminium betrachtet werden. Aluminium ist das häufigste Metall in der Erdkruste und kommt unter anderem als Aluminiumoxid im Bauxid-Erz, dem einzigen wirtschaftlichen Ausgangsmaterial für die Herstellung von Primäraluminium, vor. Die Hauptförderländer für dieses Erz sind Australien, Indonesien, China und Brasilien

[64]. Die Aluminiumherstellung erfolgt in mehreren Schritten. Im so genannten *Bayer-Verfahren* werden mit Hilfe von Druck (ca. 7 bar), Temperatur (ca. 180 Grad Celsius) und Natronlauge Eisenoxid und weitere Materialien gelöst und getrennt. Der entstehende Rotschlamm, der Schwermetalle und ätzende Lauge enthält, stellt ein Entsorgungsproblem dar. Nach dem Brennen zu Aluminiumoxid erfolgt die Schmelzflusselektrolyse, bei der dieses mit Hilfe enormer Mengen elektrischer Energie und der Zugabe von Kryolith geschmolzen wird. Bei der Elektrolyse sammelt sich das reine Aluminium an der Kathode und kann schließlich abgesaugt werden. [65]

In Brasilien wird zur Lösung des Entsorgungsproblems der Rotschlamm in natürliche Gewässer, wie zum Beispiel den *Lago Batata* eingeleitet, woraus Schätzungen zu Folge ein dramatisches Artensterben und Vergiftungen des Jahrtausende alten Ökosystems resultieren [66]. Im November 2015 erlebte Brasilien eine der größten Umweltkatastrophen der Geschichte des Landes, als Dämme von Rückhaltebecken der *Samarco-Mine* brachen und rund 50 Millionen Tonnen Eisenerzabfälle in den *Rio Doce* ausliefen. Der Fluss wurde auf einer Länge von über 500 Kilometern verseucht, bevor die toxische Masse die Mündung zum Meer erreichte (Abb. 3.5(b)). Der Fischbestand in diesem Abschnitt wurde dabei vergiftet und eine Region der Größe Portugals mit hunderttausenden Einwohnern wurde von der Wasserversorgung abgeschnitten (Abb. 3.5(a)). Der Betreiber entrichtete 250 Millionen Dollar zum Ausgleich der entstandenen Umweltschäden an die brasilianische Regierung. Experten schätzen den Aufwand zur Beseitigung 100-mal höher und erwarten eine vollständige Regeneration nicht innerhalb der kommenden 100 Jahre. Zudem ist mit dem Eintritt der freigesetzten Giftstoffe in die Nahrungskette und demzufolge mit Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit zu rechnen. [67]

Für die Herstellung einer Tonne Aluminium sind mindestens 13 Megawattstunden (MWh)<sup>11</sup>



(a)



(b)

Abbildung 3.5: Der vergiftete Rio Doce unterhalb des Dammbbruchs (a) und an seiner Mündung in den Südatlantik (b) (Bildquellen: Hojeemdia.com.br (a) und Zeit.de (b))

elektrische Energie notwendig [65]. Die Verhüttung findet daher unabhängig von der Erzgewinnung oft in der Nähe von großen Wasserkraftwerken statt. Um einen möglichst großen Teil der Wertschöpfungskette der Aluminiumproduktion im Land zu behalten, wurde in Brasilien vor Kurzem<sup>12</sup> das Wasserkraftwerk *Belo Monte*, weltweit das dritt-

<sup>11</sup>Wert für modernste Hütten in Deutschland. Ältere Hütten oder niedrigere Standards verursachen höhere Verbräuche.

<sup>12</sup>Stand: März 2016.



größte seiner Art, fertiggestellt. Die 24 installierten Turbinen erzeugen eine elektrische Leistung von elf Gigawatt (GW), etwa 11-mal so viel wie ein Atomkraftwerk. Mittels dreier Talsperren wurde hierfür der *Rio Xingu*, ein bedeutender Nebenfluss des Amazonas (Abb. 3.6(b)), zu Seen mit einer Gesamtfläche von über 500 Quadratkilometern aufgestaut, was in etwa der Fläche des Bodensees entspricht. Große Flächen des weltweit artenreichsten Regenwaldes gingen verloren und schätzungsweise 40.000 Bewohner, darunter viele indigene Familien, wurden umgesiedelt. Durch die Umleitung des Flusses wird zudem eine 130 Kilometer lange Flussschleife nicht mehr ausreichend mit Wasser versorgt, was sich existenziell auf die Flora und Fauna und damit auf die Nahrungsgrundlage der dort ansässigen Flussbewohner auswirkt. Während der Bauphase kam es deshalb immer wieder zu massiven Protesten der indigenen Bevölkerung (Abb. 3.6(a)). Abbildung 3.6(c) zeigt den verheerenden Eingriff durch die Baumaßnahmen in das Jahrtausende alte Ökosystem des Amazonasgebietes. Die Gesamtinvestitionen der Regierung belaufen



Abbildung 3.6: Indiander bei einer Sitzblockade auf einer Baustelle im Oktober 2015 (a), der Rio Xingu vor Baubeginn (b), eine der Baustellen im Juni 2015 (c) (Bildquellen: magazin.spiegel.de (a), zeit.de (b), gegenstroemung.org (c))

sich auf über zehn Milliarden Dollar. Seit dem Beginn des Bauvorhaben sind bis heute über 25 Jahre vergangen in denen das Projekt von unzähligen Korruptionsvorwürfen, Demonstrationen und gerichtlichen Baustopps überschattet wurde. [68, 69]

### 3.3.4 Gesellschaftliche und soziale Auswirkungen durch Rohstoffabbau

Von politischer Seite und durch internationale Großkonzerne wird Ressourcenreichtum immer wieder als Segen für die betroffenen Nationen dargestellt. Die Aussicht auf Steuermehreinnahmen, die Entstehung von Arbeitsplätzen, den Ausbau der Infrastruktur und eine bessere Versorgung mit Energie und Nahrungsmitteln ist vor allem für schlechter entwickelte Nationen eine vielversprechende Perspektive. Allerdings haben vor allem die Erfahrungen mit Entwicklungsländern gezeigt, dass Bodenschätze für die ansässige Bevölkerung häufig Fluch statt Segen bedeuten. Die Erklärung für diesen so genannten *Ressourcenfluch* suchen Sozialwissenschaftler meist in Regierungsstrukturen und übermächtigen Staatsunternehmen, die die Erlöse nicht an die Bevölkerung weitergeben. Zudem bringt der Rohstoffreichtum ein erhöhtes Konfliktpotenzial (sog. *Ressourcenkonflikte*) mit sich, weshalb solche Regionen oft von Bürgerkriegen oder von potenziell gewalttätigen Ausrichtungen anderer Nationen mit geostrategischen Interessen betroffen sind. [51] Weltweit lassen sich zahllose Beispiele für Staaten finden, in denen die reichhaltigen Roh-

stoffvorkommen drastische Konsequenzen für die Gesellschaft mit sich gebracht haben. Der Begriff des *Konfliktdiamanten* (auch *Blutdiamanten*) zum Beispiel bezeichnet meist illegal abgebaute Diamanten, die zur Finanzierung militärischer Truppen verwendet werden und zur Verlängerung und Verschärfung von Konflikten beitragen. Auf diese Weise hat der ehemalige Präsident von Liberia, eines kleinen Landes in Westafrika, der sich gewaltsam den Zugang zu den Diamantenfeldern im Osten des nahegelegenen Sierra Leone verschafft hatte, Anfang der neunziger Jahre einen blutigen Krieg gegen die dortige Bevölkerung geführt. [70]

Ein weiteres Beispiel liefert die Demokratische Republik Kongo (DRK), die mit knapp 50 Prozent der globalen Fördermenge weltweit Hauptlieferant für das Metall Kobalt ist [64]. Kobalt kommt fast ausschließlich zusammen mit Kupfer und Silber vor und wird hauptsächlich in der Lithium-Ionen-Technologie und zur Beschichtung verschleißbeständiger Bauteile, wie zum Beispiel Turbinen, verwendet [7]. Trotz des Rohstoffreichtums zählt die Region in Zentralafrika zu den ärmsten Staaten der Welt und gilt als politisch instabil. Nach Regierungsangaben werden 20 Prozent des gesamten Kobalts in Kleinstbergwerken gefördert. Für viele Familien ist der Kleinstbergwerkbau auf eigene Faust, mit einfachsten Werkzeugen und unter lebensgefährlichen Bedingungen die einzige Möglichkeit, ihren Lebensunterhalt zu bestreiten. Insgesamt liegen die Schätzungen bei ca. 110.000 bis 150.000 Menschen, die in dieser Region Erzabbau betreiben, darunter junge Männer, Mütter mit Säuglingen und Kinder (teilweise bereits ab einem Alter von sieben Jahren) (Abb. 3.7). Für die Ausbeute eines Arbeitstages, der zehn bis zwölf Stunden harte körperliche Arbeit bedeutet, bekommen die Arbeiter in den nahegelegenen Handelshäusern umgerechnet ein bis zwei Dollar.

Neben den immer wieder vorkommenden tödlichen Unfällen berichten die Arbeiter von unterschiedlichen gesundheitlichen Folgen. Die meisten klagen über Atembeschwerden und Lungenkrankheiten, bedingt durch den Kobaltstaub, aber auch über umfangreiche physische Schmerzen, hervorgerufen durch die harte körperliche Arbeit. Die Verantwortung für diese Menschenrechtsverletzungen sind dabei sowohl bei den Firmen zu suchen, die in der Versorgungskette beteiligt sind, als auch bei der Regierung. Während die nationalen Gesetze lückenhaft sind, werden insbesondere deren Umsetzung und die zugehörigen Kontrollen durch das Ministerium für Arbeit dem Schutz der Minenarbeiter nicht gerecht. Am anderen Ende der Lieferkette finden sich starke Abnehmer, wie *Apple*, *Samsung* und *VW*, für Kobalt aus dem Kongo. [71]

## 3.4 Maßnahmen und Wege zur Ressourceneffizienz

An der begrenzten Verfügbarkeit abiotischer Ressourcen ist langfristig nichts zu ändern. Jedoch kann der Umgang mit den zur Verfügung stehenden Mengen so gestaltet werden, dass die Menschheit ihre Bedürfnisse möglichst lange befriedigen kann. Je früher und je vollständiger Möglichkeiten und Maßnahmen hierfür ergriffen werden, desto besser sind die Chancen, rohstoffinduzierte Konflikte und Krisen zu vermeiden. Es liegt in der Natur der Sache, dass eine Nation wie Deutschland, als großer Verbraucher und rohstoffarmes Land, einer der Vorreiter auf der Suche nach Wegen zu einer besseren Ressourceneffizienz sein wird.





Abbildung 3.7: Kinderarbeiter in Katanga (DRK) zeigen ihre Kupfererz-Ausbeute (Bildquelle: FairPhone)

#### 3.4.1 Substitution und Recyclinggerechte Konstruktion

Die systematische Materialsubstitution und die Optimierung des Einsatzes von Rohstoffen in Produkten sind Bestandteile der Recyclingorientierten Produktentwicklung<sup>13</sup> nach VDI 2243. Ziel ist es dabei, Produkte bereits im Konstruktionsprozess so zu entwerfen, dass möglichst wenige kritische Materialien eingesetzt werden müssen und die Rückgewinnung der enthaltenen Stoffe im späteren Recycling möglichst einfach umsetzbar ist. Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass unterschiedliche Konzentrationen verschiedener Materialien beim Recycling zu höheren Dissipationsraten führen [72]. Ebenso ist eine reparaturfreundliche Gestaltung und eine einfache Demontage nach dem Lebensende anzustreben, was durch die Bevorzugung lösbarer Verbindungstechniken ermöglicht wird. [73]

Umweltverträgliche Produktgestaltung ist dabei keinesfalls ein kompromissloses Ökodesign. Grundlage der Methode ist die Beibehaltung des vollen Funktionsumfangs der Produkte. In der Regel geht die Verbesserung der Ressourceneffizienz bis zu einem gewissen Grad sogar mit einer Kostenersparnis einher [74]. Moderne CAD<sup>14</sup>-Softwarelösungen bieten bereits integrierte Module zur Schnellbeurteilung der ökologischen Auswirkungen im Konstruktionsprozess. Zudem können Simulationswerkzeuge, wie FEM<sup>15</sup>, dabei helfen, Material einzusparen oder gezielt zu substituieren.

#### 3.4.2 Aufklärung und politische Instrumente

Ein wichtiger Schritt hin zum bewussten Einsatz von Rohstoffen ist eine aktive Aufklärungspolitik, die sich sowohl an Unternehmen als auch an Konsumenten richtet. Eine

---

<sup>13</sup>Hierfür hat sich der englische Fachterminus *Design for Recycling (DfR)* durchgesetzt.

<sup>14</sup>Aus dem Englischen: Computer-aided design, rechnergestütztes Konstruieren.

<sup>15</sup>Finite-Elemente-Methode: Lösungsmethode zur Bestimmung von Bauteilfestigkeit und Bauteilversagen meist als computergestützte Simulation umgesetzt.

Strategie für Endverbraucher ist es, die Entwicklung von Lehrmaterialien für Schulen und Lehrplattformen zu entwickeln und bundesweit Lehrkräfte zu diesem Thema auszubilden [75]. Inhaltlich kann hierfür das Konzept der *Stoffgeschichten* Modell stehen, das zunächst für die universitäre Ausbildung entwickelt und später als Buchreihe<sup>16</sup> hervorgebracht und auf den schulischen Kontext übertragen wurde. Dabei wird der Lebensweg eines Stoffes entlang der Produktions- und Lieferkette zurück zu seinem Ursprung aufgezeigt. Im Laufe einer solchen Geschichte werden ökologische, soziale, politische und ökonomische Umstände beschrieben, die in Zusammenhang mit dem jeweiligen Material stehen. Stoffgeschichten haben das Potenzial, Bewusstsein für die Auswirkungen von Konsum zu schaffen und die nächsten Generationen besser für das Thema zu sensibilisieren. [76]

Für produzierende Unternehmen ist es wichtig, fachkundige Anlaufstellen und Instrumente an die Hand zu bekommen, auf deren Basis ihnen Beratung, Information und Hilfestellung angeboten wird. Regionale Agenturen und Informationen, sowie Weiterbildungsangebote von Verbänden oder bundesweite Beratungsprogramme sind einige denkbare Beispiele [75]. Zudem muss die Politik finanzielle Anreize in Form von vergünstigten Darlehen oder anderen Fördermaßnahmen für zweckgebundene Investitionen anbieten. Darüber hinaus ist die Bereitstellung von Forschungsmitteln für die industrienaher Forschung an Lösungen zur Ressourcenproblematik besonders wichtig.

#### 3.4.3 Recyclingprozesse und Kreislaufführung

Ein vielversprechender Ansatz zur Gewährleistung der in diesem Kapitel dargelegten Versorgungssicherheit mit Industriemetallen sind Altprodukte. Ansammlungen, wie sie in Wertstoffhöfen oder Schrottplätzen zu finden sind, stellen anthropogene Lagerstätten dar, aus denen nach Zerlegung und Aufbereitung eine Rückgewinnung der enthaltenen Wertstoffe möglich ist. Ausschlaggebend für den Erfolg dieses so genannten *Urban Mining* sind dabei mehrere Faktoren. Zunächst gilt es die jeweiligen Altprodukte vollständig zu erfassen, bevor sie technisch geeigneten Recyclingprozessen zugeführt werden können. Um dabei auch Stoffe wie Seltene Erden, Kobalt, Lithium oder Indium zurückzugewinnen zu können, werden Spezialmethoden nötig sein, da solche Stoffe in klassischen Verfahren vernachlässigt werden oder durch Dissipation verloren gehen. Eine weitere Voraussetzung ist die Zugänglichkeit der enthaltenen Stoffe. Komplexe Produktverbände, der hohe Integrationsgrad von Bauteilen und die geringen Massenanteile bestimmter Metalle stellen hierbei große Herausforderungen an die Recyclingkette. Dass Urban Mining in viel geringerem Maß umgesetzt wird, als technisch möglich ist, begründet sich in der geringen Wirtschaftlichkeit der Recyclingprozesse. Ausschlaggebend sind dabei der erzielbare Marktpreis, den Recycler für die gewonnenen Sekundärrohstoffe erhalten und der Aufwand der ihrer Gewinnung gegenübersteht. Am Beispiel der Altgerätesammlung, die einen weiteren wichtigen Baustein im Recyclingprozess verkörpert, kann durch Maßnahmen wie Pfandsysteme regulierend eingegriffen werden. Der Gegenwert der Rohstoffe selbst wird allerdings durch den Markt bestimmt. Zudem muss für wirtschaftliche Recyclingprozesse stets eine ausreichende Kapazität an Altgeräten vorhanden sein. Neben einer Kontrolle des Sammelerfolgs ist dabei der Verlust durch (illegale) Exporte und Ausschleusungen zu

---

<sup>16</sup> *Stoffgeschichten*, oekom Verlag, München seit 2004.

verhindern. Von jährlich drei Millionen endgültig abgemeldeten Pkw verbleiben derzeit nur rund 500.000 Stück zur Verwertung in Deutschland, was die tatsächliche Recyclingquote von 85 auf 15 Prozent fallen lässt. [77] Wie aus Abschnitt 2.4 dieser Arbeit hervorgeht, existiert eine Reihe von Gesetzen und Verordnungen zur Regelung von Recycling und des Umgangs mit Abfällen. Das zentrale Bundesgesetz des deutschen Abfallrechts ist das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) vom Februar 2012. Erklärtes Ziel ist es, Mensch und Umwelt bei der Bewirtschaftung von Abfällen zu schützen, die Kreislaufwirtschaft zu fördern und damit natürliche Ressourcen zu schonen. Wesentliche Inhalte des Gesetzes sind die Priorisierung und Definition von Abfallhierarchien. Demnach sind Abfälle primär zu vermeiden, bevor die Verwertung und Beseitigung (Deponierung) als Behandlungsoptionen folgen. [78] Die Verwertungsmaßnahmen selbst können dabei in verschiedene Arten der Verwendung und Verwertung aufgegliedert werden, deren genauer Stellenwert in Abbildung 3.8 dargestellt ist. Diese Aufschlüsselung geht über die Gesetzesinhalte hinaus,

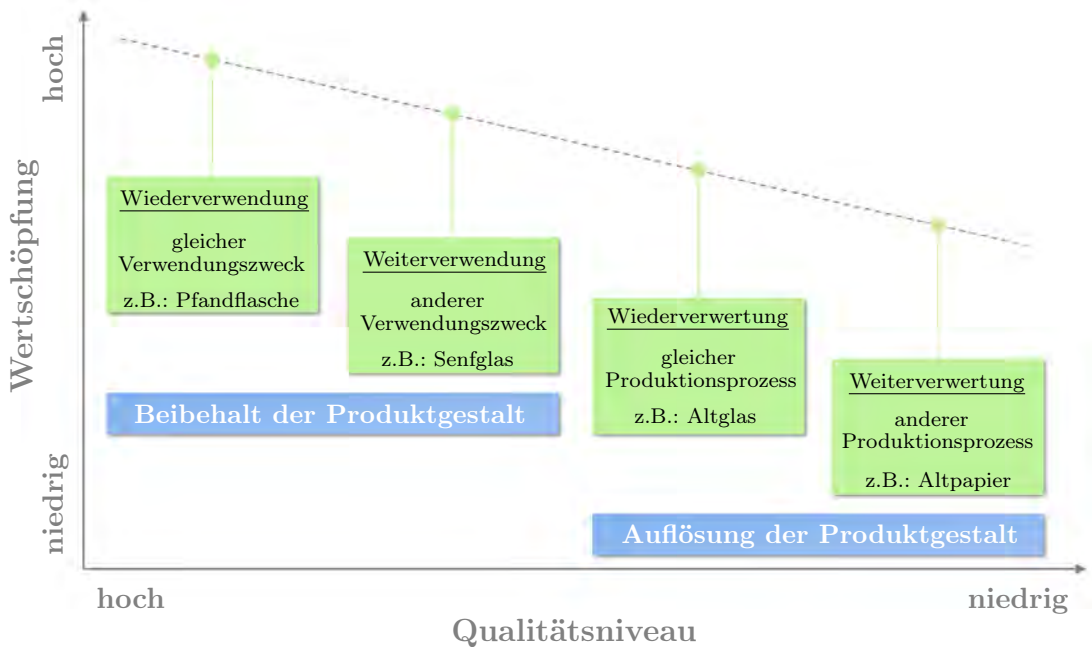


Abbildung 3.8: Übersicht der Recyclingarten nach Steinhilper et al. [79]

ist aber maßgeblich für die Qualität des Recyclingkonzeptes verantwortlich, da Sekundärprodukte in ihrer Qualität mindestens auf dem Niveau der Primärprodukte liegen müssen, um auf dem Markt als Substitute angeboten werden zu können. Angesichts der im Laufe des Kapitels beschriebenen Problematiken im Zusammenhang mit endlichen Rohstoffen, wird das Recycling zukünftig an Bedeutung gewinnen. Recyclingprozesse müssen jedoch weiter verbessert und stärker angewendet werden. Zudem liegt eine große Verantwortung bei den Herstellern, die recyclinggerechte Produkte anbieten müssen, um eine Kreislaufführung nach dem Cradle-to-Cradle<sup>17</sup>-Prinzip zu ermöglichen. [6]

<sup>17</sup>Aus dem Englischen: Von der Wiege bis zur Wiege.

#### 3.4.4 Kritikalitätsbewertung

Das Instrument der Kritikalitätsbewertung dient als Grundlage zur zukunftsgerichteten Planung und Entwicklung der Ressourcennutzung. Anhand einer geeigneten Auswahl entsprechend gewichteter Kriterien qualitativer und quantitativer Art werden Rohstoffe, Produkte und auch Dienstleistungen beurteilt. Somit wird eine Wissensbasis geschaffen, aus welcher verschiedene Instrumente zur allgemeinen Steigerung der Ressourceneffizienz bzw. zur Verringerung der Kritikalität abgeleitet werden können. [72]

Für die Industrie sind dies zum Beispiel Leitfäden, mit denen Beschaffungs- und Verwendungsentscheidungen für oder gegen zur Auswahl stehende Materialien getroffen werden können. Für Endkonsumenten sollte es auf lange Sicht Gütesiegel und Informationsplattformen geben, die eine bewusste Entscheidung für oder gegen Produkte aufgrund ihres Materialgehalts ermöglichen. Für das Recycling wäre ein Gerätepass (sog. Recyclingpass), der die enthaltenen Materialien und Mengen ausweist, sinnvoll.

Für einen möglichst breiten Einsatz der Kritikalitätsbewertung ist es entscheidend, dass neben einer genau spezifizierten Methode auch Datenbanken mit generischen Daten verfügbar sind und für potenzielle Anwender somit nur eine niedrige Einstiegsbarriere vorliegt. Hier ist vor allem für die sozialen und ökonomischen Kriterien, aber auch bei den ökologischen Datensätzen noch viel Forschungsbedarf erkennbar. Gerade für die beiden erstgenannten Bereiche wird hauptsächlich auf die Möglichkeit einer persönlichen Datenerhebung in Form von Interviews und Fragebögen vor Ort verwiesen, was einer zügigen Verbreitung und Ausweitung der Anwendung bisher im Weg steht [80]. Das in dieser Arbeit vorgestellte Beurteilungskonzept soll zur Lösung dieser Hemmnisse beitragen und ermöglicht deshalb eine Kritikalitätsbewertung auf Basis generischer Daten.

## 4 Die Methode des Life Cycle Assessment

Die Methode des Life Cycle Assessment (LCA) ist ein Verfahren zur Beurteilung der Umweltbelastungen, die mit sämtlichen Prozessen im Lebensweg von Produkten einhergehen. Die Bewertung kann dabei entlang des gesamten Lebenszyklus eines Untersuchungsobjektes erfolgen, wofür dessen Energiebedarf, Ressourceneinsatz und die verursachten Emissionen für alle Lebensphasen quantifiziert werden müssen. Die Einsatzfelder von LCA reichen von der Produkt- und Verfahrensentwicklung, über die Verbesserung und Qualitätssicherung, bis hin zum Marketing. Unter anderem ist es damit möglich, potenzielle Verbesserungsansätze für Produkte und Prozesse zu identifizieren, um diese später zur Verringerung der produktbezogenen Umweltbelastungen zu bearbeiten. [81] Die Fachwelt ist seit einigen Jahren bestrebt, neben der seit den 1960er Jahren stetig weiterentwickelten ökologischen Dimension, auch den ökonomischen Bereich (Life Cycle Costing (LCC)) und den sozialen bzw. gesellschaftlichen Bereich (Social Life Cycle Assessment (S-LCA)) zu integrieren. Zum Zeitpunkt der Anfertigung dieser Arbeit waren diese Ansätze konzeptionell vorhanden, aber methodisch noch nicht definiert bzw. ausgereift [82]. Für die ökologische Dimension jedoch stellt die LCA-Methode den Stand der Wissenschaft dar, weshalb die entsprechenden Bewertungen mit diesem Verfahren durchgeführt wurden [83].

### 4.1 Aufbau und Konzept

Die beiden maßgeblichen Normen für LCA sind DIN EN ISO 14040 und DIN EN ISO 14044. Sie legen unter anderem auch die Vier-Phasen-Struktur von LCA-Studien fest, die in Abbildung 4.1 dargestellt ist. Die einzelnen Phasen sind im Rahmen der Untersuchung keine isolierten Bereiche, sondern entstehen in einem iterativen Prozess, der die Konsistenz der Studie und die Vollständigkeit des Ansatzes fördern soll. [84]

#### 4.1.1 Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen

Die Definition des Ziels und das Abstecken des Untersuchungsrahmens ist der Ausgangspunkt für die Gestaltung einer LCA-Studie. Die Zieldefinition beinhaltet dabei die Motivation zur Durchführung, den Anwendungsbereich, die Zielgruppe und die vorgesehene Ergebnisverwendung (z. B. Produktvergleich, Prozessverbesserung etc.), woraus die Anforderungen an die Daten und deren Qualität abgeleitet werden. Beim Abstecken des Untersuchungsrahmens werden der Betrachtungsbereich (sog. Systemgrenze) und

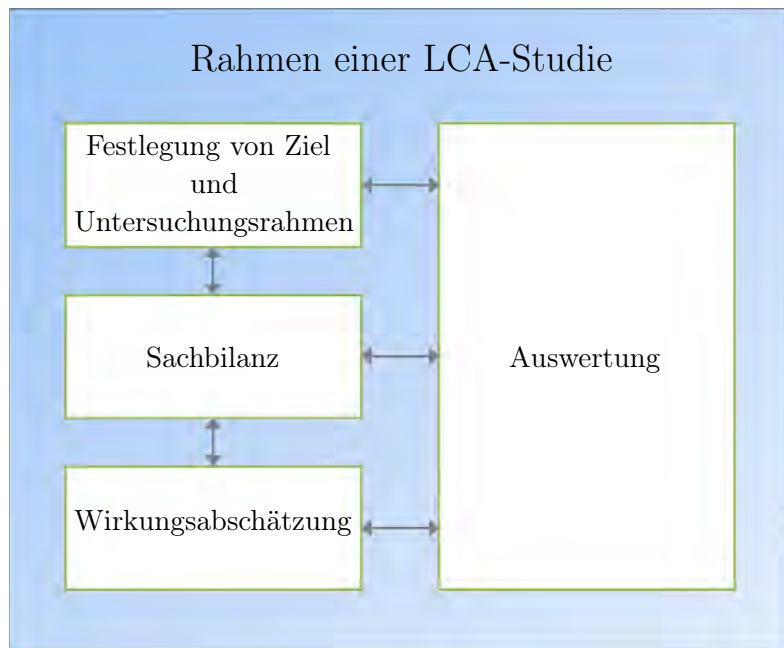


Abbildung 4.1: Phasenmodell des Life Cycle Assessment Methode nach ISO 14040 [84]

die Ausschlusskriterien (sog. Abschneideregeln) definiert. Im gleichen Schritt wird das Untersuchungsobjekt hinsichtlich seines messbaren Nutzens beschrieben, da hieraus die Festlegung der *funktionellen Einheit (fE)* hervorgeht, auf welche die Umweltbelastungen schlussendlich bezogen werden. Zudem soll ein Systemfließbild des Produktsystems erstellt werden, das die Produktlebensphasen und wichtige Prozesse aufzeigt. [84] Abbildung 4.2 zeigt die mögliche Umsetzung eines Systemfließbildes beispielhaft für (Brief-) Papier.

#### 4.1.2 Sachbilanz

Die Sachbilanz, auch *Life Cycle Inventory (LCI)*, beschreibt die Erhebung sämtlicher Ein- und Ausgangsgrößen für alle Prozesse der unterschiedlichen Produktlebensphasen und stellt diese als Elementarflüsse dar. Das entsprechende Produktsystem muss hierfür soweit definiert werden, dass die Prozesse der Produktion, alle Transporte, die Nutzungsphase und die Beseitigung erkennbar sind. Den aus dieser Systembeschreibung resultierenden Prozessmodulen werden anschließend die Elementarflüsse (z. B. Wasserverbrauch und Schadstoffemissionen) zugeordnet. Am Beispiel des Produktionsschrittes *Verarbeitung Papier* (dargestellt als Prozessmodul in Abbildung 4.2) sind die In- und Outputgrößen (Elementarflüsse) dargestellt. Die in der Sachbilanz erstellte Datengrundlage beeinflusst die Ergebnisqualität der gesamten Studie maßgeblich. Während sich bei der Untersuchung eigener bzw. betriebsinterner Prozesse noch die Möglichkeit bietet, spezifische Daten selbst zu erheben, muss in den meisten Fällen auf generische Daten, Berechnungen oder Datenbanken zurückgegriffen werden. So kann die Lebenswegbetrachtung be-

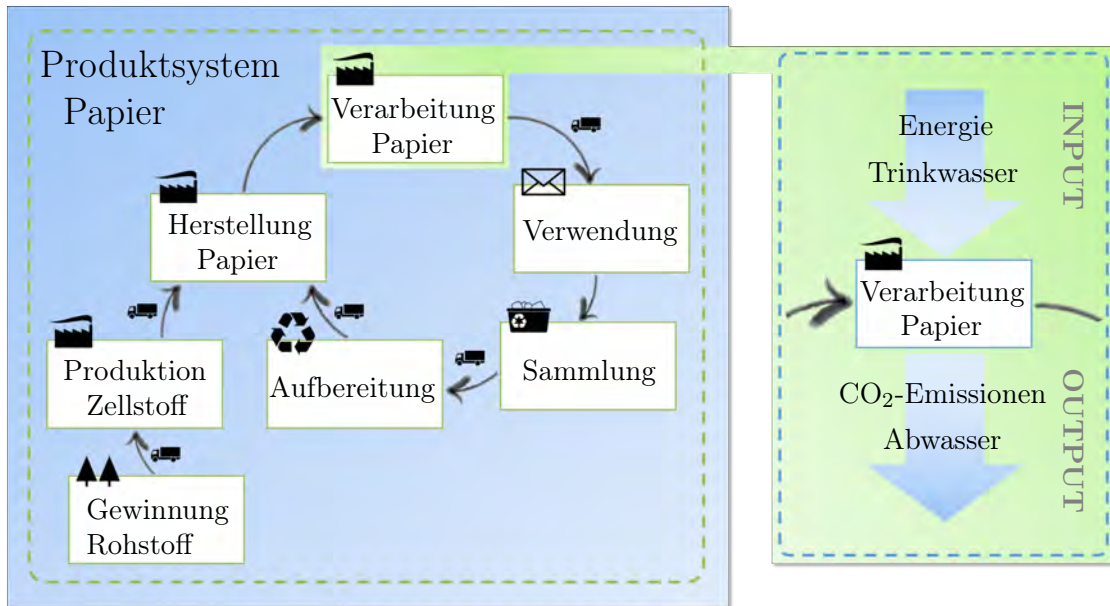


Abbildung 4.2: Lebenszyklusmodell eines Produktsystems am Beispiel Papier (links) und Detailbetrachtung des Prozessmoduls *Verarbeitung Papier* (rechts)

reits bei einfachen Produkten schnell zu unübersichtlichen, komplexen Produktbäumen führen. Oftmals ist zur exakten Modellierung eine kaum darstellbar tiefe Kenntnis in Bezug auf Energiebereitstellung, Zwischenprodukte, Hilfsstoffe, Abfallmanagement und Recyclingverfahren notwendig. Um die Durchführbarkeit der LCA-Studie dennoch zu ermöglichen, wird der Produktlebensweg oftmals vereinfacht oder es werden Annahmen getroffen und Schätzungen zugrunde gelegt. ISO 14040 lässt alle diese Vorgehensweisen zu, schreibt aber eine Dokumentation der Datenbeschaffung vor, um die Transparenz der Studie und die notwendige Datenqualität sicherzustellen. Mittlerweile existieren unterschiedliche, teilweise sehr umfangreiche Datenbanken, die eine enorme Auswahl an Datensätzen zu verschiedensten Produkten und Prozessen beinhalten (z. B. *Ecoinvent* mit über 10.000 oder *GaBi LCI* mit über 7.000 Datensätzen). In jeder Datenbank stehen üblicherweise mehrere Systemmodelle zur Auswahl, die sich in der Vorgehensweise der Allokation, das bedeutet der Zuordnung von Umweltauswirkungen, unterscheiden. Insbesondere bei Koppelprodukten oder bei Gegenständen, die eine Erst- und Zweitnutzung durchlaufen, ist die Frage nach der korrekten Zuordnung der Produktionslasten oder der Aufwendungen für das Recycling entscheidend. Da Allokationen nach ISO 14040 vermieden werden sollen, ist diese Frage jedoch nicht eindeutig zu beantworten [48]. Nachfolgend sind einige Prinzipien erklärt, die eine Lösung des Zuordnungsproblems mit unterschiedlichen Ansätzen angehen.

**Prinzip der letzten Verantwortung:** Wird ein Stoff, bedingt durch die Art der Nutzung in einem Produkt, anschließend nicht mehr recycelt, zum Beispiel weil es in zu geringen Konzentrationen darin vorkommt, schreibt man diesem Produkt den gesamten Aufwand der Primärproduktion zu, da er nach der Nutzung neu hergestellt werden muss. [85]

**Prinzip der ersten Verantwortung:** Die Aufwendungen der Herstellung werden vollständig der ersten Anwendung zugerechnet, da davon ausgegangen wird, dass die Abfallbeseitigung letztendlich nicht zu verhindern ist und nur durch die Rohstoffinanspruchnahme überhaupt erst verursacht wird. Recycelte Sekundärmaterialien sind danach nur durch die Sammlung und den Recyclingprozess, nicht aber durch die Auswirkungen ihrer Primärproduktion belastet. [85]

**Prinzip der Gleichberechtigung:** Lasten von Herstellung und Entsorgung werden gleichmäßig auf alle Produkte verteilt, in denen es zur Anwendung kommt. Allerdings wird dafür die Anzahl der aufeinander folgenden Produktsysteme als bekannt vorausgesetzt. [85]

**Open-Loop-Allokation:** Ähnlich wie beim Prinzip der Gleichberechtigung soll eine Verteilung der Lasten zwischen den Produktsystemen erfolgen. Im Falle des Open-Loop-Recycling tritt das Material oder Produkt auf einem Sekundärmarkt auf und steht für weitere Anwendungen als Substitut für ein Primärprodukt zur Verfügung. Eine Erweiterung ist das *Kaskadenmodell*, das zusätzlich den durch die wiederholten Recyclingprozesse entstehenden Qualitätsverlust (auch *Downcycling*) mitberücksichtigt. Die genaue Ausgestaltung der *Open-Loop-Allokation* muss im Rahmen der Erstellung der Sachbilanz geklärt werden. [85]

**Vermeidung von Allokation:** Nach ISO 14040 sollen Allokationen grundsätzlich vermieden werden. Dies ist erfüllt, wenn die Systemgrenzen solange erweitert werden, bis sich der jeweilige Material- oder Produktkreislauf komplett innerhalb befindet [85]. Solche geschlossenen Wertstoffkreisläufe (*Closed-Loop-Recycling*) können aus einem oder mehreren verschiedenen Produkten bestehen.

### 4.1.3 Wirkungsabschätzung

Mit der Wirkungsabschätzung erfolgt die Quantifizierung der potenziellen Umweltauswirkungen der in der Sachbilanz erfassten Ergebnisse. Dieser Schritt wird auch *Life Cycle Impact Assessment (LCIA)* genannt und stellt den eigentlichen Kern der Ökobilanzierung dar. Die Struktur der Wirkungsabschätzung besteht aus mehreren verbindlichen und optionalen Phasen. Nacheinander wird dabei eine schrittweise Zusammenfassung und Vereinfachung von bis zu 200 möglichen Parametern aus der Sachbilanz auf eine überschaubare Auswahl an Wirkungskategorien durchgeführt. Es hängt dabei von der LCIA-Methode und dem Ziel der Studie ab, ob die Ergebnisbetrachtung in den einzelnen Wirkungskategorien (*problemorientiert*) oder anhand von Schadenskategorien (*schadenorientiert*) erfolgt [86]. Bei vergleichenden Studien können die letztgenannten Bereiche unter Umständen noch gewichtet werden, so dass alle Ergebnisse dann zu nur einem einzelnen Indikatorwert (z. B. *ÖBE*) vereint werden (vgl. Abb. 4.3). Die sechs Phasen der Wirkungsabschätzung sind:

- *Auswahl der Wirkungskategorien*
- *Klassifizierung*
- *Charakterisierung*
- *Normierung* (optional)
- *Ordnung* (optional)
- *Gewichtung* (optional)



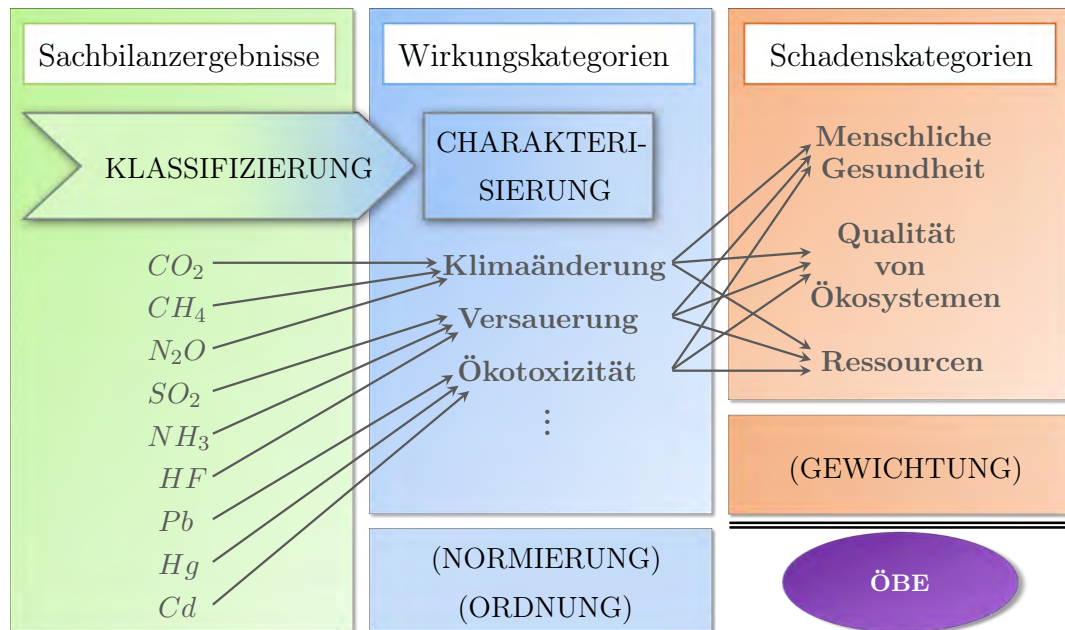


Abbildung 4.3: Modell der Ursache-Wirkungs-Kette inklusive der Platzierung der Phasen der Wirkungsabschätzung

Nachfolgend sind die allgemeine Vorgehensweise und die Zielsetzung dieser Schritte genauer dargelegt. Die detaillierten Berechnungen und Annahmen in der Umsetzung der einzelnen Phasen variieren je nach LCIA-Methode. Eine detaillierte Betrachtung zur Charakterisierung anhand zweier Wirkungskategorien der ReCiPe-Methode findet in Abschnitt 4.3 statt. Details zur Normierung und Gewichtung werden im Rahmen der Berechnung des ökologischen Kritikalitätswertes in Abschnitt 5.2.4 besprochen.

**Auswahl der Wirkungskategorie:** Die Auswahl der Wirkungskategorie ist eng verknüpft mit der Zielsetzung bzw. der Fragestellung der gesamten LCA-Studie, weshalb sie oft bereits zu Beginn der Studie getroffen wird. Dennoch ist sie dem Bereich der Wirkungsabschätzung zuzuordnen. Bei der Auswahl ist darauf zu achten, dass mit der Zusammenstellung eine möglichst vollständige Betrachtung gewährleistet ist, keine Überschneidungen (doppelte Zählungen) stattfinden und aus Gründen der Übersichtlichkeit, nicht zu viele Kategorien gewählt werden [87]. In Tabelle 4.1 sind die Wirkungskategorien am Midpoint der *ReCiPe*-Methode stellvertretend für eine Auswahl der gängigsten Wirkungskategorien mit den dazugehörigen Referenzeinheiten der Charakterisierungsfaktoren aufgelistet [88].

**Klassifizierung:** Der Schritt der Klassifizierung ordnet die in der Sachbilanz gesammelten Parameter den Wirkungskategorien zu, auf die sie sich auswirken. Demnach sind beispielsweise alle für den Treibhauseffekt relevanten Gase der Wirkungskategorie *Klimaänderung* zugehörig. Üblicherweise ist der LCIA-Prozess vollständig in die jeweilige LCIA-Methode eingebettet, so dass die Wirkungskategorien zwar vom Anwender ausgewählt werden, alle folgenden Schritte der LCIA aber in der jeweiligen Methode integriert sind und softwareseitig ausgeführt werden. [87]

Wirkungskategorie	Referenzeinheit
Bildung photochemischer Oxidantien	NMVOC <sup>18</sup>
Bildung von Feinstaub	kg $PM_{10}$ <sup>19</sup>
Humantoxizität	kg 1,4- $C_6H_4Cl_2$ -eq
Ionisierende Strahlung	kg $U_{235}$ -eq
Klimaänderung	kg $CO_2$ -eq
Landnahme Agrarfläche	$m^2 \cdot yr$
Landnahme Stadtfläche	$m^2 \cdot yr$
Meeresökotoxizität	kg 1,4- $C_6H_4Cl_2$ -eq
Meereseutrophierung	kg $N$ -eq
Ozonabbau	kg $CCl_3F$ -eq <sup>20</sup>
Süßwassereutrophierung	kg $PO_4$ -eq
Süßwasserökotoxizität	kg 1,4- $C_6H_4Cl_2$ -eq
Terrestrische Ökotoxizität	kg 1,4- $C_6H_4Cl_2$ -eq
Terrestrische Versauerung	kg $SO_2$ -eq
Umgestaltung von Naturraum	$m^2$
Verbrauch fossiler Brennstoffe	kg $Fe$ -eq
Verbrauch mineralischer Ressourcen	kg $Oil$ -eq
Wasserverbrauch	$m^3$

Tabelle 4.1: Wirkungskategorien der LCIA-Methode *ReCiPe Midpoint*

**Charakterisierung:** Alle Parameter, die einer Wirkungskategorie zugeordnet wurden, werden nach ihren Auswirkungen quantifiziert. Hierfür finden für jede Wirkungskategorie individuelle Berechnungen statt, die Indikatorwerte hervorbringen. Die hierfür eigens entwickelten Charakterisierungsmodelle und -faktoren sind ebenfalls in der LCIA-Methode hinterlegt und werden automatisch zur Berechnung verwendet. Ziel der Charakterisierung ist die Zusammenfassung der Auswirkungen einer Wirkungskategorie mit gemeinsamen Einheiten. Für den Charakterisierungsfaktor *Treibhauseffekt* ist dies beispielsweise die  $CO_2$ -Äquivalente ( $CO_2$ -eq). [48, 87]

**Normierung:** Die Normierung soll als optionaler Schritt ein besseres Verständnis des Wirkungsindikatorwertes aus der Charakterisierung und direkte Vergleiche ermöglichen. Die Normierung erfolgt durch Division mit Referenzwerten. Ein typisches Beispiel für solch einen Referenzwert ist der Energieverbrauch eines Einfamilienhauses. [87]

**Ordnung:** Beim Ordnen erfolgt die Zusammenfassung der Wirkungskategorien in Klassen. Eine Rangfolge oder Skala kann Werthaltungen oder Präferenzen von Interessensgruppen abbilden. Oftmals ist der Schritt der Ordnung in den LCIA-Methoden bereits integriert. Die Wissenschaftlichkeit bei der Sortierung der Wirkungskategorien ist dann zu überprüfen. Dieser optionale Schritt wird nicht immer als eigene Phase der Wirkungs-

<sup>18</sup>Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen ohne Methan (Non-methane volatile organic compound (NMVOC)).

<sup>19</sup>Anteil des Gesamtstaubes mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als  $10 \mu m$  [89].

<sup>20</sup>Für Trichlorflourmethan ( $CCl_3F$ ) ist der Name *R-11* ebenfalls verbreitet. Es handelt sich um ein FCKW und ist als ozonschichtzerstörend eingestuft.

abschätzung ausgewiesen, sondern kann auch im Rahmen einer der angrenzenden Schritte vorgenommen werden. [48]

**Gewichtung:** Die optionale Gewichtung basiert nach DIN 14040 nicht auf wissenschaftlichen Grundlagen. So genannte Einpunktverfahren, wie *Eco-Indicator* oder *Ökofaktoren* nutzen diesen Schritt, um die LCA-Ergebnisse in Form eines Indikator-Wertes auszudrücken. Grundlage hierfür ist die wertebasierte Gewichtung von verschiedenen Umweltauswirkungen, welche als wissenschaftlich nicht begründbar angesehen wird. Nach ISO 14044 sind Einpunktverfahren deshalb nur für den internen Gebrauch zugelassen. Die Ergebnisse sind damit nicht für die Öffentlichkeit oder zur allgemeinen Verwendung geeignet. [48, 84, 86]

#### 4.1.4 Auswertung

Mit der Ergebnisdarstellung und -interpretation schließt die Phase der Auswertung den Kreis zum Beginn, der Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen. Für eine geeignete Darstellung und Interpretation der Ergebnisse muss ein Kompromiss zwischen Verständlichkeit und Aussagekraft gefunden werden, der für den Zweck der Studie und die Zielgruppe angemessen ist. Zur Auswertung gehören im Rahmen der Beurteilung der Ergebnisse außerdem die Prüfung auf Vollständigkeit (Signifikanz), die Abschätzung der Unsicherheiten (Sensitivität) sowie der Abgleich mit Ziel und Untersuchungsrahmen (Konsistenz). Zuletzt sollten Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen ausgesprochen werden. Die Auswertung findet gemäß dem Strukturmodell der Methode (vgl. Abb. 4.1) nicht nur am Ende aller Berechnungen statt. Der LCA-Prozess sollte während der gesamten Durchführung ständig kritisch geprüft und hinterfragt werden. Dies gilt sowohl für die zugrunde liegenden Daten, als auch für sämtliche Berechnungsmodelle und Methoden. [48]

## 4.2 LCIA-Methoden

Die LCIA-Methode ist die Systematik mit der aus den Elementarflüssen der Sachbilanz die Umweltauswirkungen berechnet werden. Hierfür sind für eine Vielzahl an Stoffen Charakterisierungsfaktoren, Normierungsfaktoren, Gewichtungsfaktoren und Schadensfaktoren hinterlegt. Dem Anwender steht eine Reihe von Methoden mit unterschiedlichen Ausprägungen und Schwerpunkten zur Verfügung. [90] Die einzelnen Methoden unterscheiden sich in der Anzahl der beinhalteten Wirkungskategorien, im Umfang der hinterlegten Stoffe und Materialien sowie in den Berechnungsmodellen für die zuvor genannten Faktoren. Grundsätzlich lassen sich die Methoden nach ihrer methodischen Ausrichtung unterscheiden, wofür der *problemorientierte* und der *schadensorientierte* Ansatz als die zwei generelle Bewertungsprinzipien differenziert werden müssen. [81] Hinzu kommen die kombinierten Methoden und die Einpunktverfahren. Ferner existieren weitere Methoden, die auf bestimmte Bereiche wie Energieverbrauch, Wasserverbrauch, Exergieverbrauch etc. fokussiert und ausgerichtet sind, nachfolgend aber unberücksichtigt bleiben.

### 4.2.1 Problemorientierter Ansatz

Beim problemorientierten Ansatz werden die Auswirkungen am sogenannten *Midpoint* bewertet (*Midpoint-Modelling*). Der Midpoint ist die Stelle in der Ursache-Wirkungskette, an der sich die Wirkungskategorien befinden (Abb. 4.2). Die Methode bietet gegenüber dem schadensorientierten Ansatz höhere Transparenz und weniger Unsicherheiten, da die Schritte *Normierung* und *Ordnung* wegfallen. Zudem können die Wirkungskategorien trotzdem den Schadenskategorien zugeordnet werden, wenn auch die Auswirkungen am Endpoint nicht quantifiziert werden. Midpoint-Methoden erlauben durch ihre kategoriebezogene Ergebnisdarstellung Rückschlüsse über die Ursachen und können zur Produktoptimierung herangezogen werden [91]. Die wichtigsten Vertreter sind die *CML*-Methode der Universität Leiden, welche in den meisten LCA-Softwaretools als *baseline*- und *non baseline*-Version hinterlegt ist, *TRACI*, die als Stand-Alone-Software erhältlich ist und speziell für die USA konzipiert wurde sowie die *EDIP*-Methode, eine Entwicklung der Technischen Universität Dänemark. [81]

### 4.2.2 Schadensorientierter Ansatz

Der schadensorientierte Ansatz versucht die Wirkungen bis zum Endpunkt der Wirkungskette abzubilden und bewertet demzufolge auch erst am Ende der Ursache-Wirkungskette (*Endpoint-Modelling*) [91]. Dieses Prinzip bewertet die Schäden auf die Schutzbereiche, was dem ursprünglichen Motiv der Bewertung von Umweltauswirkungen entspricht. In den meisten Methoden entsprechen diese Schutzbereiche (auch *AoP* für *Area of Protection*) den drei Schadenskategorien *Menschliche Gesundheit*, *Qualität von Ökosystemen* und *Ressourcen* [86]. Da es sich bei diesen Auswirkungen am Endpunkt jedoch um sekundäre und tertiäre Effekte, wie zum Beispiel die Hautkrebsrate beim Menschen in Folge des Abbaus der Ozonschicht handelt, ist die quantitative Festlegung im Endpoint-Modelling aufwändiger und unsicherer. Hinzu kommt, dass viele Auswirkungen, vor allem langfristige, noch nicht vollständig erforscht sind und somit kein Anspruch auf Vollständigkeit besteht [91]. Neben den Verfahren der kombinierten Methoden und Einpunktverfahren (siehe Abschnitte 4.2.3 und 4.2.4) wird unter anderem die *UBA*-Methode des Umweltbundesamtes zu den Endpoint-Modellen gezählt.

### 4.2.3 Kombinierte Methoden

In jüngerer Zeit wurden durch Entwicklerkooperationen Verfahren konzipiert, die den Midpoint- und den Endpoint-Ansatz verknüpfen. Zielsetzung dabei ist es, die Vorteile aus beiden Verfahrensprinzipien, nämlich hohe Transparenz und geringe Unsicherheiten, zu vereinen. In den einschlägigen Softwaretools sind als Hauptvertreter dieser Kategorie die Methoden *ReCiPe*, *Impact 2002+* und *LIME* zu nennen [81]. Bemerkenswert sind die *ILCD*-Methoden, eine Zusammenstellung nach der Empfehlung der Europäischen Kommission, von der sowohl eine problemorientierte als auch eine schadensorientierte Version (*ILCD midpoint* und *ILCD endpoint*) verfügbar sind. Die Berechnungsmodelle und Indikatoren wurden für die Wirkungs- und Schadenskategorien aus den jeweils für am besten geeignet befundenen Methoden zusammengestellt. [92] Bei kombinierten Methoden kann

sowohl problem- als auch schadensorientiert gerechnet werden. Der Anwender entscheidet, ob die Berechnung am Midpoint oder am Endpoint stattfindet.

#### 4.2.4 Sonderform Einpunktverfahren

Einige Verfahren verrechnen die Ergebnisse aus den Schadens- oder Wirkungskategorien miteinander und geben nur einen Wert als zusammengefasstes Ergebnis aus, wofür spezifische Einheiten wie Ökopunkte oder Umweltbelastungspunkte geschaffen werden. Diese Methoden sind eine Sonderform und werden gelegentlich auch als *Einpunktverfahren* bezeichnet. Ziel dieser Methoden ist es, verschiedene Umwelteinflüsse durch die Verwendung von Ökofaktoren gemäß einer politischen Vorgabe, wie zum Beispiel Umweltzielen, zusammenzufassen. Die Gewichtung hierfür wird auf nationale und internationale Ziele des Umweltschutzes gestützt. Je größer die Abweichung von den politischen Grenzwerten ist, desto größer wird der Ökofaktor (*Distanz-to-Target-Prinzip*) [92]. Da die Gewichtung und die gewichtete Zusammenfassung von Wirkungs- und Schadenskategorien wissenschaftlich nicht haltbar ist, beschränkt ISO 14044 die Ergebnisverwendung auf den internen Gebrauch. Die bekanntesten Vertreter dieser Art sind die Methode der ökologischen Knappheit (*ecological Scarcity*) des Bundesamtes für Umwelt der Schweiz und der *Eco-Indicator 99* aus den Niederlanden. [48, 93]

### 4.3 Berechnungsmodelle und Charakterisierungsfaktoren

Die Ermittlung der Auswirkungen in den einzelnen Wirkungskategorien wird mit Hilfe unterschiedlicher Berechnungsmodelle, die bereits in der jeweiligen LCIA-Methode implementiert sind, durchgeführt. Für eine Abschätzung der Datenqualität und zur Prüfung der Plausibilität wurden die Berechnungsmodelle der verwendeten Wirkungskategorien im Rahmen der Arbeit genauer untersucht. Repräsentativ sind nachfolgend die Modelle zur Charakterisierung der beiden Wirkungskategorien *Klimaänderung (Climate change)* und *Verknappung mineralischer Ressourcen (Mineral resource depletion)* genauer dargestellt. Die vorgestellten Berechnungen stammen aus der ReCiPe-Methode und sind der einschlägigen Dokumentation entnommen [88].

#### 4.3.1 Klimaänderung (Climate change)

Die Auswirkungen in der Wirkungskategorie Klimaänderung werden anhand des Charakterisierungsfaktors *Treibhauspotenzial* quantifiziert. Hierfür werden treibhausrelevante Gase, wie Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) oder Methan (CH<sub>4</sub>), zusammengefasst und in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten ausgedrückt. Die Auswirkungen in dieser Wirkungskategorie korrelieren weitgehend mit dem Energieverbrauch und betreffen daher vor allem die Phase der Produktherstellung und die Nutzungsphase [94]. Auch der Betrieb von Elektrofahrzeugen, welcher keine direkten Emissionen verursacht, ist dabei betroffen. Bei der Bereitstellung der notwendigen Speicherenergie können in den Kraftwerken Emissionen entstehen. Ferner wirken sich aber auch Verarbeitungsschritte, wie das Schmelzen von Metallen oder

Umformungsprozesse für Bauteile in dieser Kategorie aus. Die Auswirkungen werden über den Wirkungsindikator *Strahlungspotenzial (Radiative Forcing)* als Strahlungsleistung pro Fläche gemessen. Das Strahlungspotenzial ist die Verstärkung des Strahlungsantriebs durch absorbierte Infrarotstrahlung und beschreibt somit einen Mechanismus, welcher der globalen Erwärmung zugrunde liegt. Diesem Primäreffekt können nachgelagert weitere Sekundär- und Tertiäreffekte folgen, die auf Basis der ersten Ergebnisse berechnet oder abgeschätzt werden. Beispiele hierfür sind Artensterben durch das Abschmelzen der Polkappen oder eine höhere Malaria-Erkrankungsrate in bisher gemäßigten Klimazonen. Die Klimaänderung und ihre Quantifizierung ist in LCA-Fachkreisen weitgehend anerkannt und gilt als wissenschaftlich gut erforscht. [48]

Beim Berechnungsmodell dieser Wirkungskategorie fungieren die Äquivalenzfaktoren des IPCC-Berichtes von 2007 als Charakterisierungsfaktoren. Sie beinhalten die Treibhauswirkung und Verweildauer und werden mit nachstehender Formel (4.1) berechnet.

$$GWP_{x,T} = \frac{\int_0^T a_x \cdot [x(t)] dt}{\int_0^T a_r \cdot [r(t)] dt} \quad (4.1)$$

$GWP_{x,T}$  ist dabei das Treibhauspotenzial der Substanz  $x$ ,  $T$  der Zeithorizont der Berechnung (beim *Hierarchist*-Modell der ReCiPe-Methode wird mit 100 Jahren gerechnet),  $a_x$  ist die Strahlungseinwirkung durch den Anstieg der Häufigkeit der entsprechenden Substanz. Die Variable  $x(t)$  ist der zeitabhängige Anstieg der Häufigkeit der Substanz  $x$  in der Atmosphäre und  $r(t)$  die entsprechende Menge des Referenzgases. Das Ergebnis von Gleichung (4.1) wird dann in  $CO_2$ -Äquivalenten angegeben. [88]

Der Temperatureffekt, den die emittierten Gase verursachen, wird im nächsten Schritt als Temperaturfaktor  $TF$  in  $^{\circ}C$  je  $kg CO_2$  und Jahr berechnet.

$$TF = LT_{CO_2} \cdot \frac{\Delta TEMP_t}{\sum_t E_{CO_2}} \quad (4.2)$$

$LT_{CO_2}$  ist dabei die Haltbarkeit von  $CO_2$  in der Atmosphäre, die von der IPCC mit 150 Jahren angegeben wird, während  $\Delta TEMP_t$  die durchschnittliche jährliche Temperaturänderung seit dem Referenzjahr (zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Arbeit das Jahr 2000) bis zum Jahr der Betrachtung ( $t$ ) beziffert.  $E_{CO_2}$  ist die jährlich Menge an ausgestoßenem  $CO_2$ . Mit Hilfe des vorgestellten Temperaturfaktors lässt sich somit die Klimaerwärmung als Primäreffekt berechnen.

Am Endpoint jedoch werden statt dieser Primäreffekte deren Auswirkungen auf Schutzbereiche bewertet. Für die in dieser Arbeit relevanten Schutzbereiche haben sich hierfür unterschiedliche Bemessungsmethoden etabliert. Das *DALY*-Konzept für den Schutzbereich der Menschlichen Gesundheit, und die *Minderung der Artenvielfalt* für die Qualität des Ökosystems.

**DALY-Konzept:** Das DALY-Konzept wurde 1996 für die *World Health Organisation* (WHO) entwickelt und zwei Jahre später in die LCA-Methode integriert [88, 95, 96]. *DALY*<sup>21</sup> ist ein Index zur allgemeinen Bewertung der menschlichen Gesundheit und setzt

---

<sup>21</sup>Aus dem Englischen: Disability-adjusted life years.

sich aus der Summe der Indizes  $YLL^{22}$  und  $YLD^{23}$  zusammen, die den Verlust an Lebensjahren und die Anzahl der Lebensjahre mit gesundheitlichen Einschränkungen bemessen [96]. Für die Quantifizierung werden Daten zu einer breiten Auswahl an Krankheiten, wie zum Beispiel verschiedene Formen von Krebserkrankungen, herangezogen [88].

**Minderung der Artenvielfalt:** Die Berechnung für den Schutzbereich *Ecosystem damage* erfolgt über die Abschätzung der Umweltauswirkungen auf die Artenvielfalt. Die Einheit *species.yr* stellt die Minderung der Qualität des Ökosystems anhand der Anzahl verschwundener Spezies pro Jahr dar. In der ReCiPe-Methode bedeutet dies nicht zwangsläufig, dass eine Tierart aussterben muss, sondern vielmehr deren Verdrängung aus einem bestimmten Gebiet innerhalb eines bestimmten Zeithorizonts. Für den terrestrischen Lebensraum wird hierfür die Fläche in Quadratmetern ( $m^2$ ), für den aquatischen der Raum in Kubikmetern ( $m^3$ ) zugrunde gelegt. [88]

Gleichung 4.3 berechnet beispielhaft den Schadenfaktor der Klimaänderung auf die Menschliche Gesundheit  $DF_{HH}$ , wofür die der Temperatur zurechenbaren Lasten der Population  $\Delta Att.B_{tot}$  durch die Temperaturänderung ( $\Delta T$ ) im gleichen Zeitraum dividiert werden. Dieser Rechnung liegen weitergehende Untersuchungen über die Zusammenhänge verschiedener Gesundheitseffekte, wie zum Beispiel Mangelernährung, Diarrhö, Dengue-Fieber oder Herz-Kreislauf-Beeinträchtigungen und dem Temperatureinfluss zugrunde. [88]

$$DF_{HH} = \frac{\Delta Att.B_{tot}}{\Delta T} \quad (4.3)$$

#### 4.3.2 Verknappung mineralischer Ressourcen (Mineral resource depletion)

Die Bestimmung der Auswirkungen auf die globale Verknappung endlicher Ressourcen durch die Entnahme von Rohstoffen ist schwierig und mit vielen Unsicherheiten behaftet. In der ReCiPe-Methode wird versucht, die Charakterisierung über den Marktpreis darzustellen, was in der folgenden Berechnungskette nach Goedkoop et al. nachvollziehbar dargestellt wird [88]. Als Basis für die Berechnungen wird die Datenbank der globalen Metallvorkommen vom U.S. Geological Survey verwendet, welche über 3.000 Minen auf 50 Lagerstätten beinhaltet [64].

Da unterschiedliche Materialien in der Erdkruste miteinander vergesellschaftet sind, ist eine exakte Bestimmung der Anteile eines bestimmten Materials in einer Lagerstätte nicht möglich. Die Rohstoffanteile werden deshalb aufaddiert und mit ihrem Marktwert multipliziert, sodass sich für jede einzelne Mine ein monetärer Ertragswert je Kilogramm geförderten Erzes errechnen lässt (Gleichung 4.4).

$$g_{v.m} = \sum_c (g_{c,m} \cdot V_c) \quad (4.4)$$

<sup>22</sup>Aus dem Englischen: Years of life lost.

<sup>23</sup>Aus dem Englischen: Years of life disabled.

$g_{v,m}$	Wert des Gehalts der Mine $m$
$g_{c,m}$	Gehalt des Erzeugnisses $c$ aus Mine $m$
$V_c$	Marktwert des Erzeugnisses $c$ je kg

Der Gesamtertragswert einer Mine errechnet sich in gleicher Weise aus dem Ertrag des Erzeugnisses einer Mine und seinem Marktwert (Gleichung 4.5).

$$Y_{v,m} = \sum_c (Y_{c,m} \cdot V_c) \quad (4.5)$$

$Y_{v,m}$	Gesamtertrag der Mine $m$
$Y_{c,m}$	Ertrag des Erzeugnisses $c$ aus Mine $m$ je kg
$V_c$	Marktwert des Erzeugnisses $c$ je kg

Mit der Produktionsmenge aller Erzeugnisse einer Ressource viele hunderter Minen kann der Gesamtertrag der Lagerstätte berechnet werden. Die Entnahme eines gewissen Wertes führt zu einer Änderung des durchschnittlichen Wertes für das jeweils in der Mine verbleibende Erz (negative Korrelation), was mit einer Geradengleichung 4.6 beschrieben wird.

$$Y_{v,d} = M_d \cdot g_{v,d} + c_d \quad (4.6)$$

$Y_{v,d}$	Kumulierter, gewichteter Wert des Ertrags aller Minen der Lagerstätte $d$
$M_d$	Steigung
$g_{v,d}$	Gewichteter Wert des Gehalts der Lagerstätte $d$
$c_d$	Konstante

Die Änderung des gewichteten Wertes für den Gehalt der Lagerstätte  $d$  durch die Änderung des gewichteten Ertragswertes der Lagerstätte  $d$  beschreibt die Ableitung in Gleichung 4.7.

$$\frac{\partial g_{v,d}}{\partial Y_{v,d}} = \frac{1}{M_d} \quad (4.7)$$

Unter der Annahme, dass jeder Entnahme aus dem Gehalt eine zusätzlich zu fördernde Ertragsmenge gegenüber zu stellen ist, lässt sich der in Gleichung 4.8 dargestellte Zusammenhang zwischen Kosten und Gehalt aufstellen.

$$C_{d,\$} = \frac{x}{g_{v,d}} \quad (4.8)$$

$C_{d,\$}$	Entnahmekosten für Erzeugnisse eines bestimmten Wertes aus Lagerstätte $d$
$g_{v,d}$	Förderkosten der Lagerstätte $d$ für Erz je kg



Die Änderung der Förderkosten von Lagerstätte  $d$  aufgrund der Änderung im gewichteten Wert des Gehalts der gleichen Lagerstätte wird in Gleichung 4.9 definiert.

$$\frac{\partial C_{d,\$}}{\partial g_{v,d}} = -\frac{x}{g_{v,d}^2} \quad (4.9)$$

Der marginale Kostenanstieg  $MCI_{d,\$}$  aufgrund der Ertragsänderung wird durch Erweiterung mit  $\delta g_{v,d}$  und Einsetzen der Gleichungen 4.6 und 4.7 herbeigeführt (Gleichung 4.10).  $Y$  wird durch den Median der geförderten Gesamtmenge der Datenbank  $\frac{c}{2}$  ersetzt.

$$MCI_{d,\$} = \frac{\partial C_{d,\$}}{\partial Y_{v,d}} = \frac{\partial C_{d,\$}}{\partial g_{v,d}} \cdot \frac{\partial g_{v,d}}{\partial Y_{v,d}} = -\frac{xM_d^2}{-0,5c_d} \cdot \frac{1}{M_d} = -4x \cdot \frac{M_d}{(c_d)^2} \quad (4.10)$$

Um nun einen gewichtsbezogenen Charakterisierungsfaktor zu erzeugen, werden die lagerstättenbezogenen Werte der Steigung  $M_d$  und der Konstanten  $c_d$  mit einer Hilfsrechnung des Referenzmetalls Kupfer auf ein Erzeugnis bezogen ( $M_c, c_c$ ), was nach Gleichung 4.11 im erzeugnisbezogenen Kostenanstieg  $MCI_{c,\$}$  resultiert.

$$MCI_{c,\$} = -4x \cdot \frac{\overline{M_c}}{(\overline{c_c})^2} \quad (4.11)$$

Außerdem werden die gewichtsbezogenen Kosten  $C_{kg}$  und Erträge  $Y_{kg}$  mit dem Wert eines Erzeugnisses  $V_c$  multipliziert, wodurch sich der marginale Kostenanstieg dann auf die Masse eines bestimmten Erzeugnisses bezieht (Gleichung 4.12).

$$MCI_{c,kg} = \frac{\partial C_{c,kg}}{\partial Y_{c,kg}} = \frac{\partial C_{c,\$} \cdot V_c}{\partial Y_{c,\$} \cdot V_c^{-1}} = MCI_{c,\$} \cdot V_c^2 \quad (4.12)$$

Zuletzt wird der Faktor der Jahresmenge des Erzeugnisses  $c$  in Kilogramm  $P_{c,kg}$  multipliziert (Gleichung 4.13). Die Einheit des resultierenden Charakterisierungsfaktors  $CF_{c,kg,mid}$  ist demnach  $[\frac{1}{\$} \cdot yr]$ . Der Faktor  $4x$  taucht nicht mehr auf, da  $x$  unabhängig vom Erzeugnis ist und der Faktor 4, ein Überbleibsel des Einsetzens von  $\frac{c}{2}$  für  $Y$ , wurde aus der Gleichung gestrichen. [88]

$$CF_{c,kg,mid} = -\frac{\overline{M_c}}{(\overline{c_c})^2} \cdot V_c^2 \cdot P_{c,kg} \quad (4.13)$$

### 4.3.3 Entwicklungsstand aktueller Berechnungsmodelle

Aufgrund der leicht verständlichen Darstellung der Berechnungen und Resultate von LCA-Softwaretools, entsteht der weit verbreitete Eindruck, dass LCA-Ergebnisse eine Abbildung der ökologischen Realität sind [97]. Die Ergebnisqualität einer LCA-Studie jedoch hängt stark von der Qualität der zugrunde liegenden Daten und dem verwendeten Berechnungsmodell ab. Wie anhand der beiden vorangegangenen Berechnungsverfahren klar wird, kann die Umsetzung der Wirkungsabschätzung bestenfalls die mathematische Modellierung realitätsnaher Effekte sein. Im Fall einiger Wirkungskategorien, wie der Verknappung abiotischer Ressourcen, sind die Berechnungen auch davon noch ein gutes Stück entfernt. Es wird deutlich, wie unterschiedlich der Entwicklungsstand der

verschiedenen Wirkungskategorien ist und es wird deutlich, dass die Realeffekte im Falle der Klimaänderung sehr viel besser ins Berechnungsmodell übernommen wurden als bei der Ressourcenverknappung. Bei der Klimaänderung lag ein Glücksfall vor, da man die Indikatoren für das Treibhauspotenzial des IPCC zur Berechnung der Auswirkungen in der LCA-Methode nutzen konnte. Für viele andere Kategorien sind Forschungsergebnisse dieser Qualität nicht vorhanden. Deshalb werden Modelle entwickelt, die auf einer Reihe von Vereinfachungen und Abschätzungen beruhen und deren Auswirkungen noch nicht vollständig untersucht sind. [48]

Insgesamt ist festzustellen, dass es für die Schutzbereiche *Menschliche Gesundheit* und *Qualität des Ökosystems* gut erforschte und vielfach belegte Berechnungsmodelle in unterschiedlichen Methoden gibt [94]. Der Schutzbereich *Ressourcen* jedoch wird vielfach diskutiert und Indikatoren, Berechnungsmodelle und Wirkungskategorien werden regelmäßig angezweifelt [50, 94, 98, 99]. Neben der geologischen Zugänglichkeit gibt es weitere maßgebliche Einflussfaktoren, wie sozioökonomische Entwicklung und geopolitische Stabilität der Abbauregionen oder Umweltvorgaben und Gesetzeslage sowie Handelsbarrieren der Produktionsländer, die im Rahmen der LCA zusätzlich miteinbezogen werden müssten [100]. Die große Unsicherheit bei der Berechnung von Auswirkungen auf diesen Schutzbereich ist darin zu suchen, dass derzeitige LCA-Methoden zukünftige Verknappung anhand aktueller Daten errechnen, wie am Beispiel des *Metal depletion potential* der ReCiPe-Methode in Abschnitt 4.3.2 dargelegt wurde [94]. Eine weitere Herangehensweise ist der ADP<sup>24</sup>-Indikator der CML-Methode, welcher die Reserven und Gesamtfördermengen zugrunde legt [101]. Wie schon in Abschnitt 3.3 dieser Arbeit verdeutlicht, unterliegen sowohl die Preise als auch die Mengenangaben für Reserven ständigen Schwankungen, die sich durch äußerer Einflüsse, wie politische Krisen oder die Entdeckung neuer Vorkommen und Fördertechniken erklären lassen.

Für die vorliegende Arbeit wurde der Ressourcenverbrauch zwar quantitativ erfasst, jedoch nicht in der ökologischen Dimension der Kritikalität bewertet. Die Thematik der Versorgungskritikalität dagegen wird im Rahmen der ökonomischen Dimension detailliert betrachtet und rohstoffspezifisch bewertet. Zu ähnlichen Schlussfolgerungen sind bereits Verfasser vorangegangener Arbeiten und Projekte gekommen [50, 83].

---

<sup>24</sup>Aus dem Englischen: Abiotic depletion Potential.

# 5 Entwicklung einer Methode zur Bewertung der Kritikalität

In der bisherigen Beurteilung von Rohstoffen ist der Kritikalitätsbegriff hauptsächlich durch das Versorgungsrisiko und die Vulnerabilität geprägt<sup>25</sup>. In den meisten Studien, wie z. B. *Kritische Rohstoffe für Deutschland* [54] und *Critical raw materials for the EU* [16], erfolgt die Bemessung der Kritikalität der jeweiligen Rohstoffe deshalb auch lediglich anhand ökonomischer und geopolitischer Gesichtspunkte. Wie jedoch in Kapitel 3 dargelegt ist, müssen auch ökologische und sozial-gesellschaftliche Aspekte bei der Einschätzung der Kritikalität betrachtet werden. Da für eine solche ganzheitliche Beurteilung kein festgelegter Umfang hinsichtlich der Einflussindikatoren und keine eindeutige Regeln, was die Berechnung angeht, existieren, wird im vorliegenden Kapitel ein Gesamtkonzept zur Kritikalitätsbewertung der Herstellung eines Elektronikproduktes konzipiert, das im weiteren Verlauf der Arbeit an einem Elektrofahrrad zur Anwendung kommt.

Der Begriff der Kritikalität wird dabei als Gegenspieler zur Nachhaltigkeit verstanden, sodass die Definition des Terminus der Nachhaltigkeit als Basis für den Bewertungsumfang dient [83]. Eine entscheidende Vorgabe bei der Konzeption der Methode ist ihre Anwendbarkeit für elektrische Produkte und Fahrzeuge sowie verwandte Mobilitätskonzepte. Bei der Entwicklung wurden bestehende Erfahrungen und der Stand der Wissenschaft zu vergleichbaren Fragestellungen berücksichtigt und geeignete Methoden zur Bewertung von Teilbereichen modifiziert und zusammengeführt. Objektspezifische Bewertungsmechanismen, individuelle Indikatoren sowie die Erhebung von Daten mit sehr eingeschränktem Gültigkeitsbereich, wie die Befragung von Interessengruppen oder Experten, wurden vor dem Hintergrund breiter Anwendbarkeit und einfacher Umsetzung vermieden. Die entstandene Methode zeichnet sich damit durch ihren Praxisbezug und ihre Umsetzbarkeit aus. Die breite Anwendung der LCA-Methode, deren struktureller Aufbau dem Gesamtkonzept als Vorlage dient, zeigt, dass die praktische Umsetzbarkeit eine der Grundvoraussetzungen zur Etablierung solcher Verfahren ist.

## 5.1 Kritikalität als Maßstab für Nachhaltigkeit

Der Nachhaltigkeitsbegriff ist bereits über 300 Jahre alt und kommt aus der Forstwirtschaft. Oberhauptmann von Carlowitz forderte mit seiner Vorstellung der „*nachhaltenden*

---

<sup>25</sup>Die Abgrenzung der beiden Begriffe ist dabei nicht eindeutig festzumachen. Während einige Quellen Vulnerabilität bei Rohstoffen auch auf die politische Stabilität der Herkunftsländer und die Konzentration der Vorkommen beziehen [102], sind andere Definitionen näher an der Wortbedeutung und bewerten nur die tatsächlichen Auswirkungen (Verletzbarkeit) des betrachteten Wirtschaftssystems bei Störung der Versorgung [54].

Waldwirtschaft“, dass nicht mehr Holz geerntet werden darf, als im gleichen Betrachtungszeitraum nachwachsen kann [103]. Insbesondere in den letzten Jahrzehnten entwickelten sich, bedingt durch die interdisziplinäre Verwendung, viele verschiedene Definitionen dieses Begriffs. Dennoch herrscht ein einheitliches Grundverständnis, das durch die Synonyme *Zukunftsverträglichkeit* oder *Generationengerechtigkeit* beschrieben werden kann [104].

Seit Mitte der 1990er Jahre hat sich eine Einteilung in die drei Dimensionen *Ökologie*, *Ökonomie* und *Soziales* etabliert. Bei der ökonomischen Dimension geht es darum, die Funktionsfähigkeit ökonomischer Systeme zu sichern, um ein angemessenes Versorgungsniveau bereitstellen zu können. Die ökologische Dimension reglementiert die Nutzung natürlicher Ressourcen und die schadhafte Auswirkungen auf Ökosysteme und menschliche Gesundheit vor dem Hintergrund der Bedürfnisbefriedigung der heutigen Gesellschaft und gleichzeitiger Wahrung der Möglichkeiten zukünftiger Generationen. Die soziale Dimension soll auf allen gesellschaftlichen Ebenen die Grundbedürfnisse nach Solidarität, sozialer Gerechtigkeit, Freiheit und Individualität sichern. Hierzu gehören beispielsweise Unterkunft, Nahrung, Gesundheitsversorgung, Erwerbsmöglichkeiten, Bildung, Arbeitsbedingungen und Altersversorgung. [105]

Voraussetzung bei dieser mehrschichtigen Betrachtung ist, dass keiner der Bereiche ersetzbar, vernachlässigbar oder kompensierbar sein darf. Es existieren verschiedene Modelle, die den Zusammenhang der Nachhaltigkeit und ihrer drei gleichwertigen Dimensionen darstellen. Die wichtigsten sind das *Drei-Säulen-Modell*, das *Nachhaltigkeitsdreieck* (auch *Magisches Dreieck*) und das *Dreiklang-Modell* (Abb. 5.1) [106]. Im Drei-Säulen-Modell

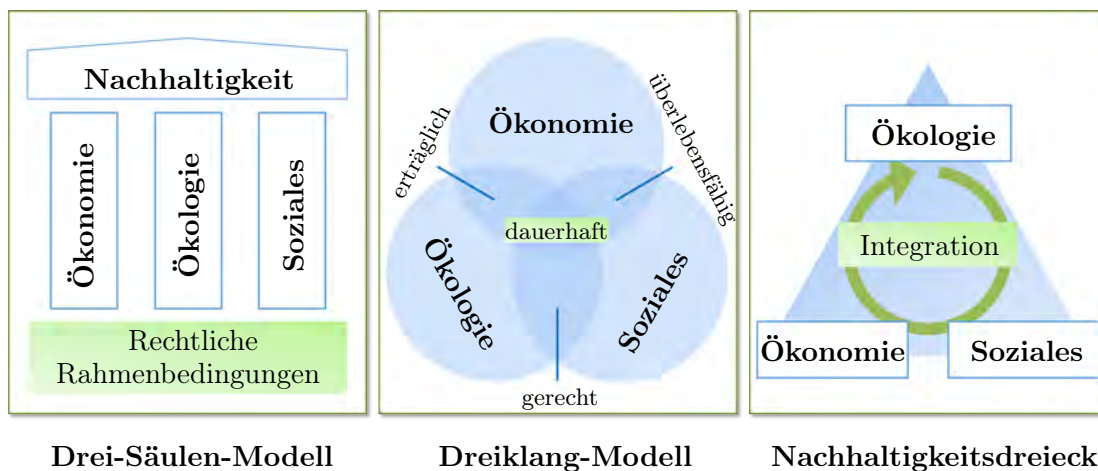


Abbildung 5.1: Drei Nachhaltigkeitsmodelle im Überblick nach Pufé et al. [107]

tragen die Säulen Ökologie, Ökonomie und Soziales die als Dach illustrierte Nachhaltigkeit. Da hierbei jedoch suggeriert wird, dass eine entsprechende stabile mittlere Säule das Dach alleine zu tragen vermag, bemühte sich die Wissenschaft um eine bessere Wiedergabe der unlösbaren Verbindung der drei Bereiche durch weitere Modelle. Im Magischen Dreieck und dem Dreiklang-Modell ist die gleichgewichtete Integration der drei Bereiche als Voraussetzung der vollkommenen Nachhaltigkeit zu verstehen [107]. Der erste Schritt zurück zu nachhaltigem Handeln ist demnach die integrative Betrachtung dieser drei Dimensionen.

Dem berühmten Zitat des Wirtschaftswissenschaftlers Robert S. Kaplan („*if you can't measure it, you can't manage it*“ [108]) zufolge, können Dinge nur dann gelenkt und verbessert werden, wenn sie auch messbar sind. Wie zuvor angemerkt, wird die angestrebte Messgröße in dieser Arbeit die Kritikalität sein, für welche angenommen wird, dass sie zur Nachhaltigkeit in negativer Korrelation steht.

## 5.2 Stand von Wissenschaft und Forschung

### 5.2.1 Ökologische Kritikalitätsbewertung

Die LCA-Methode ist für den Bereich der ökologischen Untersuchungen eine breit anerkannte und weitgehend ausgereifte Methode, der vorausgehend ein komplettes Kapitel gewidmet wurde (Kapitel 4). Abstriche müssen bei der produkt- und technologiespezifischen Beurteilung der Rohstoffinanspruchnahme und den Auswirkungen auf die Verfügbarkeit und Verknappung der einzelnen Materialien gemacht werden. Obwohl diese Auswirkungen in den meisten LCIA-Methoden berücksichtigt sind, gab es zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Arbeit keine Berechnungsmodelle, die eine sachgerechte Einstufung dieser Thematik erlaubt hätten oder geeignet gewesen wären, den zur Einschätzung notwendigen Umfang vollständig abzubilden (vgl. Abschnitt 4.3.3). Die Thematik der Ressourcenknappheit wurde aus diesen Gründen bei der ökonomischen Evaluation berücksichtigt. [50, 109, 110]

Unsicherheiten bei LCA-Berechnungen entstehen insbesondere dann, wenn Ergebnisse aus unterschiedlichen Wirkungskategorien oder gar Schadensbereichen zusammengefasst werden oder ein zu großer Zeithorizont gewählt wird, sodass Sekundär- und Tertiäreffekte Einfluss nehmen [91]. Außerdem sind die Berechnungskonzepte zur Charakterisierung von Umwelteffekten in einigen Wirkungskategorien umstritten bzw. noch nicht ausgereift [98, 99]. Die in vielen Realsystemen auftretende Fragestellung der Allokation ist in diesem Zusammenhang ebenfalls nicht eindeutig beantwortet, sodass die zu treffenden Annahmen für das Gesamtergebnis eine gewisse Beliebigkeit bedeuten [45, 48]. Diese Gefahr besteht ebenfalls bei einer zu kleinen Auswahl an Wirkungskategorien. Oftmals lassen sich Verbesserungen in einer Wirkungskategorie erzielen, während an anderer Stelle gleichzeitig Verschlechterungen eintreten.

### 5.2.2 Soziale Kritikalitätsbewertung

Aus dem Feld der sozialen Bewertung gibt es aktuell die wenigsten Erfahrungswerte und Studien [111]. Bisher wurden lediglich vereinzelt Produkte unter Berücksichtigung ihrer gesellschaftlichen Auswirkungen beurteilt [112, 113]. Dennoch ist das Bestreben der Wissenschaft seit mehreren Jahren ungebrochen, soziale Auswirkungen messbar zu machen [82, 111] und in eine ganzheitliche Bewertungsmethode, angelehnt an die Struktur der LCA-Methodik (vgl. Kapitel 4), zu integrieren [114]. So wurden bereits 2009 von der UNEP/SETAC<sup>26</sup> Richtlinien für die Durchführung von Social Life Cycle Assessment

---

<sup>26</sup>UNEP: United Nations Environment Programme; SETAC: Society of Environmental Toxicology and Chemistry.

(S-LCA) aufgestellt [115]. Langfristig soll eine LCSA<sup>27</sup>-Methode entwickelt werden, die neben der ökologischen auch die soziale und ökonomische Bewertung beinhaltet [82]. Im Rahmen der S-LCA werden die positiven und negativen Folgen aus Aktivitäten, die mit einem Produkt, Prozess oder Rohstoff im Zusammenhang stehen, für betroffene Gesellschaftsbereiche und Personenkreise (Stakeholder) bewertet. Tabelle 5.1 zeigt die Vorschläge für Stakeholder sowie für die Wirkungskategorien nach UNEP/SETAC [115]. Die verschiedenen Subkategorien stellen eine Auswahl sozial relevanter Themen und Faktoren dar, welche sich wiederum durch geeignete Indikatoren bewerten lassen sollen. Sie werden den Stakeholdern zugeordnet und in übergeordneten Wirkungskategorien zusammengefasst. Da einige Wirkungs- und Subkategorien für mehrere Stakeholder relevant sein können, enthält Tabelle 5.1 keine eindeutige Zuordnung der Spalten zueinander.

Stakeholder	Wirkungskategorien	Subkategorien
Arbeiter	Menschenrechte	Vereinigungsfreiheit
		Kinderarbeit
		Faire Bezahlung
		Arbeitszeiten
		Zwangsarbeit
Lokale Gemeinde	Arbeitsbedingungen	Chancengleichheit / Diskriminierung
		Gesundheit und Sicherheit
		Feedback-Mechanismus
		Datenschutz für Verbraucher
Gesellschaft	Gesundheit und Sicherheit	Transparenz
		Verantwortung Recycling
		Zugang zu materiellen Ressourcen
		Zugang zu immateriellen Ressourcen
		Verlagerung und Abwanderung
Verbraucher	Kulturerbe	Kulturerbe
		Lebensbedingungen
		Rechte der indigenen Bevölkerung
		Gesellschaftliche Verantwortung
		Lokaler Beschäftigungsgrad
Beteiligte der Wertschöpfungskette	Regierung	Öffentliches Nachhaltigkeitsengagement
		Beitrag zur wirtschaftlichen Entwicklung
		Verbeugung/Entschärfung krieg. Konflikte
		Technologische Entwicklung
	Sozioökonomische Folgen	Korruption
		Fairer Wettbewerb
		Förderung sozialer Verantwortung
		Lieferantenverhältnis
		Achtung d. Rechte an geistigem Eigentum

Tabelle 5.1: Kategorien zur sozialen Bewertung nach UNEP/SETAC [115]

<sup>27</sup>Aus dem Englischen: Life Cycle Sustainability Assessment.

Die eingangs erwähnte Problematik im Zusammenhang mit der Datenqualität und der Glaubhaftigkeit der Quellen wird in den Methodical-Sheets der UNEP/SETAC zwar behandelt, jedoch enthalten auch sie keine Anleitung zur Generierung vollständiger und geeigneter Daten, die problemlos umsetzbar wäre [116]. Für sämtliche Wirkungskategorien wird dort auf die Datenerhebungsform von Fragebögen und Interviews mit Stakeholdern verwiesen, was in den wenigsten Fällen darstellbar ist und einen enormen Aufwand bedeutet [111].

Eine Festlegung der Einflüsse, die den Zusammenhang zwischen Ursache und Auswirkung eindeutig bestimmbar machen, fehlt bislang ebenso. Durch die Arbeiten der UNEP/SETAC und durch weitere Studien kann jedoch auf eine breite Auswahl an Wirkungskategorien und -indikatoren zurückgegriffen werden. Mit der *Social Hotspots Database* existiert zudem ein Werkzeug, mit dem sich gesellschaftliche Auswirkungen nach Ländern und Wirtschaftssektoren bestimmen und als soziale Hotspots anzeigen lassen [117]. Zudem wurden vereinzelt bereits Studien zur Berechnung sozialer Auswirkungen von Produkten veröffentlicht, von denen die wichtigsten im Nachfolgenden vorgestellt werden.

**Methode von Foolmaun und Ramjeeawon:** Als eine praktikable Möglichkeit zur Umsetzung der S-LCA unter Berücksichtigung der zuvor beschriebenen Richtlinien, hat sich unter anderem die Methode von Foolmaun und Ramjeeawon erwiesen. Die Vorgehensweise zeichnet sich durch eine einfache Handhabung und hohe Flexibilität aus. Zunächst erfolgt eine Zusammenfassung der Rohdaten, welche dann analysiert und mit Hilfe eines Punktesystems bewertet werden. Die Idee dabei ist, durch die Punktevergabe eine Vergleichbarkeit mit Alternativen auf einer einheitlichen Skala zu ermöglichen. Die verwendete Skala reicht von 0 für schlechte Ergebnisse bis 4 für gute. Die fünf Beurteilungsstufen ergeben sich durch die gleichmäßige Unterteilung der jeweiligen Bewertungsindikatoren in die Bereiche 0-20 %, 21-40 %, 41-60 %, 61-80 %, 81-100 %. Je nachdem, ob die Fragestellung zur Bewertung positiv oder negativ gestellt ist, werden die entstehenden Klassen der Skala (0-4) linear oder invertiert zugeordnet. Zur Datenbeschaffung schlagen die Autoren lediglich Interviews mit Stakeholdern als Quelle vor. [118]

In einer angewandten Studie wurden Auswirkungen auf die Gruppe der *Arbeiter*, die *Gesellschaft* und die *Lokale Gemeinde* untersucht, wofür insgesamt acht verschiedene Wirkungskategorien betrachtet wurden. Die Wirkungskategorien wurden hierfür alle gleich gewichtet und die Datenerhebung erfolgte mit Hilfe von Fragebögen und persönlichen Interviews vor Ort. Dabei wurde eine geschlossene Fragestellung, die nur *Ja* oder *Nein*, bzw. *positiv* oder *negativ* als Antworten zulässt, verwendet. Durch die Zuordnung der Anteile an positiven oder negativen Antworten in den zuvor genannten Kategorien, wird so eine einfache Quantifizierung in den Wirkungskategorien möglich. [118]

Trotz hoher Praktikabilität in der Ergebnisberechnung müssen für die Datenerhebung Fragebögen erstellt, Befragungen durchgeführt und Auswertungen gemacht werden. Das bedeutet nicht nur einen ungeheuer großen Aufwand, sondern auch eine subjektive Datenbasis zur Bewertung. Insbesondere wenn Regionen mit unterschiedlicher Kultur, Religion oder verschiedenem Entwicklungsstand verglichen werden, sind die Aussagen von Stakeholdern nicht ohne Weiteres vergleichbar.

**Methode von Ciroth und Franze:** Eine ähnliche Methode stellten Ciroth und Franze von der GreenDelta GmbH aus Berlin bereits 2011 vor. Sie verwenden eine sechsstufige Farbskala zur Ergebnisdarstellung, wobei rot und orange soziale Hotspots ausweisen,

während grün für eine gute soziale Verträglichkeit steht. Der Bewertungsmechanismus enthält zwei Ebenen für jede Wirkungskategorie, wodurch sowohl der Einfluss als auch die Performance beurteilt werden. Der Einfluss bemisst sich dabei, indem die Auswirkung einer einzelnen Maßnahme auf die restlichen Indikatoren der Wirkungskategorie ermittelt wird. Die Aggregation der einzelnen Indikatoren erfolgt zunächst durch Bilden von Durchschnittswerten. Zusätzlich sind einige Zusatzregeln vorgesehen, die eine vollständige Kompensation zwischen den Indikatoren verhindern. [112]

Die Daten zur sozialen Kritikalitätsbewertung dieser Studie wurden zum Großteil über Informationen von Regierungsseite und von Nichtregierungsorganisationen, wie UNICEF oder Greenpeace, erstellt. Die Untersuchung jedes einzelnen Prozesses im Lebenszyklus wurde durch vorgeschaltete Abschätzungen und Erkenntnisse vermieden. Datenlücken wurden durch spezifische Daten, die mit Hilfe von persönlichen Interviews erhoben wurden, gefüllt. [118].

Bei Cirotth und Franze ist bemerkenswert, dass beim Datenumfang darauf geachtet wurde, dass alle Stakeholder separat bewertet wurden. Doch auch diese Methode ist von dem generellen Problem der Datenlücken und mangelnder Datenqualität betroffen. Fehlende Informationen mussten teilweise durch Daten niedrigerer Qualität ersetzt werden. Trotz des wesentlich höheren Aufwandes, sind die Ergebnisse mit denen von Foolmaun und Ramjeeawon vergleichbar.

**Methode von Schneider:** Laura Schneider entwickelte im Rahmen ihrer Promotion an der TU Berlin eine Bewertungsmethode, die unter anderem die sozialen Einflüsse auf die Versorgungssicherheit von Ressourcen berechnet [50]. Die Bewertungsindikatoren wurden dabei nach den Kriterien der Datenverfügbarkeit, dem öffentlichen Interesse und unter der Berücksichtigung der Vermeidung einer Doppelbewertung ausgewählt wurden. Die laut UNEP/SETAC der sozialen Dimension zugehörige Wirkungskategorie Korruption(-skontrolle) wurde in der Methode von Schneider dem ökonomischen Bereich zugeordnet. Als Quelle wird die *Social Hotspots Database (SHDB)* verwendet, mit deren Hilfe die Kategorien *Kinderarbeit*, *Zwangsarbeit* und *Konfliktpotenzial* als Ausgangspunkt zur Beurteilung der sozialen Risiken bewertet wurden. Die Datenbank gibt jeweils länder- und sektorenspezifische Durchschnittswerte ( $R_{avr,i,j}$ ) für die betrachteten Risikobereiche aus, woraus der Einflussfaktor  $I_{SSP_{i,j}}$  je Ressource  $i$  und Wirkungskategorie  $j$  berechnet wird (Gleichung 5.1). Die Schwellwerte ( $threshold_{i,j}$ ) werden, angelehnt an die datenbankeigene Werteskala, bei 0,01 festgesetzt, was einem unkritischen Wert entspricht. Je größer die Differenz zum Durchschnittswert für das Risiko wird, desto höher ist der Ergebniswert für  $I_{SSP_{i,j}}$  (*Distance-to-Target-Prinzip*). Die Verrechnung der so gewonnenen Einflussfaktoren zum Rohstoffverknappungspotenzial  $ISSP_{i,j}$  erfolgt durch die in Gleichung 5.2 gezeigte Multiplikation. Um eine Kompensation innerhalb der Einflussfaktoren zu vermeiden, werden Ergebniswerte aus Gleichung 5.1, die kleiner als 1 wären, immer durch 1 ersetzt, was dazu führt, dass sie in der Multiplikation keinen Einfluss haben.

$$I_{SSP_{i,j}} = Max \left[ \left( \frac{R_{avr_{i,j}}}{threshold_{i,j}} \right)^2 ; 1 \right] \quad (5.1)$$

$$SSP_i = \prod_j (I_{SSP_{i,j}}) \quad (5.2)$$



Schneider setzt für die Datengewinnung auf das Bewertungstool der Social Hotspots Database (SHDB). Dabei wird in Kauf genommen, dass viele Daten unvollständig sind und nur einen Teil der Länder und Sektoren der Gesamtauswahl abdecken [119]. Außerdem werden bei der Berechnung für die Länder und Sektoren Durchschnittswerte gebildet, die möglicherweise die sozialen Umstände einzelner Unternehmen oder Regionen falsch abbilden. Da sich Auswirkungen im sozialen Bereich im Gegensatz zu ökonomischen oder ökologischen Effekten immer punktuell bzw. regional abspielen, wäre für die Beurteilung der Ausfallrisiken durch soziale Missstände eine unternehmensspezifische Bewertung zielführender, um sicherzustellen, dass die Daten auf die Wertschöpfungskette zutreffen. Dennoch stellt die SHDB eine Operationalisierung der sozialen Auswirkungen dar, deren Verwendung eine einfache Umsetzung der Quantifizierung ermöglicht und menschliche Einflüsse ausschließt.

### 5.2.3 Ökonomische Kritikalitätsbewertung

In diesem Abschnitt sollen Ansätze vorgestellt werden, die zur Einschätzung der Versorgungssicherheit bzw. der Beurteilung des Versorgungsrisikos entwickelt wurden. Da vergleichsweise viele Untersuchungen und ebenso viele Vorschläge für Bewertungskonzepte zur ökonomischen Kritikalität existieren, wird der wissenschaftliche Kenntnisstand in Fachkreisen anhand breit akzeptierter Konzepte und bedeutender Arbeiten festgestellt. Da sich bislang kein einheitliches Bewertungsschema etabliert hat, werden die einzelnen Verfahren in vier verschiedene Konzepte unterschieden:

- Kritikalitätsindex
- Kritikalitätsmatrix
- Angebot- und Nachfrageprognose
- Multi-Indikatoren-Set

Während beim Kritikalitätsindex mehrere verschiedene Indikatoren zu einem Wert aggregiert werden, sind die Subjekte bei der Kritikalitätsmatrix innerhalb der Fläche zweier Achsen verortet. Die Abschätzung von Angebot und Nachfrage kann sehr unterschiedlich umgesetzt sein, wobei häufig eine Betrachtung unterschiedlicher Szenarien zur Ableitung qualitativer Aussagen durchgeführt wird. Einige Studien untersuchen eine große Anzahl an Indikatoren (Multi-Indikatoren-Sets), ohne diese dabei zu einzelnen Werten zusammenzufassen. Stattdessen werden aus den Einzelergebnissen Schlussfolgerungen für die Kritikalität gezogen. [54]

Während noch vor einigen Jahren vornehmlich Preistrends und volkswirtschaftliche Marktprognosen zur Bewertung des Versorgungsrisikos dienten, wird der Umfang der Kriterien und Indikatoren mittlerweile deutliche breiter gefasst. Die meisten Studien stimmen darin überein, dass zur Beurteilung der ökonomischen Kritikalität die Bewertung der Verletzbarkeit (Vulnerabilität) und des Versorgungsrisikos zugrunde gelegt werden muss. [54]

**Methode von Schneider et al.:** Laura Schneider betrachtet bei der Berechnung ihres Ressourcenverknappungspotenzials (ESP<sup>28</sup>) ebenfalls das Versorgungsrisiko von Rohstoffen. Zielsetzung ist dabei die realistische Abbildung und Einschätzung der Versorgungs-

---

<sup>28</sup>Aus dem Englischen: Economic resource scarcity potential.

sicherheit mit abiotischen Rohstoffen, wofür im Rahmen der Arbeit geeignete Indikatoren und Wirkungskategorien definiert wurden [120]. In Tabelle 5.2 sind die für die ESP-Berechnung verwendeten Wirkungskategorien und Indikatoren sowie die zugehörigen Quellen (teilweise aktualisiert) angegeben. Als Ausgangspunkt für den ökonomischen

Wirkungskategorie	Indikator	Quelle
Reichweite Reserven	Reserven / Jahresproduktion	[64]
Recycling	Anteil Primärrohstoffe	[121]
Rohstoffkonzentration	Herfindahl-Hirschmann-Index	[64]
Konzentration der Produktion	Herfindahl-Hirschmann-Index	[64]
Bergbau-Konzentration	Herfindahl-Hirschmann-Index	[64]
Regierungsführung und Stabilität	Worldwide Governance Indicators	[122]
Sozio-ökonomische Stabilität	Human Development Index	[123]
Nachfrageentwicklung	Prozentuales Wachstum & Ausblick	[7]
Handelsschranken	Enabling Trade Index	[124, 125]
Anteil Nebenerzeugnis	Prozentualer Anteil	[126]

Tabelle 5.2: Wirkungskategorien, Indikatoren und Quellen zur Berechnung des ökonomischen Ressourcenverknappungspotenzials nach Schneider et al. [120]

Bereich der ESP-Berechnung werden die Einflussfaktoren  $I_{ESP_{i,j}}$  für jedes Material  $i$  und jede Wirkungskategorie  $j$  bestimmt. Sie werden aus dem jeweiligen Wert des Indikators und dem zugehörigen Schwellwert nach dem *Distance-to-Target-Prinzip* berechnet (Gleichung 5.3) [50].

$$I_{ESP_{i,j}} = \text{Max} \left[ \left( \frac{\text{Einflussfaktor}_{i,j}}{\text{Schwellwert}_{i,j}} \right)^2 ; 1 \right] \quad (5.3)$$

Die Schwellwerte sind dabei indikatorspezifisch und markieren die Grenze zwischen kritischen und unkritischen Werten. Der Quotient von Istwert und Referenzwert (Schwellwert) wird hierbei quadriert. Dies bewirkt eine überproportionale Gewichtung des Ergebnisses, je stärker sich Zähler und Nenner im Quotienten voneinander unterscheiden. Diese Berechnungsweise wurde bereits im Life Cycle Assessment bei der *Methode der Ökologischen Knappheit* von Frischknecht et al. vorgestellt. [93]

Um schließlich verschiedene Ressourcen hinsichtlich ihrer ökonomischen Kritikalität vergleichbar zu machen, werden die Einflussfaktoren der verschiedenen Wirkungskategorien zu einer materialspezifischen Kenngröße, dem *Ökologischen Verknappungspotenzial*  $ESP_i$ , zusammengefasst. Um eine rechnerische Kompensation zwischen unkritischen und kritischen Werten zu vermeiden, ist der Minimalwert für die Einflussfaktoren aus Gleichung 5.3 auf 1 festgelegt<sup>29</sup> und die Zusammenfassung zum  $ESP_i$  erfolgt durch Multiplikation (Gleichung 5.4).

$$ESP_i = \prod_j (I_{i,j}) \quad (5.4)$$

Da jeder Wert eines Einflussfaktors, der den Schwellwert übersteigt, ein potenzielles Risiko anzeigt, stellen auch alle Werte des materialspezifischen  $ESP_i$ , die größer als 1 sind,

<sup>29</sup>Der Operator *Max* vergleicht die Werte vor und nach dem Strichpunkt und wählt den größeren als Ergebnis für  $I_{ESP_{i,j}}$ .

ein Risiko dar. Die Ergebnisse des ESP-Faktors sind einheitenlos und werden in die drei Risikostufen *low*, *medium* und *high* eingestuft. Hierfür wird der maximale Wertebereich, der am unteren Ende durch den Schwellwert und am oberen Ende durch die Maximalwerte der einzelnen Einflussfaktoren definiert ist, in jeder Wirkungskategorie gleichmäßig unterteilt. [50]

Neben der Datenqualität und der Frage der Vollständigkeit der Daten, die den verwendeten Indizes zugrunde gelegt werden, ist die Auswahl entscheidend für die Aussagekraft des Ergebnisses. Hier fällt auf, dass mit dem Human Development Index, welcher das Bildungsniveau und den Lebensstandard der Bevölkerung bewertet, möglicherweise soziale Aspekte in die ökonomische Dimension einfließen. Die Festlegung des Schwellwertes bietet einerseits eine Flexibilität individueller Zielsetzungen, jedoch gleichzeitig eine gewisse Beliebigkeit durch die subjektive Definition und die hohe Abhängigkeit des Ergebniswertes [50]. Der Hintergrund zur (Gleich-)Gewichtung der verwendeten Indikatoren wird nicht dargelegt, gleichzeitig wird aber die Möglichkeit zur individuellen Änderung von diesem Vorschlag eingeräumt.

**Methode von Tuma et al.:** Im Rahmen des Verbundprojektes *Nachhaltige Ressourcenstrategien in Unternehmen* wurde unter der Leitung von Prof. Dr. Axel Tuma eine Methode zur Kritikalitätsbewertung von Rohstoffrisiken entwickelt. Die Indikatorenauswahl für die Bewertung der ökonomischen Dimension fand in zwei Stufen statt. Zunächst wurden 27 potenzielle Indikatoren mit Hilfe einer umfassenden Literaturrecherche identifiziert, bevor in einer Expertenbefragung ein Auswahlset mit elf Indikatoren als Grundlage für die Bewertung ermittelt wurde (Tabelle 5.3). Nach der Zusammenfassung zu vier

Kriterium	Indikator
Risiko der Konzentration	Länderkonzentration
	Unternehmenskonzentration
Politisches Risiko	Länderrisiko - politische Stabilität
	Länderrisiko - entwicklungspolitisches Potenzial
	Länderrisiko - Regulation
Risiko der Angebotsreduzierung	Statische Reichweite Reserven
	Statische Reichweite Ressourcen
	EoL-Recyclingrate
Risiko des Nachfrageanstiegs	Koppelproduktion
	Nachfrageanstieg Zukunftstechnologien
	Substituierbarkeit

Tabelle 5.3: Ökonomische Bewertungskriterien und -indikatoren nach Tuma et al. [83]

thematischen Bereichen, wurden Indikatoren und Themenbereiche mit Hilfe des analytischen Hierarchieprozesses (AHP) nach Saaty von Experten hinsichtlich ihrer Bedeutung für die betriebliche Rohstoffbewertung priorisiert und anschließend mit entsprechenden Gewichtungsfaktoren versehen [127]. Die Berechnung und die Herkunft der Indikatorenwerte sind im Endbericht des Projektes einzeln angegeben [83].

Im Gegensatz zu den Studien *Kritische Rohstoffe für Deutschland* und *Critical raw materials for the EU* wird die Thematik der Vulnerabilität im Sinne der Anfälligkeit bei

Lieferausfall der eigentlichen Bewertung der Versorgungskritikalität vorgeschaltet. Da es sich um einen Leitfaden für Unternehmen handelt, liegt es jedoch nahe, die Substituierbarkeit in die Vulnerabilitätsbetrachtung mit einzubeziehen und somit technologie- und branchenspezifisch zu beurteilen. Die ermittelte Gewichtung basiert auf Einschätzungen von Experten und soll allgemeingültig sein, sofern keine unternehmensinternen Erfahrungen in Widerspruch stehen. Hierbei ist zu diskutieren, inwiefern neben unternehmensspezifischen Besonderheiten auch zukünftige Veränderungen, wie zum Beispiel die Bedeutung von Recycling zur Rohstoffversorgung, die Gewichtung einzelner Aspekte beeinflusst bzw. ihre Allgemeingültigkeit einschränkt.

**Rohstoffe für Zukunftstechnologien:** In einem weiteren Förderprojekt wurde bereits im Jahre 2009 der Einfluss des Rohstoffbedarfs von Zukunftstechnologien auf die zukünftige Nachfragesituation untersucht. Die beteiligten Institute, das *Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung ISI* und das *Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung IZT gGmbH*, ermittelten hierfür zukünftig bedeutsame Technologien und relevante Materialien und Rohstoffe [7]. Im Auftrag der *Deutschen Rohstoffagentur (DERA)* wurde eine Aktualisierung der Studie durchgeführt, deren Betrachtungszeitraum bis ins Jahr 2035 reicht. Die Ergebnisse der Überarbeitung wurden im Jahr 2016 veröffentlicht [128].

Mit der Abschätzung der Relevanz und Entwicklungstrends von Zukunftstechnologien soll einerseits eine Prognose der Bedarfsentwicklung einhergehen, andererseits soll die Bedeutung von Rohstoffen im Zusammenhang mit diesen Technologien dargestellt werden, um volkswirtschaftliche Abhängigkeiten aufzuzeigen. Unter Berücksichtigung der Technologiesektoren des deutschen Wirtschaftsraumes wurde aus einer Vielzahl potenzieller Zukunftstechnologien eine Auswahl rohstoffrelevanter Vertreter getroffen und genauer analysiert. Der Rohstoffbedarf für die jeweiligen Anwendungen wurde mit Hilfe eines Faktorenansatzes nach [102] ermittelt (Gleichung 5.5), wobei die Aktivitätsrate  $A$  durch die mittlere jährliche Wachstumsrate  $r$  berechnet wird (Gleichung 5.6) [7].

$$B = b \cdot A \tag{5.5}$$

$B$	Rohstoffbedarf einer bestimmten Anwendung in $\frac{t}{a}$
$b$	Spezifischer Rohstoffbedarf der Anwendung in $\frac{t}{\text{Einheit}}$
$A$	Aktivitätsrate (Produktionsmenge) der Anwendung in $\frac{\text{Einheiten}}{a}$

$$A_{t_2} = (1 + r)^{t_2 - t_1} \cdot A_{t_1} \tag{5.6}$$

$r$	Mittlere jährliche Wachstumsrate der Produktion für den Zeithorizont $t_2 - t_1$
$t_1$	Basisjahr
$t_2$	Ende des Zeithorizonts

Da eine Vorhersage zukünftiger Entwicklungen im Technologie- und Rohstoffsektor auf Basis der gezeigten Berechnungen nicht getroffen werden kann, werden in den Studien

Einflussfaktoren für die Versorgungslage aufgezeigt, kausale Zusammenhänge zur Gesamtentwicklung hergestellt und verschiedene Szenarien beleuchtet, die Marktteilnehmern potenzielle Risiken aufzeigen und mögliche Gegenmaßnahmen erläutern. Zur Einschätzung der Versorgungssituation der einzelnen Materialien werden unter anderem die Reserven, die Reservebasis sowie die statischen Reichweiten von Reserven und Ressourcen nach USGS aufgegriffen. Zudem werden die weltweite Produktionsmenge, die wichtigsten Förderländer, ihre Marktanteile und die Länderkonzentration der Reserven betrachtet. [7]

Die vielbeachtete Untersuchung von Angerer et al. verfolgt ein vom vorliegenden Vorhaben stark abweichendes Ziel. Es sollen Prognosen für die Verschiebung der technischen Bedeutung von Materialien getroffen werden. Insbesondere kurzfristige Versorgungsrisiken spielen dabei keine Rolle. Die relevanten Betrachtungen erfolgen in verschiedenen Szenarien, die aus Annahmen zu technischen Entwicklungen und der zukünftigen Bedeutung von Schlüsseltechnologien abgeleitet werden. Abschätzungen zur Kritikalität einzelner Rohstoffe erfolgen zwar nach einem Muster, ähnlich dem eines Steckbriefs, jedoch gibt es kein eigenes Berechnungsverfahren.

**Critical raw materials for the EU:** Die Kritikalitätsbewertung der Rohstoffe erfolgt in dieser Studie in drei Kategorien. Dem Versorgungsrisiko, dem ökologischen Länderrisiko und der wirtschaftlichen Bedeutung. Da keine Datengrundlage und Vergleichsgröße zur ökologischen Bewertung mit Hilfe von materialspezifischen LCA-Daten gefunden werden konnten, wurde ein eigener Ökoindikator verwendet. Dieser *Environmental Performance Index (EPI)* bemisst die Anstrengungen eines Landes zum Umweltschutz und bildet daraus einen Mittelwert, welcher für Erzeugnisse aus diesem Land, wie beispielsweise Rohstoffe, übernommen wird [16]. Diese Bewertung der ökologischen Auswirkungen wird als irrelevant erachtet und nicht weiter berücksichtigt, weshalb die Methode nur hinsichtlich der ökologischen Dimension diskutiert wird.

Für die Berechnung des Versorgungsrisikos werden drei Indizes berechnet, die politische Stabilität des Landes  $HHI_{WGI}$ , die Austauschbarkeit des Rohstoffes  $\sigma_i$  und der Recyclinganteil  $\rho_i$ . Bei der Berechnung der politischen Stabilität des jeweiligen Landes werden die beiden Indikatoren Herfindahl Hirschmann Index und die Worldwide Governance Indicators wie in Gleichung 5.7 gezeigt verknüpft.

$$HHI_{WGI} = \sum_c (S_{ic})^2 WGI_c \quad (5.7)$$

$HHI_{WGI}$	Herfindahl Hirschmann Index
$WGI_c$	Worldwide Governance Indicators von Land $c$
$S_{ic}$	Anteil des Landes $c$ an der Gesamtproduktion von Rohstoff $i$

Die Austauschbarkeit (auch Substituierbarkeit) des Rohstoffes  $\sigma_i$  kann Werte zwischen 0 (einfach, vollständig und ohne zusätzlichen Kostenaufwand zu ersetzen) und 0,8 (nicht ersetzbar) annehmen. Der Recyclinganteil  $\rho_i$  fließt als Anteil des Gesamtverbrauchs der aus recycelten Komponenten (auch *old scrap ratio*) in die Kalkulation des Versorgungsrisikos  $SR_i$  ein (Gleichung 5.8).

$$SR_i = \sigma_i(1 - \rho_i)HHI_{WGI} \quad (5.8)$$

## 5. ENTWICKLUNG EINER METHODE ZUR BEWERTUNG DER KRITIKALITÄT

Die wirtschaftliche Bedeutung eines Rohstoffs wird anhand des Endverbrauchs in Wirtschaftssektoren und deren Wertschöpfung bemessen. Hierfür werden so genannte Mega-sektoren ähnlich wie im NACE<sup>30</sup>-System zugrunde gelegt. Gleichung 5.9 zeigt die Berechnung mit Hilfe des Bruttoinlandsproduktes und der sektorspezifischen Wertschöpfung.

$$EI_i = \frac{1}{GDP} \sum A_{is} Q_s \quad (5.9)$$

$EI_i$	Wirtschaftliche Bedeutung des Rohstoffs $i$
$GDP$	Bruttoinlandsprodukt
$A_{is}$	Anteil von Rohstoff $i$ in Sektor $s$
$Q_s$	Wertschöpfung der Sektors $s$

Abbildung 5.2 zeigt die Ergebnis-Matrix der Studie, innerhalb welcher die Kritikalität der einzelnen Rohstoffe nach ihrer Verortung zwischen Versorgungsrisiko und wirtschaftlicher Bedeutung definiert wird. Als besonders sinnvoll wird die Verknüpfung der Län-

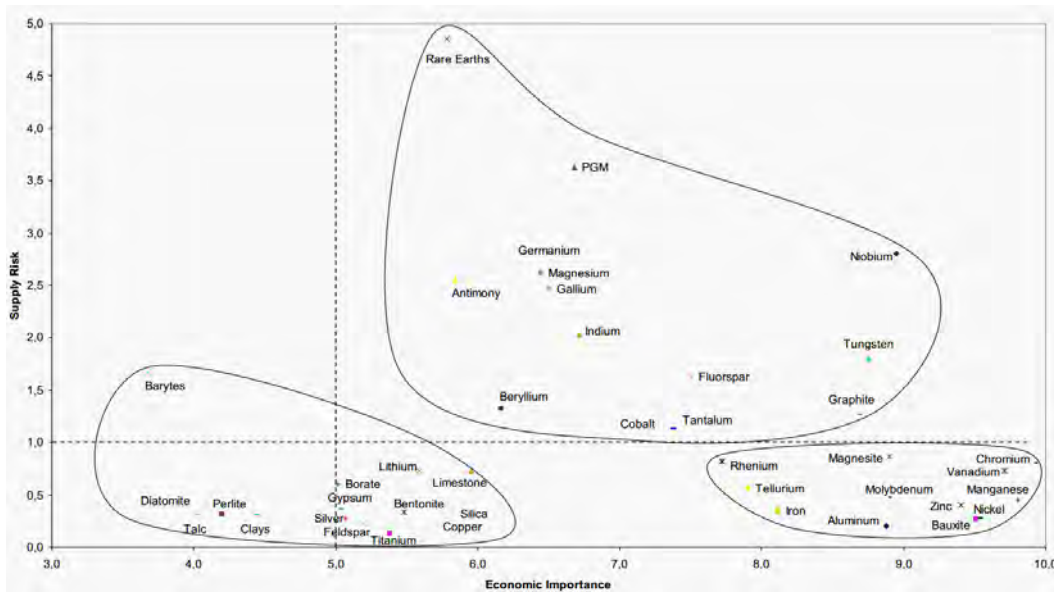


Abbildung 5.2: Ergebnismatrix aus *Critical raw materials for the EU* (Bildquelle: [16])

derkonzentration und des Länderrisikos erachtet. Die Berechnung der Bedeutung eines Rohstoffes anhand der Wertschöpfung eines Industriezweiges dagegen entspricht nicht dem Abbild der Realität, da die bloße Verwendung der Rohstoffe bestenfalls einen Teil der Wertschöpfung eines Industriezweiges ausmacht, insbesondere dann, wenn die Art der Verwendung nicht näher bestimmt wird. Die Wertschöpfung ist dagegen maßgeblich abhängig von der Innovationshöhe und der Komplexität der Technologien eines Sektors.

<sup>30</sup>Aus dem Französischen: Nomenclature statistique des activités économiques dans la Communauté européenne (Statistische Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Gemeinschaft).

**GeoPolRisk-Methode:** Eskinder D. Gemechu entwickelte zur Bewertung der geopolitischen Versorgungssicherheit von Rohstoffen den *GeoPolRisk*-Faktor. Er soll ähnlich wie ein Charakterisierungsfaktor am Midpoint einer LCIA-Methode funktionieren und nimmt Werte zwischen 0 und 1 an. Er wird für jedes nachfragende Land  $i$  und nachgefragten Rohstoff  $c$ , wie in Gleichung 5.10 dargestellt, berechnet.

$$SR_{c,i} = \left[ \left( \sum_{k=1}^n s_k^2 \right) \cdot \left( \sum_{k=1}^n g_k \cdot f_{i,k} \right) \right] \quad (5.10)$$

$s_k$	Anteil der Weltproduktion des Landes $k$ am Rohstoff $c$
$g_k$	Indikator für politische Instabilität des Landes $k$
$f_{i,k}$	Importanteil von Land $k$ in der Lieferkette des Landes $i$

Gemechu geht bei der Konzeption seines Modells davon aus, dass der Stellenwert des Lieferanten in der Versorgungskette des Nachfragers die entscheidende Rolle für das Versorgungsrisiko spielt. Durch die Gewichtung des Stabilitätsindikators<sup>31</sup> unterscheiden sich die Ergebnisse für das Versorgungsrisiko je nach Importland. Dabei werden nicht nur die unmittelbaren Lieferanten bewertet, sondern die Risiken der jeweiligen Versorgungskette gebündelt. Über die Berechnung der Konzentration der globalen Rohstoffproduktion mit Hilfe des Herfindahl-Hirschman-Index (HHI) wird die Fähigkeit des Marktes, entstandene Lücken in der Versorgung zu schließen, widerspiegelt. [109]

Die verwendete Datenbasis besteht aus den WGI-Werten der Weltbank ([122]), den Rohstoffinformationen der USGS ([64]) und den Importstatistiken der UN Comtrade Datenbank. Verglichen mit anderen Ansätzen ist die Reduzierung des gesamten Risikos der Versorgung nur auf das Herkunftsland, seine politische Stabilität und die Bedeutung als Lieferant sicherlich unvollständig. Möglicherweise sind die Ergebnisse größtenteils vergleichbar mit denen anderer Studien, jedoch spielen die Umstände der Verfügbarkeit, das Recycling sowie die geologische Häufigkeit eine gewisse Rolle, deren Berücksichtigung bei Risikoeinschätzung diskutiert werden muss.

**Methode von Graedel et al.** Thomas E. Graedel von der Yale University unterscheidet bei seiner Kritikalitätsbewertung die Dimensionen *Supply Risk* (Versorgungsrisiko), *Vulnerability to Supply Restriction* (Verletzbarkeit bei Lieferengpässen) und *Environmental Implications* (Umweltauswirkungen) und orientiert sich damit an einer Definition des *National Research Council* von 2008 [131]. Das Versorgungsrisiko wird dabei sowohl langfristig (über mehrere Dekaden) als auch mittelfristig (5-10 Jahre) betrachtet. Die Verletzbarkeit bei Lieferengpässen wird auf Unternehmensebene, nationaler Ebene und global betrachtet und verlangt jeweils unterschiedliche Indikatoren [132]. Abbildung 5.3 zeigt auszugsweise die Beurteilungskriterien für die Bereiche langfristiges Versorgungsrisiko und die Verletzbarkeit bei Lieferengpässen aus dem globalen Blickwinkel. Auf die Dimensionen für die Umweltauswirkungen wird bei dieser Betrachtung nicht eingegangen. Für die nicht dargestellte Verletzbarkeit auf Unternehmens- und nationaler Ebene werden den Bereichen (dargestellt in grün) andere Bewertungskriterien (blau) zugrunde gelegt. Außerdem kommen die Bereiche Innovationsfähigkeit (Unternehmen) und Störanfälligkeit

<sup>31</sup>In der vorgestellten Methode wird der WGI-PV-Indikator, der die politische Stabilität und Gewaltfreiheit eines Landes bemisst, verwendet [129, 130].

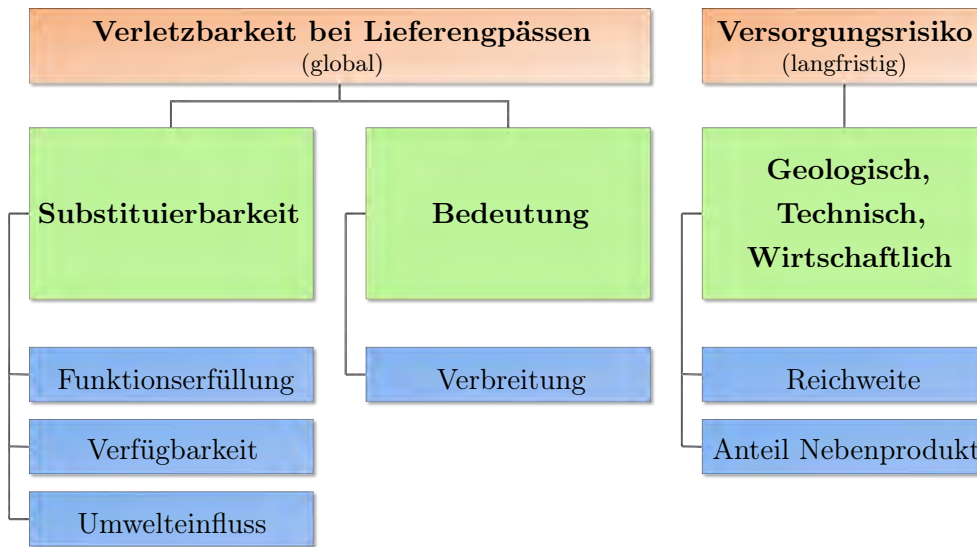


Abbildung 5.3: Bewertungskriterien und -indikatoren aus der Kritikalitätsmethode von Gradel et al. [110]

(nationale Ebene) für die Bewertung der Vulnerabilität hinzu. Alle Bewertungsbereiche und Indikatoren gehen jeweils gleich gewichtet in die nächste Ebene ein. Die Berechnung erfolgt dabei für die Verletzbarkeit und das Versorgungsrisiko aller Zeithorizonte und Betrachtungsebenen nach dem gleichen Muster. Am Beispiel der in Abbildung 5.3 dargestellten globalen Verletzbarkeit  $VSR_{global}$  wird die Verrechnung der Indikatoren und Bewertungsbereiche in Gleichung 5.11 dargelegt. [132]

$$VSR_{global} = \sum_i \Phi_i \frac{V + \frac{F_i + A_i + U_i}{3}}{2} \quad (5.11)$$

$V$	Verbreitung
$F_i$	Funktionserfüllung
$A_i$	Verfügbarkeit
$U_i$	Umwelteinfluss
$\Phi_i$	Anteil an der Endanwendung $i$

Graedel verfolgt einen eher wissenschaftlichen Ansatz, indem das Realsystem zunächst nach Zeithorizont und Betrachtungsebene analysiert wird. Für die resultierenden Optionen legt er unterschiedliche Sets an Bewertungsindikatoren zugrunde. Dies erhöht zum einen die Flexibilität der Anwendbarkeit, andererseits wird die Methode durch die enorme Gesamtanzahl an Einzelfaktoren unübersichtlicher. In der zugehörigen Veröffentlichung wird zudem auf die Möglichkeit der Berechnung einer Gesamtkritikalität hingewiesen, indem die drei Dimensionen miteinander verrechnet werden. Dieser Ansatz ist vor dem Hintergrund der Kompensation und der Unabhängigkeit der drei Dimensionen der Nachhaltigkeit zu hinterfragen.



## 5.3 Bewertungsverfahren der ökologischen Dimension

Die ökologische Dimension kann mit Hilfe der Methode des Life Cycle Assessment (LCA) abgebildet werden [83]. Die Berechnungen erfolgen mit dem ReCiPe-Modell, einer der modernsten und in vergleichbaren Studien vielfach bewährten LCIA-Methode [94, 109, 112]. Sie ist in drei Versionen verfügbar, die *Individualist*, *Hierarchist* und *Egalitarian* heißen. Die für diese Studie gewählte Hierarchist-Perspektive stellt den Kompromiss zwischen der Betrachtung kurzfristiger und bekannter Mechanismen (Individualist) und sehr langfristigen, teilweise nicht belegten Auswirkungen (Egalitarian) dar [88, 112]. Für die Werte der ökologischen Teilbewertung werden Resultate am Endpoint berechnet, um eine kompakte Ergebnisdarstellung zu erhalten. Für die Ausführungen der Berechnungen wurde die LCA-Software *openLCA* von GreenDelta in der Version 1.4.2 verwendet. Diese hat sich in der Arbeitsgruppe zwischenzeitlich bewährt, nachdem sie für vorausgegangene Arbeiten getestet und anderen Softwarelösungen gegenübergestellt wurde [133].

### 5.3.1 Auswahl von Indikatoren und Wirkungskategorien

In der ReCiPe-Methode stehen 18 verschiedene Wirkungskategorien zur Verfügung (vgl. Abschnitt 4.1.3, Tabelle 4.1) [88]. Bei der Auswahl für die durchgeführten LCA-Untersuchungen wurde einerseits die Relevanz der Kategorien für die Produktgattung des Untersuchungsobjekt ermittelt, andererseits wurde versucht, die wichtigsten ökologischen Einflüsse für die Schutzbereiche *Qualität des Ökosystems* und *Menschliche Gesundheit* abzubilden. Die Kategorien *Fossil fuel depletion* und *Mineral resource depletion* sind dem Schutzbereich *Ressourcen* zugeordnet und werden aus zuvor erwähnten Gründen nicht weiter berücksichtigt [88]. Die drei Kategorien *Agricultural land occupation*, *Urban land occupation* und *Natural land transformation* haben grundsätzlich ihre Berechtigung, da Naturraum als Fläche eine begrenzte Ressource darstellt, jedoch ist die Bewertungsgröße der Inanspruchnahme in Quadratmeter (m<sup>2</sup>) pro Jahr ohne Berücksichtigung des ursprünglichen Zustands und der Beurteilung der Reversibilität der Nutzung nicht aussagekräftig und für Elektroprodukte nicht entscheidend [97]. Der Wirkungskategorie *Water depletion* wurde bei der LCA-Entwicklung lange Zeit zu wenig Aufmerksamkeit geschenkt, was darauf zurückzuführen ist, dass in den Ländern, in denen die Methoden entwickelt wurden, Wasserknappheit praktisch keine Rolle spielt [134]. Dennoch gehört Wasser zu den abiotischen Ressourcen, da sich Tiefenwasser (fossiles Wasser) im Gegensatz zu Grund- und Oberflächenwasser in für die Menschheit relevanten Zeiträumen nicht regeneriert [48]. In der ReCiPe-Methode gibt es allerdings keine Verbindung zur entsprechenden Schutzkategorie *Ressourcen* und auf die beiden anderen Schutzbereiche hat die Wasserverknappung keine direkten Auswirkungen [88]. Im Auswahlset für alle nachfolgenden Berechnungen bleibt *Water depletion* ebenfalls unberücksichtigt.

Aus den übrigen zwölf Kategorien wurde die Hälfte als relevant erachtet und für die ökologische Beurteilung ausgewählt. In Tabelle 5.4 sind die sechs ausgewählten Wirkungskategorien zusammen mit den in der ReCiPe-Methode verwendeten Indikatoren und Charakterisierungsfaktoren genannt. In der vierten Spalte ist festgehalten mit wel-

chen Schutzbereichen (AoP<sup>32</sup>.) die Wirkungskategorien innerhalb der Methode verknüpft sind, wobei *HH* für Menschliche Gesundheit (*Human health*) und *ED* für die Beeinträchtigung des Ökosystems (*Ecosystem damage*) stehen.

Zur Verifikation der Auswahl, die im Wesentlichen auf Recherchearbeit und den Er-

Wirkungskategorie	Indikator	Charakterisierungsfaktor	AoP
Climate change	Strahlungspotenzial	Treibhauseffekt	HH, ED
Human toxicity	Dosis gewichtet nach Risiko	Humantoxizitätspotenzial	HH
Particulate matter formation	Aufnahme von PM <sub>10</sub>	Schwebstaubbildungspotenzial	HH
Terrestrial ecotoxicity	Dosis gewichtet nach Risiko	Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	ED
Freshwater eutrophication	Phosphorkonzentration	Süßwasser-Versauerungspotenzial	ED

Tabelle 5.4: Auswahl der Wirkungskategorien mit zugehörigen Indikatoren, Charakterisierungsfaktoren und Schutzbereichen nach Goedkoop et al. [88]

gebnissen vorausgegangener Studien beruht, wurde mit Hilfe zweier Pedelec-Datensätze eine Vorabberechnung durchgeführt, welche die generelle Relevanz der Wirkungskategorien für das Untersuchungsobjekt bestätigen soll. Die beiden verwendeten Datensätze beschreiben die Herstellung eines Pedelecs. Der Erste ist das in Ecoinvent hinterlegte Modell von M. Leuenberger aus dem Jahre 2007 [135], der Zweite trägt die Bezeichnung *Sinus BT60* und ist Teil des Datensatzes, der im Rahmen dieser Arbeit erstellt wurde. Gemäß des späteren Untersuchungsrahmens wurden auch bei den Voruntersuchungen die Herstellungsprozesse herangezogen. Die End-of-Life-Phase wirkt sich zudem in der LCA-Bewertung nur geringfügig aus und die Nutzungsphase von Elektrofahrzeugen ist maßgeblich durch den Energieverbrauch des Elektromotors und Verschleiß geprägt [94]. Zudem ist die Herstellungsphase für eine breite Palette an Elektronikprodukten vergleichbar, während insbesondere die Nutzung sich je nach Produkt stark unterscheidet. Im Fall des Elektrofahrrades sind es die von den übrigen Lebensphasen betroffenen Wirkungskategorien *Climate change*, *Fossil fuel depletion* und *Terrestrial ecotoxicity*. Letztere wird hauptsächlich durch Zinkstaub vom Reifenabrieb sowie Kupfer und Titan vom Bremsverschleiß beeinflusst [94], was in der Pedelec-Nutzungsphase aufgrund des vergleichsweise geringen Fahrzeuggewichts (ca. Faktor 100 gegenüber Pkw) vernachlässigt werden kann [38]. Bei der Berechnung wurden die in der Methode vorgeschlagenen Normierungs- und Gewichtungsfaktoren verwendet, wodurch die Ergebnisse der unterschiedlichen Wirkungskategorien und Schutzbereiche untereinander vergleichbar werden und zur ökologischen Gesamtauswirkung verrechnet werden können (vgl. Abschnitt 5.2.4).

Abbildungen 5.4 und 5.5 zeigen die Ergebnisse der Voruntersuchungen. Die Wirkungskategorien *Climate change*, *Human toxicity* und *Particulate matter formation* aus dem Schutzbereich *Human health* sowie *Climate change* aus dem Schutzbereich *Ecosystem*

<sup>32</sup>Aus dem Englischen: Area of protection.

*damage* erweisen sich dabei als relevant. Für die beiden Schutzbereiche wurden jeweils die drei Wirkungskategorien mit dem größten Einfluss gewählt. Die Wirkungskategorien *Terrestrial ecotoxicity* und *Freshwater eutrophication* wurden trotz der nur sehr geringen Auswirkungen für den Schutzbereich *Ecosystem damage* beibehalten, da so das Risiko einer Verlagerung der Umweltauswirkungen auf nicht betrachtete Wirkungskategorien minimiert wird.

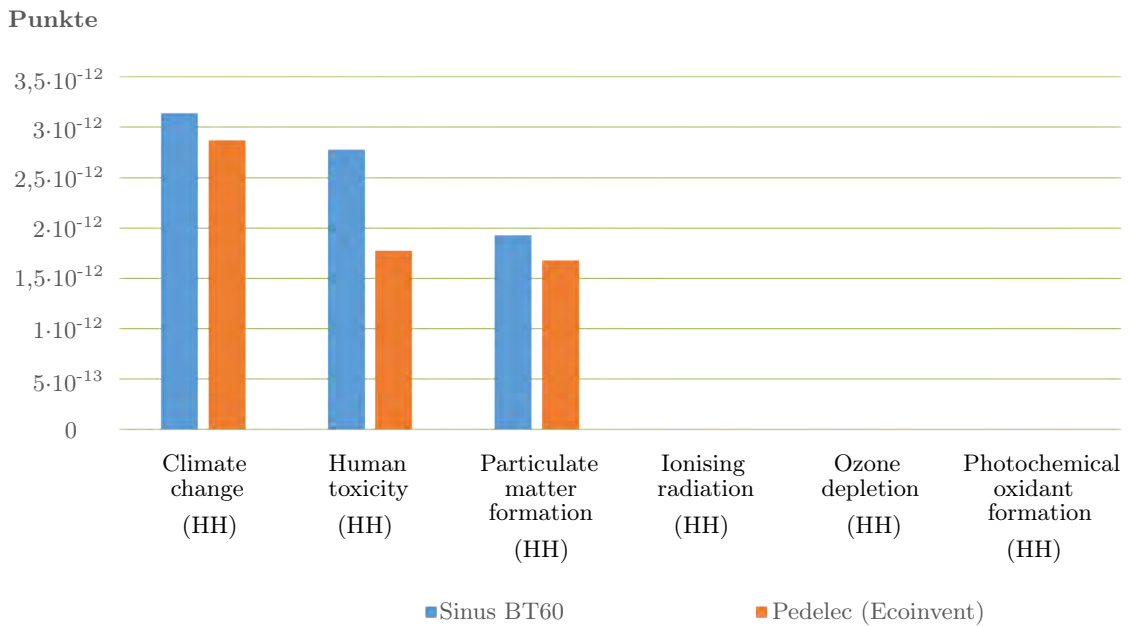


Abbildung 5.4: Voruntersuchung zur Relevanz der Wirkungskategorien des Schutzbereichs *Human health*

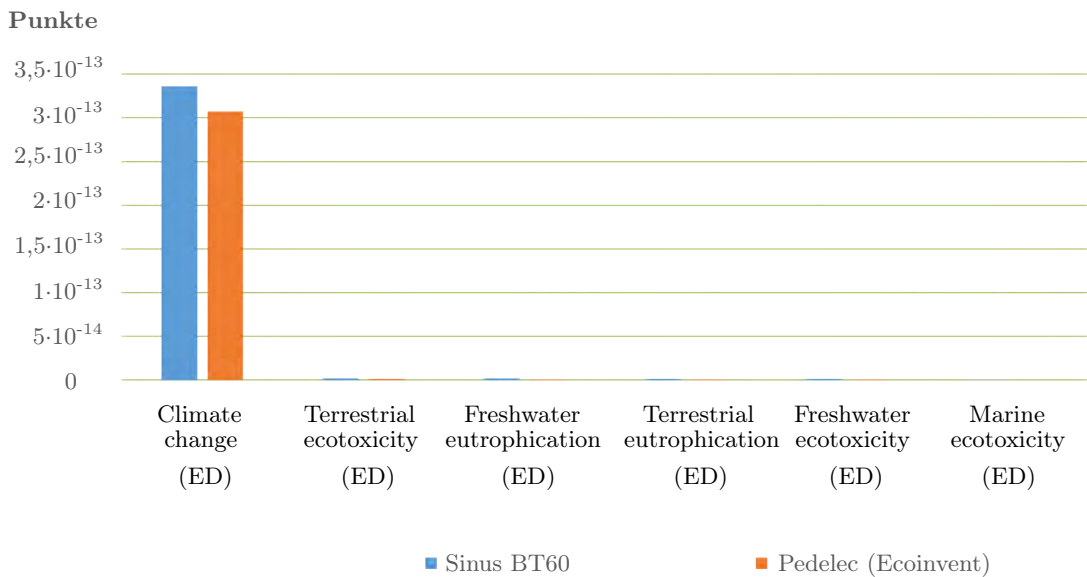


Abbildung 5.5: Voruntersuchung zur Relevanz der Wirkungskategorien des Schutzbereichs *Ecosystem damage*

### 5.3.2 Quellen zur Datenbewertung

Bei der Anwendung der LCA-Methode zur ökologischen Produktbeurteilung sind neben der Methode und der einschlägigen Literatur, wie den bereits erwähnten ISO-Normen, keine weiteren Quellen für das Bewertungsverfahren notwendig. Die entsprechenden Indikatoren, Charakterisierungsfaktoren und Wirkungskategorien sind in den LCIA-Methoden eingebettet und stehen in den Software-Anwendungen als implementierte Berechnungsmethode zur Verfügung. Die Datenerhebung zum Untersuchungsobjekt ist nicht Bestandteil der Methode, sondern muss als Basis für alle Dimensionen der Bewertung initial durchgeführt werden. Die Datenerhebung für das Untersuchungsobjekt Pedelec wird im Rahmen der praktischen Umsetzung in Kapitel 6 detailliert beschrieben.

### 5.3.3 Berechnung des Kritikalitätswertes der ökologischen Dimension

Der Gesamtwert der ökologischen Dimension soll als ein aggregierter Wert in die gesamte Kritikalitätsbewertung einfließen. Hierfür ist es erforderlich, dass die Ergebnisse der einzelnen Wirkungskategorien und Schutzbereiche zusammengefasst dargestellt werden. Das Ergebnis für die beiden Schutzbereiche Menschliche Gesundheit (*Human health*) und Beeinträchtigung des Ökosystems (*Ecosystem damage*) kann mit der Methode am Endpoint durch jeweils nur einen Wert ausgegeben werden. Diese zusammengefasste Darstellung der Wirkungskategorien erhält man durch die Auswertung der Kategorien *Human health total* und *Ecosystem damage total*. Die daraus hervorgehende Ergebnisdarstellung erfolgt in den bereits zuvor erläuterten Einheiten *DALY* und *species.yr* (siehe Abschnitt 4.3.1). Die rechnerische Zusammenfassung der beiden Schutzbereiche ist aufgrund der unterschiedlichen Einheiten und wegen der Frage der Gewichtung zwischen Naturschäden und der Beeinträchtigung menschlicher Gesundheit nicht ohne Weiteres zulässig, da hierfür die Ergebnisse explizit normiert und gewichtet werden müssen. Mit verschiedenen Sets von Gewichtungs- und Normierungsfaktoren existieren methodenseitig bereits Lösungsvorschläge für diese Fragestellung. Im Rahmen dieser Arbeit wird das Set *World ReCiPe H/H, 2000 [year]* verwendet, welches für die Normierung die globale Referenzmenge aus dem Jahr 2000 zugrunde legt und die Ergebnisse der Bereiche *Human health* und *Ecosystem damage* im Verhältnis 3:4 gewichtet. Das Resultat ist einheitenlos und wird in Punkten ausgegeben (Abb. 5.4 und 5.5). [88]

Wie bereits in Kapitel 4 erklärt, sind die Berechnungen der Umweltmechanismen am Endpoint mit deutlich höheren Unsicherheiten belegt als die Berechnungen zur Midpoint-Ebene, weshalb für Detailfragen zu Beiträgen und Ursachen einzelner Auswirkungen die Ergebnisse am Midpoint zusätzlich berücksichtigt werden können und sollten [88]. Als eine weitere Möglichkeit können einzelne Prozesse oder Materialien in ihren relativen Auswirkungen vergleichend untersucht werden. Hierfür eignet sich eine Gegenüberstellung gleicher Produktions- oder Materialmengen anhand produktspezifischer Prozessketten oder Materialportfolios. Die ökologische Dimension der Methode selbst beschränkt sich dagegen auf die Umweltauswirkungen des Gesamtsystems und der Einzelprozesse, die durch die Definition einer Vergleichsmasse (z. B. 1 kg) vergleichbar gemacht werden.

## 5.4 Bewertungsverfahren der sozialen Dimension

Die Quantifizierung der Kritikalität ist in der sozialen Dimension eine besondere Herausforderung. Die zu bewertende Materie ist sehr stark geprägt durch verschiedene Interessensgruppen und humane wie ethische Stellenwerte, die weltweit keinesfalls einheitlich sind. Die Quellen zur Datenerhebung sind in Folge dessen häufig nicht verifizierbar oder unglaubwürdig, viele Daten sind unvollständig und Annahmen führen zu einem hohen Maß an Unsicherheit [50, 136]. Nicht selten werden beispielsweise die Angaben zu Unfallzahlen oder Brennpunktthemen wie Kinderarbeit oder Korruption sowohl von beteiligten Unternehmen als auch von den Regierungen selbst verschleiert oder verschwiegen [112].

### 5.4.1 Auswahl von Indikatoren und Wirkungskategorien

Die soziale Dimension in der vorliegenden Methode soll mit Hilfe der Auswertung der Länder-Sektoren-Kennwerte aus der Social Hotspots Database durchgeführt werden. Sie ist in ihrer Anwendung einfach und stellt die Operationalisierung sozialer Auswirkungen dar. Die zur Bewertung vorhandenen Themenbereiche sind in ihrem Umfang ausreichend, um eine sachgerechte Beurteilung abzubilden. Die Auswahl der für die Methode herangezogenen Kategorien erfolgt wie schon zuvor nach Relevanz und unter Berücksichtigung der in den anderen Dimensionen bewerteten Themen. Abbildung 5.6 zeigt den in der SHDB hinterlegten Strukturbaum aus Kategorien und dazugehörigen Themenbereichen. Ähnlich wie bereits bei der Auswahl der Schutzbereiche in der ökologischen

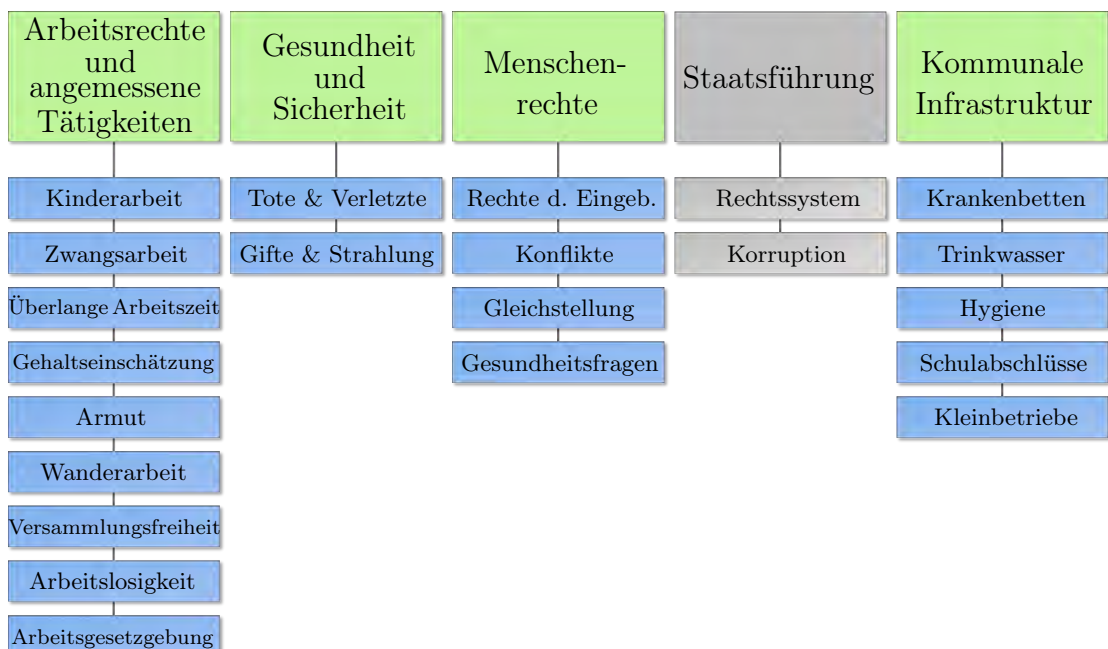


Abbildung 5.6: Strukturbaum der sozialen Wirkungskategorien und Themenbereiche aus der SHDB nach Benoît Norris et al. [119]

Dimension, werden für die soziale Bewertung die Kategorie *Staatsführung* und die dazugehörigen Themenbereiche *Rechtssystem* und *Korruption* (in Abb. 5.6 grau dargestellt) ausgeklammert, da diese Aspekte in der ökonomischen Dimension abgedeckt werden. Die blau unterlegten Felder markieren die Selektion der zur Charakterisierung herangezogenen Themenbereiche. Für jeden Themenbereich können in der SHDB zahlreiche Einzelaspekte als Indikatoren zur Bemessung ausgewählt werden. Hierbei wurden jeweils alle zur Verfügung stehenden Optionen ausgewählt, so dass jeder Themenbereich anhand möglichst vieler Indikatoren bewertet und die größtmögliche Datensicherheit und Allgemeingültigkeit erreicht wird.

### 5.4.2 Quellen zur Datenbewertung

Die Bewertungsbasis für die soziale Dimension ist der Gesamtumfang der Einzelkomponenten des Untersuchungsobjektes, ihre Materialzusammensetzung nach Gewicht und die Herstellungsländer aller Einzelkomponenten und Rohstoffe. Für jeden Schritt des Lebenszyklus wird daraus ein sozialer Risikowert errechnet, der für die Land-Sektor-Kombination des Prozesses gültig ist. Für die Bewertung selbst reicht die SHDB mit 22 Themenbereichen, die in fünf Kategorien zusammengefasst sind, aus.

Das SHI-Tool<sup>33</sup> ermöglicht die Anzeige sozialer Hotspots, die Berechnung von Indizes, die Identifikation von Haupteinflussfaktoren sowie den direkten Vergleich von Sektoren und Ländern. Hierfür sind über 100 verschiedene Indikatoren mit Charakterisierungsfaktoren für 227 Länder und 57 Sektoren hinterlegt, die in der zugehörigen Dokumentation nachvollziehbar dargelegt sind [119]. Alle hierfür verwendeten Daten wurden aus über 200 seriösen Quellen zusammengetragen und werden regelmäßig aktualisiert. Der Umfang der Themenbereiche basiert dabei auf den Empfehlungen der Guidelines der UNEP/SETAC [115].

Expertenmeinungen stimmen darin überein, dass Auswirkungen in der sozialen Dimension nicht nur negativ oder neutral sein können, wie es beispielsweise bei der ökologischen Dimension der Fall ist. Auch positive Effekte, wie die Senkung der Arbeitslosigkeit oder die Verbesserung von Arbeitsbedingungen, sollten bei einer korrekten Bewertung der gesellschaftlichen Auswirkungen berücksichtigt werden [113]. Mit der SHDB kann dies zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Arbeit jedoch nicht abgebildet werden [119].

### 5.4.3 Berechnung des Kritikalitätswertes der sozialen Dimension

Die Berechnungsfunktionen im User Portal der SHDB bieten mehrere Möglichkeiten zur Auswertung. In dieser Arbeit kommt der *Social hotspot index (SHI)* zur Anwendung, welcher für jeden länderspezifischen Sektor berechnet werden kann. Der Ergebniswert wird dabei auf Basis der besten hinterlegten Daten automatisch für die gewählte Land-Sektor-Kombination errechnet. Aufgrund der zuvor beschriebenen Selektion, kommen bei der Berechnung im Rahmen der vorgestellten Methode die vier Kategorien *Labor Rights & Decent Work*, *Health & Safety*, *Human Rights* und *Community Infrastructure* zum

---

<sup>33</sup>Online-Tool zur Berechnung des Social hotspot index (SHI), verfügbar unter <http://socialhotspot.org/user-portal-2/social-hotspot-index/>.

Einsatz. Für jede Kategorie wird das durchschnittliche länderspezifische Risiko ( $R_{avg}$ ) mit der Methode der gewichteten Summe zusammengeführt und über die Anzahl ( $n$ ) der Themen ( $T$ ) der Kategorie aufsummiert. Die sozialen Risiken werden hierfür in Werten zwischen 0 (geringes Risiko) und 3 (sehr hohes Risiko) ausgedrückt. Sehr wichtige Themenbereiche<sup>34</sup> werden mit dem Gewichtungsfaktor ( $W_T$ ) 1,5 versehen, die übrigen sind einfach gewichtet ( $W_T = 1$ ). Das Resultat, die gewichtete Gesamtsumme, wird dann durch den höchstmöglichen Risikowert für den jeweiligen länderspezifischen Sektor ( $R_{max}$ ) dividiert und mit 100 multipliziert [119].

Der Wertebereich für  $SHI_{Cat}$  liegt damit zwischen 0 und 100 (Gleichung 5.12) und der Kritikalitätswert der sozialen Dimension, der sich durch Addition der SHI-Werte der vier genannten Kategorien berechnet, kann Werte zwischen 0 und 400 annehmen.

$$SHI_{Cat} = \frac{\sum_{T=1}^n (R_{avg} \cdot W_T)}{\sum_{T=1}^n (R_{max} \cdot W_T)} \cdot 100 \quad (5.12)$$

Abbildung 5.7 zeigt beispielhaft die Auswertung für den Rohstoffsektor der Länder Brasilien, China, Demokratische Republik Kongo (DRK), Russland und USA in den vier ausgewählten Kategorien. Am Beispiel des Ergebnisses für *Gesundheit und Sicherheit* der DRK wird jedoch auch die Problematik der Datenunvollständigkeit klar. Angesichts der in Kapitel 3 ausgeführten sozialen Umstände und Arbeitsbedingungen im Rohstoffsektor, scheint die Bewertung gegenüber den anderen Ländern unplausibel. Die Bemessung dieser Kategorie erfolgt, ähnlich wie schon im Rahmen der LCA-Methode dargelegt wurde, anhand der Beeinträchtigung der Lebenserwartung und des Gesundheitszustandes für die verbleibenden Lebensjahre [119]. Eine länderspezifisch geringere Lebenserwartung

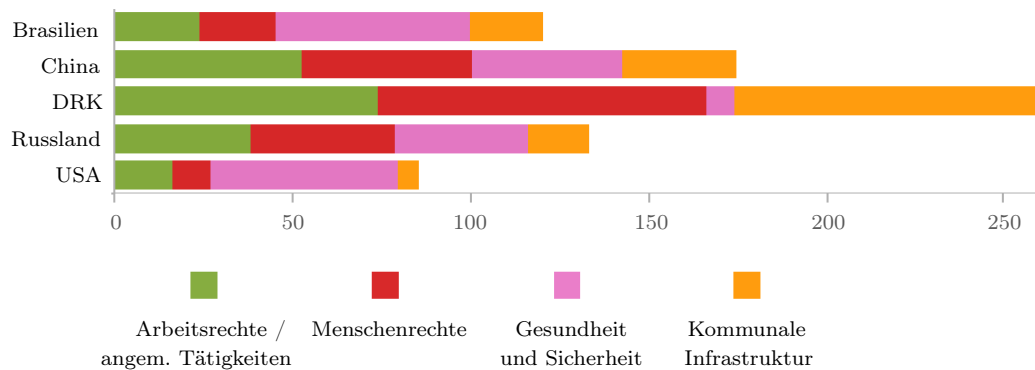


Abbildung 5.7: Soziale Risiken im Rohstoffsektor von fünf Ländern im Vergleich

oder unterschiedlich geführte oder gar manipulierte Unfallstatistiken sowie ein schlecht organisiertes Gesundheitssystem können dabei zu weniger kritischen Werten führen und damit zu systematischen Fehleinschätzungen. Dennoch gibt es keine Systeme, die entsprechende Daten weltweit und mit einheitlichem Standard generieren, sodass eine Erhebung aus möglichst vielen offiziellen, dafür unterschiedlichen Quellen, nach wie vor die

<sup>34</sup>In der angegebenen Dokumentation sind die entsprechenden Themenbereiche und Gewichtungsfaktoren einsehbar [119].

bestmögliche Lösung darstellt. Die fehlerhafte Bewertung einer Kategorie kann das Gesamtergebnis um bis zu 100 Bewertungseinheiten verfälschen. Neben dem in Abbildung 5.7 gezeigten Balkendiagramm bestehen noch weitere Möglichkeiten der Ergebnisdarstellung, unter anderem auch eine Ausgabe der Zahlenwerte für die Kategorien und einzelnen Themenbereiche sowie die Illustrierung auf einer Weltkarte.

### 5.5 Bewertungsverfahren der ökonomischen Dimension

Die Bewertung der ökonomischen Dimension hat zum Ziel, potenzielle Versorgungsrisiken in der Lieferkette zu erkennen [50]. Zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Arbeit gab es kein Übereinkommen darüber, welche Indikatoren hierfür heranzuziehen sind und wann Ergebniswerte als kritisch betrachtet werden müssen [58]. Allerdings lassen sich Übereinstimmungen und Vorschläge anhand der zahlreich existierenden Studien erkennen, welche die Versorgungsrisiken von Rohstoffen durch die Berechnung geeigneter Indikatoren und Kennzahlen untersuchen (vgl. Abschnitt 5.2.3). Im Gegensatz zu den beiden vorangegangenen Dimensionen, ist es für das Versorgungsrisiko sinnvoll, einen Zeithorizont zu definieren. Während für Forschungsfragestellungen der mittelfristige und langfristige Bereich interessant sind, wird der Fokus bei der Produktbewertung auf die kurzfristige Kritikalität (<5 Jahre) gelegt.

#### 5.5.1 Auswahl von Indikatoren und Wirkungskategorien

Die Herstellung komplexer Produkte aus dem Elektro- und Elektroniksektor setzt sich üblicherweise aus einer Vielzahl von Herstellungsprozessen an unterschiedlichen Orten der Welt zusammen. Rohstoffe, Ausgangsmaterialien, Komponenten und Baugruppen werden oft von Drittanbietern zugekauft oder an Standorten im Ausland produziert. Es ergibt sich hierdurch für jedes Produkt eine komplexe Lieferkette mit verschiedenen Beteiligten und unterschiedlichsten Zwischenprodukten, die es hinsichtlich ihrer Bedeutung und der geopolitischen Versorgungsrisiken zu bewerten gilt.

Wie bei den beiden zuvor definierten Bewertungsbereichen, soll auch bei der ökonomischen Dimension ein Kritikalitätswert als Ergebnis bestimmt werden, anhand dessen die kritischen Bereiche in der Lieferkette des Bewertungsobjektes identifiziert werden können. Die Auswahl der bereits vorgestellten Studien stellt hierfür eine breite Basis an möglichen Vorgehensweisen und Kennzahlen zur Verfügung. Da keine Datenbanken oder Softwaretools gefunden werden konnten, die einen Kritikalitätsindex aus geeigneten Indikatoren errechnen, erfolgt dies für die ökonomische Dimension mit einem eigenen Berechnungsverfahren.

Für die ökonomische Dimension werden ausgehend davon, dass sich einerseits die produzierenden und liefernden Länder sowie andererseits die zu liefernden Rohstoffe auf das potenzielle Ausfallrisiko auswirken, die beiden Wirkungskategorien *Länderrisiko* und *Rohstoffrisiko* definiert.

**Länderrisiko:** Ungeachtet der individuellen Handelsbeziehungen einzelner Unternehmen und Länder der Wertschöpfungskette untereinander, ist die Versorgung mit Gü-



tern grundsätzlich abhängig von der Produktions- und Lieferfähigkeit. Die wirtschaftliche Situation und die politische Stabilität der Standorte und Länder sind hierbei an allen Stellen der Lieferkette ein entscheidendes Kriterium [137]. Als Bewertungsgröße eignen sich die bereits mehrfach erwähnten *Worldwide Governance Indicators (WGI)*, mit denen die Weltbank die Regierungsführung von über 200 Staaten bewertet. Die WGI bestehen zunächst aus sechs Subindikatoren, welche auf Basis von mehr als 30 Quellen und anhand von über 400 Indikatoren berechnet und jährlich aktualisiert werden. Durch die Aggregation dieser sechs Subindikatoren wird ein Ergebniswert zwischen -2,5 (theoretisch schlechteste Regierungsführung) und +2,5 (theoretisch beste Regierungsführung) errechnet [138]. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden drei Subindikatoren ausgewählt, *Mitspracherecht und Rechenschaftspflicht (WGI<sub>VA</sub>)*, *Politische Stabilität und Gewaltfreiheit (WGI<sub>PV</sub>)* und *Regierungsqualität (WGI<sub>GE</sub>)*. Die Auswahl wurde nach dem Vorbild der ESP-Methode von Schneider getroffen, die eine geringe Korrelation zwischen den Subindikatoren und die inhaltlich wichtigsten Punkte als Bewertungsumfang zur Beurteilung des Länderrisikos berücksichtigt [50].

Als zweiter Indikator sollen die landesspezifische *Handelshemmnisse* in die Wirkungskategorie Länderrisiko einfließen. Das Weltwirtschaftsforum untersucht in seinem *Global Enabling Trade Report* jährlich mittlerweile 138 Nationen auf Handelsbarrieren und wirtschaftspolitische Rahmenbedingungen für die Abwicklung des internationalen Handels [125]. Dafür werden anhand von aktuell 56 Indikatoren die vier Subindizes *Marktzugang*, *Grenzverwaltung*, *Transport- und Kommunikationsstruktur* und *Geschäftsumfeld* bewertet und daraus der *Enabling Trade Index (ETI)* bestimmt. Die Berechnung des ETI erfolgt durch Bilden der gleichgewichteten Summe aus den Subindizes, welche wiederum in bis zu drei weiteren Bereichen (sog. Säulen) bewertet werden. Die Ergebniswerte auf allen Ebenen liegen zwischen 1 (theoretisch schlechtesten Wert) und 7 (theoretisch besten Wert). [125]

Als dritter Indikator kommt die *Länderkonzentration* hinzu. Eine hohe Konzentration von Anbietern (Unternehmen oder Länder) stellt ein erhöhtes, kurzfristiges Marktrisiko dar [54]. Insbesondere hohe Länderkonzentrationen für Prozesse der Phasen *Rohstoffgewinnung* und *Herstellung der Ausgangsstoffe* wirken sich auf die gesamte Prozesskette aus. Die Länderkonzentration ist ein materialspezifischer Kennwert, der jedoch rechnerisch mit den Risikowerten der jeweiligen Länder zu verknüpfen ist.

**Rohstoffrisiko:** Das Rohstoffrisiko wird anhand der drei Indikatoren *Anteil von Primärmaterial*, *Ökonomische Verfügbarkeit* und *Anteil Koppelproduktion* ermittelt. Das Recycling von Materialien kann mit unterschiedlichen Kennwerten und an verschiedenen Stellen des Lebenszyklus erfasst werden. So müssen neben verschiedenen Sammelraten die *Recyclingfähigkeit*, *Recyclingquote* und der *Sekundärmaterialanteil* unterschieden werden. Während bei der Recyclingfähigkeit die technische Machbarkeit und die Effizienz anhand der entsprechenden Recyclingverfahren betrachtet wird, gibt die Recyclingquote das Verhältnis von zurückgewonnenem Material und zugeführtem Altmaterial (sortenrein) an [54, 121]. Die für das Versorgungsrisiko relevante Größe ist hierbei der Anteil an Sekundärmaterial bzw. der Anteil an Primärmaterial, der bei der Rohmaterialproduktion (meist an der Stelle des Schmelzprozesses) zugegeben wird [139]. Je höher dieser Anteil ist, desto geringer ist die kurz- und mittelfristige Abhängigkeit von der Primärmaterial-

produktion.

Der Terminus der *statische Reichweite* lässt vermuten, dass anhand dieser Kennzahl die Restlaufzeit der Verfügbarkeit eines Rohstoffs ablesbar sei. Als Verhältnis der globalen Reserven eines Rohstoffs und der aktuellen Jahresproduktion (Gleichung 5.13) handelt es sich tatsächlich jedoch um eine ökonomische Größe, die den mittel- und langfristigen Bedarf einer Ausweitung des Angebotes oder Reduzierung der Nachfrage für einen betrachteten Rohstoff anzeigt [54].

$$\text{Statische Reichweite} := \frac{\text{globale Reserven}}{\text{aktuelle Jahresproduktion}} \quad (5.13)$$

Auch wenn die absoluten Ergebniswerte in Jahren nicht für sich sprechen, kann die statische Reichweite dennoch als Indikator der ökonomischen Rohstoffknappheit herangezogen werden [50, 132].

Der Anteil der Gesamtfördermenge, bei der der Rohstoff als Nebenprodukt (*Koppelprodukt*) abgebaut wird, ist relevant, da die förderbare Menge direkt an die des Hauptabbauproduktes gebunden ist. Ein Nachfragerückgang beim Hauptprodukt würde unabhängig von der Nachfrage des Koppelproduktes zu einer Angebotsverknappung und einer Preiserhöhung führen. Die Abbaumengen können dabei nicht flexibel auf den Markt reagieren und an den Bedarf des Koppelproduktes angepasst werden [132, 139, 140].

Tabelle 5.5 zeigt die beiden Wirkungskategorien mit ihren insgesamt 6 Bewertungsindikatoren und elf Subindikatoren, durch deren Beurteilung die ökonomischen Risiken in der Lieferkette messbar gemacht werden sollen. Wie schon im Teilbereich der sozialen Bewertung, können das Materialportfolio und die in der Lieferkette beteiligten Länder die Datenbasis zur Bewertung der ökonomischen Kritikalität darstellen.

### 5.5.2 Quellen zur Datenbewertung

**Politische Stabilität:** Die drei Subindikatoren zur Bewertung der politischen Stabilität können bei dem Herausgeber der WGI, der *Weltbank*, einzeln für nahezu alle Länder eingesehen werden [122].

**Handelshemmnisse:** Die vier Subindikatoren der *Handelshemmnisse* werden bei der Berechnung des *Enabling Trade Index* zugrunde gelegt. Die Länderbewertungen sind als einzelner aggregierter Zahlenwert im *Global Enabling Trade Report* des *World Economic Forum* ([125]) zu finden. Als Datenquelle für die Berechnung des Index werden verschiedene Organisationen, wie das *Internationale Handelszentrum (ITC)*, die *Konferenz der Vereinten Nationen für Handel und Entwicklung (UNCTAD)*, der *Internationale Luftverkehrsverband (IATA)*, die *Internationalen Fernmeldeunion (ITU)* uvm., herangezogen.

**Ökonomische Verfügbarkeit:** Die Grundlage für die statische Reichweite der Reserve sind die globale Jahresproduktionsmengen und der jeweilige Jahresverbrauch. Beide Werte sind den vorgenannten Veröffentlichungen der *U.S. Geological Survey* zu entnehmen [64, 141].

**Koppelproduktion:** Der Anteil der Gesamtfördermenge der Rohstoffe als Koppelprodukt muss durch Einbeziehung mehrerer Quellen erfolgen. Die zumeist qualitativen und

	Indikatoren	Subindikatoren	Gewichtung
Länderrisiko	Politische Stabilität	Mitspracherecht & Rechenschaftspflicht	1/2*
		Politische Stabilität & Gewaltfreiheit	
		Wirksamkeit des Regierungshandelns	
	Handelshemmnisse	Marktzugang	1/2*
		Grenzverwaltung	
		Transport- & Kommunikationsstruktur	
Geschäftsumfeld			
Länderkonzentration	Herfindahl Hirschmann Index	–	
Rohstoffrisiko	Ökonomische Verfügbarkeit	Statische Reichweite	1/2
	Koppelproduktion	Anteil der Gesamtförderung als Koppelprodukt	1/2
	Anteil Primärmaterial	Primärmaterialanteil bei der Produktion	–

\*) Die Subindikatoren werden nicht einzeln gewichtet, da sie mit ihrem (Haupt-)Indikator als aggregierter Gesamtwert eingehen.

Tabelle 5.5: Wirkungskategorien und Indikatoren zur Bewertung der ökonomischen Dimension

stark abweichende Angaben erfordern eine zusätzliche Abschätzung. Für Metalle wird hierfür die Arbeit von Nassar et al. aus dem Jahr 2015 empfohlen, welche eine qualitative Einordnung mit Hilfe des *Rades der Begleitmetalle* (Abb. 5.8) darstellt, das auf mehreren konzentrischen Kreisen den Grad der Abhängigkeit der Begleitmetalle von ihren Hauptmetallen in Form des Nebenproduktanteils angibt. Darüber hinaus werden die exakten Werte in tabellarischer Form mitgeliefert [142]. Da sich die Daten auf das Jahr 2008 beziehen, kann eine Verifikation anhand weiterer Quellen hilfreich sein. Dies gilt ebenfalls für Nichtmetalle, wie Diamant oder Graphit.

**Primärmaterialanteil:** Für die Angaben zu den Primärmaterialanteilen wird eine Auswahl mehrerer Quellen empfohlen. Durch unterschiedliche Betrachtungsräume und Abweichungen bei den Zeiträumen der Datenerhebung, können dabei Differenzen in den Angaben der Literatur auftreten. Für diesen Fall sollte eine qualifizierte Schätzung für die jeweiligen Rohstoffe auf der Datengrundlage mehrerer Quellen getroffen werden. Die in dieser Arbeit zugrunde gelegten Quellen sind in Tabelle 5.6 aufgelistet und stellen eine gute Ausgangsposition zur allgemeinen Datenerhebung für diesen Indikator dar.

**Konzentration von Abbau und Produktion:** Die Anteile der Förder- und Produktionsländer zur Berechnung des Herfindahl-Hirschmann-Index können ausnahmslos den *Mineral Commodity Summaries* und dem *Minerals Yearbook (Volume 1)* [64, 141] entnommen werden.



### 5.5.3 Berechnung des Kritikalitätswertes der ökonomischen Dimension

Zur Ermittlung des ökonomischen Kritikalitätswertes werden die sechs ausgewählten Indikatoren (vgl. Tab. 5.5), wie in Gleichung 5.14 gezeigt, verrechnet. Da der Maximalwert für Länder- und Ressourcenrisiko jeweils 100 ist, hat der Kritikalitätswert der ökonomischen Dimension ( $K_{\text{ökon.}}$ ) einen Wertebereich von 0-200.

$$K_{\text{ökon.}} = \underbrace{\left( \frac{WGI}{2} + \frac{ETI}{2} \right) \cdot HHI}_{\text{Länderrisiko}} + \underbrace{\left( \frac{KP}{2} + \frac{SR}{2} \right) \cdot A_{PRI}}_{\text{Rohstoffrisiko}} \quad (5.14)$$

$K_{\text{ökon.}}$	Kritikalitätswert der ökonomischen Dimension
$WGI$	Worldwide Governance Indicators
$ETI$	Enabling Trade Index
$HHI$	Herfindahl Hirschmann Index
$KP$	Koppelproduktion
$SR$	Statische Reichweite
$A_{PRI}$	Anteil Primärmaterial

Die Indikatoren *Politische Stabilität* und *Handelshemmnisse* sind für die Bewertung des Länderrisikos (LR) gleichwertig. Die Einzelwerte des WGI werden zur Ermittlung der *Politische Stabilität* ebenfalls gleich gewichtet und vom ursprüngliche Wertebereich von -2,5 bis +2,5 (vgl. Abschnitt 5.4.2) auf den Zahlenbereich 0-100 abgebildet. Der Indikator *Handelshemmnisse* transformiert die ETI-Werte ebenfalls von ihrem ursprünglichen Wertebereich 1-7 (vgl. Abschnitt 5.4.2) auf das Intervall 0-100. Durch Umkehren der Skalen mittels Subtraktion der Ergebniswerte von 100, verkörpert 0 in beiden Indikatoren unkritische Ergebnisse und 100 den Maximalwert für höchste Kritikalität.

Das Rohstoffrisiko (RR), die zweite Wirkungskategorie der ökonomischen Dimension, wird zunächst anhand der *statischen Reichweite* ( $SR$ ) und dem Anteil der Rohstoffförderung als *Koppelprodukt* ( $KP$ ) berechnet. Die statische Reichweite beträgt für hochkritische Metalle, wie Antimon oder Indium nur wenige Jahre, während unkritische Stoffe, wie Quarz (Siliziumoxid), sehr hohe statische Reichweiten haben, die üblicherweise nicht in Zahlen ausgedrückt werden [7, 54]. Der Ergebnisbereich wird für die Berechnung auf 0-100 Jahre eingeschränkt, so dass unkritische Ergebnisse die größer als 100 sind, oder überhaupt nicht spezifiziert wurden, durch die Obergrenze (100) ersetzt werden. Im Anschluss erfolgt eine Umkehrung der Skala durch die Subtraktion vom Maximalwert, sodass auch hier 0 die Skalengrenze am unkritischen Ende und 100 die kritische Obergrenze der Werteskala darstellen. Im nächsten Berechnungsschritt werden die beiden Wirkungskategorien der ökonomischen Bewertung hinsichtlich ihrer jeweiligen Relevanz abgemildert und anschließend durch Addition zum ökonomischen Kritikalitätswert  $K_{\text{ökon.}}$  zusammengefasst. Die Abmilderung des Ressourcenrisikos erfolgt durch Multiplikation mit dem *Primärmaterialanteil* der Produktion, welcher somit die Verringerung der Rohstoffabhängigkeit beispielsweise durch Recyclingkonzepte berücksichtigt. Die Angabe zum Anteil des Primärmaterials in der Rohstoffproduktion ( $A_{PRI}$ ) kann theoretisch Werte von 0-1 annehmen und wird für die beschriebenen Zwecke aus Literaturangaben zum Sekun-

därmaterialanteil ( $A_{SEK}$ ) berechnet (Gleichung 5.15).

$$A_{PRI} = 1 - A_{SEK} \quad (5.15)$$

Der Faktor zur Abmilderung des Länderrisikos ist der *Herfindahl-Hirschmann-Index (HHI)*, welcher die Länderkonzentration für die einzelnen Prozessschritte angibt. Die anerkannte Kennzahl zur Konzentrationsmessung wird aus der Summe aller quadrierten Marktanteile  $a$  von  $n$  Anbietern gebildet und kann Werte von  $\frac{1}{n}$  für Gleichverteilung bis 1 für Monopol annehmen (Gleichung 5.16) [144].

$$HHI = \sum_{i=1}^n a_i^2 \quad (5.16)$$

Eine hohe Konzentration gibt dabei naturgemäß an, wie groß die Rolle einzelner Länder auf dem Angebotsmarkt bzw. in der Lieferkette ist, während ein niedriger Konzentrationswert so zu deuten ist, dass der Ausfall eines Produktions- oder Lieferlandes durch die homogene Angebotsverteilung am Markt weniger dramatische Auswirkungen auf die Versorgungslage hat [50, 109]. Wie beim Rohstoffrisiko erfolgt deshalb eine Multiplikation zur individuellen Abmilderung des Länderrisikos.

## 5.6 Zusammenfassung und Diskussion

### 5.6.1 Zusammenfassung

Im vorangegangenen Abschnitt wird eine Methode zur Bewertung der Kritikalität eingeführt, mit der drei unabhängige Kritikalitätswerte berechnet werden. Die ökologische Berechnung erfolgt durch Anwendung der LCA-Methodik. Mit der ReCiPe-Endpoint-Methode werden die Schutzbereiche Menschliche Gesundheit und Qualität des Ökosystems anhand von insgesamt sechs ausgesuchten Wirkungskategorien bewertet. In der sozialen Dimension erfolgt die Ermittlung der Kritikalität mit Hilfe der Social Hotspots Database. Wie bei der ökologischen Dimension wurden auch hier die der Bewertung zugrunde liegenden Themenfelder und Indikatoren so angepasst, dass es nicht zu Überschneidungen zwischen den Einzeldimensionen der Methode kommt. Für die ökonomische Kritikalität wurde das Versorgungsrisiko bewertet. In einem eigens erarbeiteten Konzept werden die Bereiche Länderrisiko und Ressourcenrisiko anhand von jeweils drei Indikatoren bewertet und berechnet. Die zur Umsetzung der Methode notwendigen Schritte und Quellen werden für die jeweiligen Dimensionen detailliert beschrieben und angegeben. Als Ergebnis der vorangegangenen Literaturrecherche wird zu Beginn eine Auswahl relevanter Methoden aus allen drei Feldern der Kritikalität vorgestellt und diskutiert.

### 5.6.2 Diskussion

Die Bewertung der Nachhaltigkeit und die einzelnen Methoden zur Quantifizierung der Auswirkungen auf Natur und Mensch oder ökonomischer Risiken sind regelmäßig Anlass zur Diskussion. Bewertungsverfahren stoßen hinsichtlich der Abbildung des Realsystems

naturgemäß an Grenzen, die durch mangelnde Datenverfügbarkeit oder die Unüberschaubarkeit der tatsächlichen Effekte bestimmt werden. Es ist demnach absehbar, dass Bewertungsverfahren auch weiterhin offene Fragen hinterlassen und vielerlei Problemstellungen ungelöst bleiben. Nachfolgend soll die vorgestellte Methode hinsichtlich Aussagekraft und nicht abgedeckter Bereiche kritisch beleuchtet werden.

**Ökologische Kritikalität:** Mit der Verwendung der LCA-Methodik geht die Fragestellung der Eignung der Methodik und der korrekten Auswahl relevanter Wirkungskategorien einher. Zudem enthalten die Methoden selbst Datenlücken, nicht nur bei den oft kritisierten Kategorien der Wasser- oder Landnutzung, sondern auch bei vermeintlich etablierten Wirkungskategorien, wie human- oder ökotoxischen Einflüssen [145]. Darüber hinaus ist anzumerken, dass der wichtige Schutzbereich der abiotischen Ressourcen in der ökologischen Dimension der vorgestellten Methode unbewertet bleibt. Dies bedeutet, dass die in Kapitel 1 der Arbeit beschriebene Ausbeutung der endlichen Vorräte des Planeten mit Hilfe der gezeigten Methode nicht direkt quantifiziert wird. Zudem werden bei der Wirkungsabschätzung die optionalen Schritte der Gewichtung und Normierung angewandt, um zu einem einzelnen Ergebniswert im ökologischen Teilbereich zu gelangen. Schon durch die vorangegangene Methodenauswahl mit der Ergebnisausgabe am Endpoint, wird eine höhere Datenunsicherheit in Kauf genommen [88].

**Soziale Kritikalität:** Die Bewertung der sozialen Kritikalität erfolgt über die Ermittlung der Social Hotspot Indizes für die Konstellation des Herkunftslandes und des jeweiligen Wirtschaftssektors. Diese Vorgehensweise bietet zwar den Vorteil, dass eine Bewertung ohne individuelle Datenerhebung möglich und frei von menschlichen Einflussfaktoren ist, jedoch sind die gewonnenen Daten hinsichtlich der Aussagekraft zu hinterfragen. Einerseits weist die Datenbank für einige Bereiche und Länder Datenlücken von bis zu 74 Prozent auf, andererseits können landesweite Mittelwerte für soziale Arbeitsbedingungen nur schwer den Anspruch auf Gültigkeit für jedes einzelne Unternehmen erheben [119]. Einigen Expertenmeinungen zu Folge ist eine Bewertung der sozialen Umstände ohne Befragung der Stakeholder nicht haltbar [112], jedoch ist in diesem Umstand ein definitives Hindernis bei der Verbreitung der Anwendung und der Etablierung der Umsetzung zu sehen. Eine Kompromisslösung hierfür wären LCI-Datenbanken, die sich sowohl auf Interview-Daten, als auch auf Angaben von Regierungen, Verbänden und Unternehmen stützen. Ein Gegenargument für die hauptsächliche Verwendung von Daten aus Befragungen ist außerdem die fehlende Objektivität. So können beispielsweise Aussagen eines indonesischen Arbeiters mit denen eines norwegischen zu ihrer Zufriedenheit im Hinblick auf Entlohnung und Arbeitsbedingungen kaum wertfrei verglichen werden. Die Aussagekraft der Social Hotspots Database wird trotz der genannten Einschränkungen als relativ hoch eingeschätzt, da die einzelnen Bereiche anhand sehr vieler Einzelkennwerte bewertet werden, und die einzelnen sozialen Auswirkungen eine hohe Korrelation untereinander aufweisen.

**Ökonomische Kritikalität:** Da es sich bei der Vorgehensweise zur Bestimmung der ökonomischen Kritikalität nicht nur um ein eigens zusammengestelltes Indikatorenset, sondern auch um eine speziell konzipierte Berechnung handelt, sollen diese beiden Sachverhalte genauer untersucht werden. Zunächst sind die politische Stabilität der Länder und die Länderkonzentration und ihre Bewertung mit Hilfe der WGI und des HHI bereits

in mehreren der vorgestellten Methoden zur Bestimmung des Versorgungsrisikos herangezogen worden [16, 109]. Auch Handelsbarrieren wurden bereits in der Methode von Schneider et al. verwendet [50]. Die vorgestellte Berechnung, in der die Konzentration zur Abmilderung des Länderrisikos verwendet wird, ist vom Prinzip her vergleichbar mit den Multiplikationen von Gemechu (GeoPolRisk-Methode) oder mit der EU-Studie *Critical raw materials for the EU* (vgl. Abschnitt 5.2.3) [16, 109].

Beim Rohstoffrisiko wird unter anderem die Verwendung der statischen Reichweite als (ökonomischer) Indikator der Knappheit, wie von Erdmann et al. vorgeschlagen, verwendet [54]. Er dient an dieser Stelle nicht dazu, die (geologische) Verknappung in Form der Reichweite in Jahren anzugeben. Zusammen mit den Kennwerten zum Anteil des Primärmaterials und der Koppelproduktion wird das Rohstoffrisiko als zweiter Teil der Berechnung äquivalent zum Länderrisiko aufgebaut. Die beiden Teilbereiche dürfen sich nicht gegenseitig kompensieren und werden deshalb nach ihrer Quantifizierung erst addiert.

Im Gegensatz zu vielen Studien wurde keine Kennzahl verwendet, die die Substituierbarkeit eines Materials beschreibt. Obwohl unbestritten ist, dass einfach substituierbare Materialien das Risiko der Abhängigkeit deutlich senken, ist in der kurzfristigen Betrachtung ein Lieferausfall für eine bestehende Technologie oder ein Produkt problematisch. Mittelfristig wird jedoch davon ausgegangen, dass für viele Materialien ein Substitut gefunden werden könnte, wenn die entsprechenden Investitionen in F&E-Projekte getätigt werden. Da dies aber erst der Fall ist, wenn dem ein gewisser Bedarf bzw. eine Notwendigkeit gegenübersteht, ist sowohl die bloße Abschätzung einer Substituierbarkeit als auch die Berücksichtigung des Kennwertes zu hinterfragen. Ähnlich verhält es sich mit der Recyclingfähigkeit, einem ebenfalls häufig verwendeten Indikator. Für die kurzfristige Betrachtung ist die Fähigkeit eines Stoffs, recycelt werden zu können, nutzlos. Erst wenn Verfahren entwickelt und Anlagen gebaut und in Betrieb sind, entsteht ein entsprechender Fluss an Sekundärmaterial, der die Abhängigkeit von Primärrohstoffen verringert. In langfristigen Betrachtungen und zur Prognose sind Analysen der Machbarkeit des Recyclings bestimmter Rohstoffe gegebenenfalls miteinzubeziehen.

Komponenten, die von einem festen Zulieferer kommen, sind hinsichtlich ihres Herkunftslandes eindeutig bestimmbar. Die Folge ist, dass das Länderrisiko voll zum Tragen kommt als wäre ein Monopol vorhanden. Dies kann im Einzelfall eine vergleichsweise Überbewertung der Kritikalität zur Folge haben. Auch bildet diese "Monopolisierung" das Real-system nur im sehr kurzfristigen Bereich näherungsweise ab.



## 6 Kritikalitätsbewertung eines Elektrofahrrades

In diesem Teil der Arbeit wird die Kritikalitätsbewertung eines Elektrofahrrades durchgeführt. Für die Studie kommt die in Kapitel 5 beschriebene Methode zur Anwendung, die mithilfe der vorgegebenen, schrittweisen Bearbeitung die kritischen Bestandteile identifiziert. Zunächst erfolgt eine allgemeine Abgrenzung des Untersuchungsrahmens, die Definition des Ziels der Untersuchung sowie eine Darlegung der Motivation zur Studie und des zu erwartenden Nutzens der Ergebnisse.

Die darauf folgende Datenerhebung am Untersuchungsobjekt beinhaltet die folgenden Schritte:

- Erstellung des Materialportfolios auf System- und Komponentenebene
- Bestimmung der Herkunftsländer und der verwendeten Rohstoffe, Materialien und Komponenten (Prozesskette)
- Ermittlung der einzelnen Herstellungs- und Verarbeitungsschritte
- Modellierung eines LCI-Datensatzes mit Hilfe der Ecoinvent-Datenbank
- Erstellung eines Lebensphasenmodells

Die Durchführung der einzelnen Schritte sowie ein Überblick zu den erhobenen Daten werden nachfolgend vorgestellt.

Die Ergebnisse der zugehörigen drei Dimensionen sind am Ende dieses Kapitels dargelegt.

### 6.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Als übergeordnetes Ziel der gesamten Arbeit ist der Entwurf eines anwendbaren Kritikalitätskonzeptes für Elektronikprodukte anzusehen. Dabei soll eine ganzheitliche Bewertung der Nachhaltigkeit durch die Bewertungsmethode realisiert werden. Die nachfolgende Studie sieht demnach keine Fahrzeug- oder Modellvergleiche vor, sondern ist als vollständige Kritikalitätsbewertung und Demonstration zur Durchführbarkeit der Methode zu betrachten.

Der Untersuchungsrahmen zur Bestimmung der Kritikalität nach der Methode aus Kapitel 5 erstreckt sich auf die vier Phasen der Produktherstellung, die *Rohstoffgewinnung*, die *Herstellung der Ausgangsstoffe*, die *Komponentenproduktion* und die *Endmontage*. Da die Auswirkungen der ökologischen Dimension in ihrem Ergebnis additiv verrechnet werden, muss das zugrunde liegende LCI-Modell die genannten Bereiche lückenlos und möglichst exakt beschreiben. In den beiden Dimensionen der sozialen und ökonomischen Kritikalität

tät sind die Ergebnisse nicht aufsummierbar, sondern werden anhand der Kombination aus Herkunftsland und Wirtschaftssektor, bzw. Land- und Materialzusammensetzung für jeden der Prozesse einzeln ermittelt.

Je nach Fragestellung und Interessengruppe, können bestimmte Subsysteme oder Komponenten des Produktsystems als Blackboxen integriert werden, sodass an weniger relevanten Stellen Aufwand in der Berechnung eingespart werden kann. So wird eine Bewertungsbasis geschaffen, die vollständig durch den Aufgabensteller bzw. den Durchführenden der Studie beeinflussbar wird. Da die vorliegende Untersuchung für den Arbeitsbereich eines Pedelec-Herstellers durchgeführt worden ist, sind in der Ergebnisdarstellung Prozesse die außerhalb des Einflussbereichs liegen nicht als separat bewertete Bestandteile abgebildet. Beeinflussbare Prozesse, die unter Umständen Verbesserungspotenziale für die Nachhaltigkeit des untersuchten Pedelecs darstellen, sind in allen drei Kritikalitätsdimensionen einzeln bewertet. Im vorliegenden Fall wurden demzufolge beispielsweise der Akkumulator, die Bedieneinheit der elektrischen Antriebseinheit und der Motor in ihrer Zusammensetzung ab der Mikrosystemebene nicht weiter konkretisiert.

### 6.2 Datenerhebung *Staiger Sinus BT60*

Bei dem untersuchten Pedelec handelt es sich um ein Staiger City-/Trekkingrad, Modell Sinus BT60, mit einer Rahmenhöhe von 60 Zentimetern (cm), aus dem Hause Winora-Staiger GmbH (Abb. 6.1).



Abbildung 6.1: Staiger-Pedelec *Sinus BT60* (Bildquelle: Winora-Staiger GmbH)

Das Pedelec ist mit einem Antriebssystem von Bosch ausgestattet, das über die Bedieneinheit *Intuvia* in fünf verschiedenen Fahrmodi betrieben werden kann. Der Mittelmotor verfügt über ein maximales Drehmoment von 60 Newtonmetern (Nm) und eine Leistung von 250 Watt (W). Mehrere nützlichen Ausstattungsmerkmale, wie Rahmenschluss, Ge-

päckträger und Seitenständer sowie eine Federgabel erhöhen die Alltagstauglichkeit und verhelfen solchen City-Pedelecs zu einer hohen Akzeptanz beim Kunden. Der im Lieferumfang enthaltene Lithium-Ionen-Akkumulator *Powerpack 400* hat eine Kapazität von elf Amperestunden (Ah) bei einer Spannung von 36 Volt (V), woraus sich ein maximaler Energiegehalt von 400 Wattstunden (Wh) ergibt. Das vorgestellte Pedelec wird als repräsentativ dafür erachtet, wie ein Elektrofahrrad, das für den alltäglichen Einsatz im Straßenverkehr vorgesehen ist, nach dem aktuellen Stand der Technik aussehen kann. Die nachfolgenden erhobenen Daten sind demnach aussagekräftig für diese Fahrzeugkategorie.

### 6.2.1 Lebensphasenmodell

Der Lebenszyklus des Pedelecs wird in die vier Bereiche *Bereitstellung der Materialien*, *Herstellung*, *Nutzung* und *Ende der Lebensdauer* untergliedert. In Abbildung 6.2 ist das Lebenszyklusmodell mit den enthaltenen Teilphasen und ihren Zusammenhängen als Systemfließbild schematisch dargestellt. Aus Gründen der Übersicht sind die Transporte in dieser Darstellung nicht explizit illustriert. Vom Recyclingprozess aus ist eine Kreislaufführung gebrauchter Komponenten in eine Nach- oder Zweitnutzung denkbar, genauso wie die Rückführung sortenreiner Materialien zum Herstellungsprozess der Ausgangsstoffe. Welche Annahmen für diese optionalen Pfade getroffen werden, wird in den entsprechenden Szenarien in Kapitel 7 definiert.

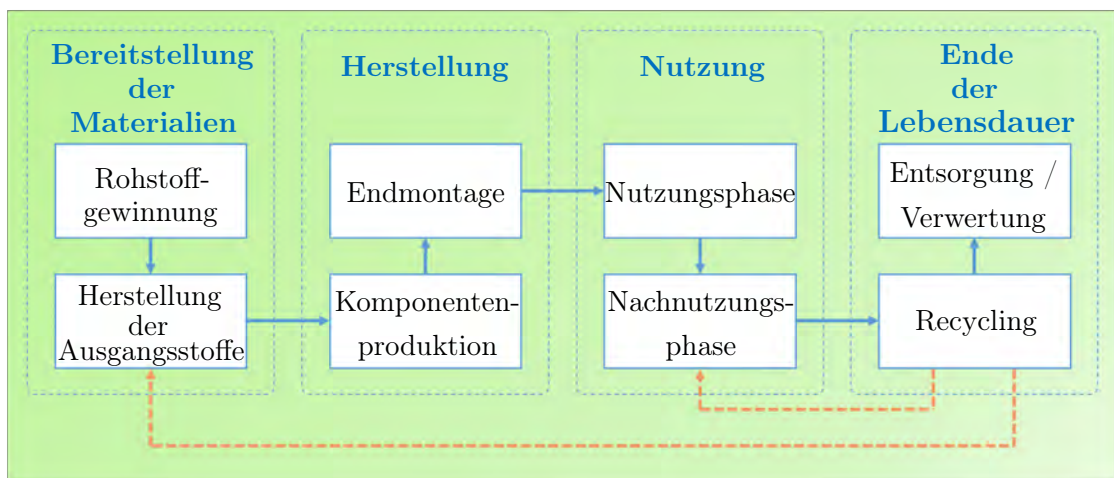


Abbildung 6.2: Systemfließbild des Lebenszyklus für das Untersuchungsobjekt

**Bereitstellung der Materialien:** Die Phase der Materialbereitstellung beinhaltet die Entnahme der gebundenen Rohstoffe aus der Erdkruste, die Transporte und die stoffspezifischen Verhüttungs- und Weiterverarbeitungsprozesse bis hin zum Industrierohstoff, zum Beispiel in Barren-, Stangen- oder Plattenform. Da nicht alle benötigten Rohstoffe zwangsläufig aus Primärquellen stammen, sondern auch recycelte Materialien einbezogen werden können, sind die beiden Prozesse *Rohstoffgewinnung* und *Herstellung der Ausgangsstoffe* in dieser Phase enthalten. Wird die Menge des zurückgeführten Altme-

talls erhöht, müssen weniger Primärrohstoffe entnommen und verarbeitet werden. Die Orte der Rohstoffentnahme wurden anhand des globalen Angebotsmarktes, wie er von USGS veröffentlicht wird, abgebildet [64]. Das Verhältnis von Primär- und Sekundärmaterial wurde für den Hauptwerkstoff Aluminium gemäß den Angaben von Graedel et al. zunächst auf 60:40 festgelegt [121].

**Herstellung:** Die Herstellung des Pedelecs teilt sich in die *Komponentenproduktion* und die *Endmontage* auf. Die Endmontage des Untersuchungsobjektes findet im konzerneigenen Werk in der ungarischen Stadt Tószeg statt, von wo aus das Pedelec nach Deutschland transportiert wird. Die Einzelkomponenten werden an verschiedenen Orten der Welt produziert. Alle Transporte nach Ungarn werden mit Containerschiffen über den Hafen von Piräus und per Lkw weiter bis zum Fabrikator abgebildet. Die Verarbeitungsprozesse wurden anhand der demontierten Komponenten ermittelt, durch Recherchen in Erfahrung gebracht oder beim Hersteller erfragt. Die Transportdistanzen wurden über die Online-Tools der Webseiten <https://www.searates.com> und <https://www.google.de/maps> berechnet.

**Nutzung:** Point of Sale und Ort der Verwendung des Pedelecs ist Deutschland. In der Nutzungsphase wird die Verwendung des Produktes abgebildet. Während dieser Phase kommt es zu weiteren Aufwendungen und Umweltauswirkungen, die zum Beispiel durch die Instandhaltung oder den betriebsbedingten Energieverbrauch verursacht werden. Die *Nutzungsphase* entspricht einem Erfahrungswert für die Lebensdauer oder endet durch Eintreten eines definierten End-of-Life-Kriteriums.

Die *Nachnutzungsphase* ist eine Form des Recyclings, und umfasst meist die Weiterverwendung einer Komponente oder eines Teils des Produktsystems. Durch kleinere Anpassungen oder Berücksichtigung bereits während des Konstruktionsprozesses, findet dabei eine Verlängerung der Nutzung statt, was in der Regel zu einer Steigerung der Ressourceneffizienz führt [39]. In der vorliegenden Studie werden die Nutzungsphasen ausschließlich bei den Szenarien zur Ressourceneffizienz berücksichtigt. Die genauen Annahmen und Daten hierfür werden ebenfalls in Kapitel 7 erläutert.

**End of Life:** Die Phase des End of Life setzt sich aus *Recycling* und *Entsorgung / Verwertung* zusammen. Vor allem für das Recycling bieten sich viele Möglichkeiten, unterschiedliche Formen und Verfahren zu untersuchen. Die Bewertung von Recyclingformen ist maßgeblich von der Allokation der Auswirkungen abhängig, welche von Fall zu Fall definiert werden muss. Dabei sind sowohl die Auswirkungen und Aufwendungen der Verfahren, als auch die Einsparungen und Mehrwerte durch Rückgewinnung und Kreislaufführung zu erfassen. Durch das Bilden von Szenarien und den zugehörigen Abschätzungen und Allokationsmethoden lassen sich die Auswirkungen quantifizieren. [39]

### 6.2.2 Prozesskette der Herstellung

Die Prozesskette der Herstellung muss alle Prozess- und Fertigungsschritte bis zur Endmontage des Untersuchungsobjektes umfassen. Zunächst erfolgten deshalb die Zerlegung des Produktsystems bis auf Komponentenebene (Abb. 6.3(a)) und das Verwiegen der Einzelteile. Mit den erhobenen Daten und den Herstellerauskünften konnte die Phase

der *Komponentenproduktion* abgedeckt werden. Für die beiden Phasen *Rohstoffgewinnung* und *Herstellung der Ausgangsstoffe* war die genaue Materialzusammensetzung der Einzelteile zu erheben. Insbesondere komplexe Bestandteile, die aus vielen verschiedenen Materialien bestehen, wie zum Beispiel das Akku-Ladegerät, mussten hierfür weiter zerlegt und sorgfältig untersucht werden (Abb. 6.3(b)).

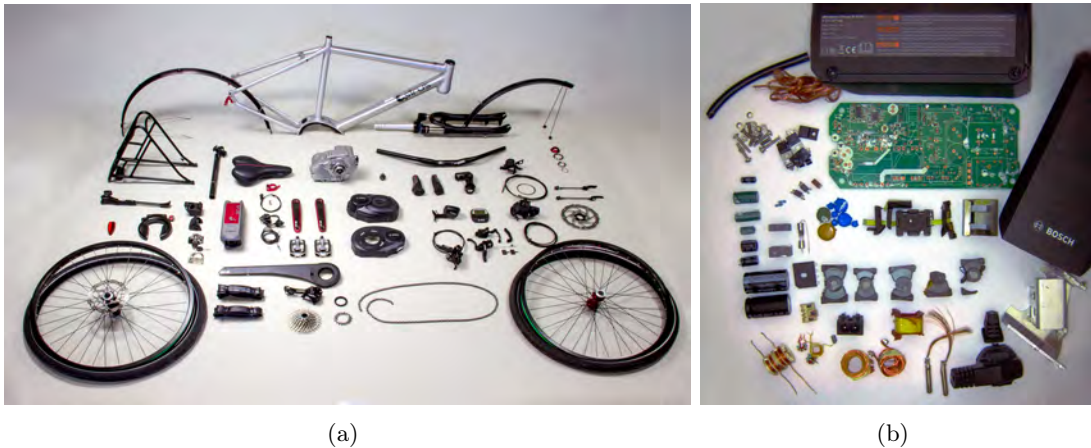


Abbildung 6.3: Das demontierte Untersuchungsobjekt (Komponentenebene) (a) und das komplett zerlegte Ladegerät (b)

Sofern bereits zuverlässige und aktuelle Erhebungen für Bauteile oder Komponenten bestehen, können diese anstatt einer spezifischen Datenerhebung zur Ermittlung der Materialbestandteile herangezogen werden.

Abbildung 6.4 stellt einen kleinen Ausschnitt der Prozesskette dar, der wesentliche Herstellungsschritte am Beispiel des Rahmens zeigt. Dessen Fertigung erfolgt in Vietnam, wo die Aluminiumrohre der Rahmengenometrie entsprechend hergestellt, zusammengesetzt und pulverbeschichtet werden. Diesem Schritt geht die Bereitstellung des Aluminiumwerkstoffs (Herstellung der Ausgangsstoffe) voraus, die sowohl Primär- als auch Sekundäraluminium umfasst. Da die Bezugsquellen der vietnamesischen Lieferanten nicht bekannt bzw. variabel sind, wird für die Bereitstellung des Aluminiums jeweils der globale Angebotsmarkt hinterlegt. Die entsprechenden Länderrisiken werden für diesen und alle vergleichbaren Fälle der Prozesskette anhand der Marktanteile gewichtet. Für die Bereitstellung von Primäraluminium muss das Aluminiumerz Bauxit abgebaut und verarbeitet werden, was in der Phase der Rohstoffgewinnung abgebildet ist. Wie bei der Materialbereitstellung stellt auch bei der Rohstoffgewinnung der Angebotsmarkt die Bewertungsbasis dar.

Für die Durchführung der Untersuchung muss eine Übersicht, wie in Abbildung 6.4, nicht zwangsläufig angelegt werden, da sich die graphische Darstellung der Prozesskette häufig im Rahmen der Erstellung des Datenbankmodells über die LCA-Software ausgeben lässt.

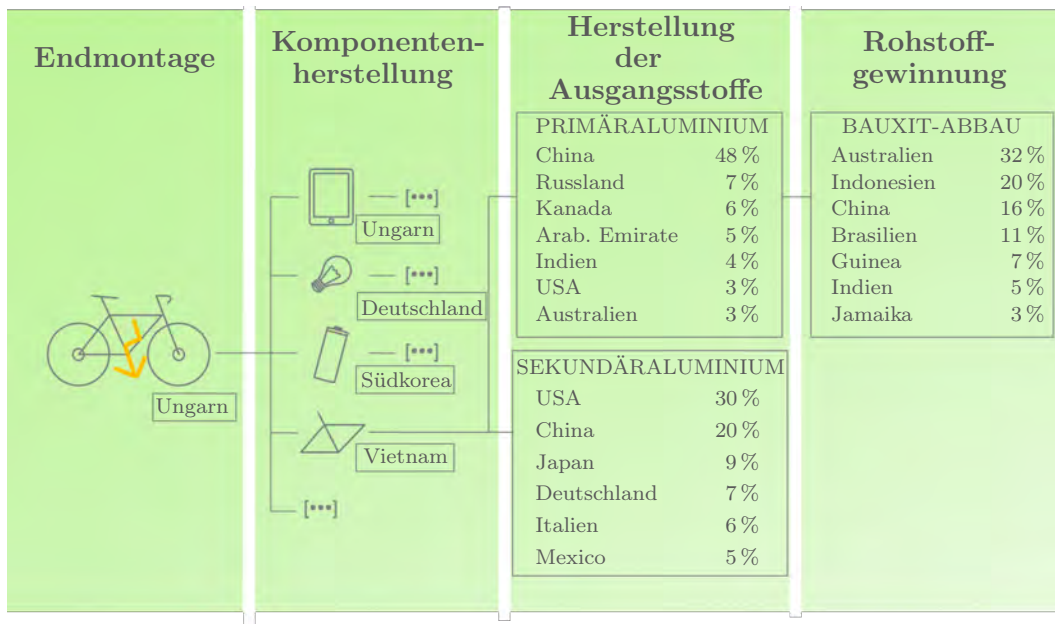


Abbildung 6.4: Schematische Darstellung eines Teils der Prozesskette

### 6.2.3 Materialportfolio des Untersuchungsobjektes

Ergänzend zu den in der Prozesskette dargestellten Informationen, weist das Materialportfolio die Gewichte und relativen Material- und Komponentenanteile des Produktsystems aus. Die Massenanteile geben in erster Linie Auskunft darüber, wie groß die Bedeutung einzelner Komponenten und Materialien für die Kritikalität ist und lassen Abschätzungen darüber zu, ob es sich um relevante Ansatzpunkte zur Systemoptimierung handeln könnte. Da die LCA-Methode die Umweltauswirkungen anhand der Masse akkumuliert, müssen die Gewichte für die Berechnung der ökologischen Dimension ohnehin erhoben werden. Über die durchschnittlichen Materialgehalte der Abbaustoffe (Erze oder Salze) und die verfahrensbedingten Ertragsquoten kann dabei außerdem die jeweilige Menge des Ausgangsmaterials abgeleitet werden, das für die Herstellung gewonnen werden muss. Zunächst wurden alle Komponenten im Hinblick auf ihre Materialzusammensetzung vollständig bestimmt und dokumentiert. Tabelle 6.1 zeigt die Komponenten, die verwendeten Werkstoffe, ihre Masse und den Anteil am Gesamtgewicht des Pedelecs. Für Stahlbauteile, Leiterplatten, LCD-Modul und die im Motor enthaltenen Neodym-Eisen-Bor-Magnete wurden die folgenden generellen Materialbestandteile in der Zusammensetzung zugrunde gelegt.

**Leiterplatten:** Die Zusammensetzung von Leiterplatten (PWB<sup>35</sup>), wie sie zum Beispiel in Akku, Motor, Display und Beleuchtung vorkommen, wurde anhand von Durchschnittswerten nach Bizzo et al. ermittelt [146]. Insgesamt sind im Produktsystem sechs Leiterplatten mit einem Gesamtgewicht von 240 g verbaut. Die Einzelmaterialien, die mit ihren Anteilen aus der genannten Quelle übernommen wurden, sind Kupfer (14,2%), Zinn

<sup>35</sup>Aus dem Englischen: Printed wiring board.

(4,79 %), Eisen (3,58 %), Zink (2,18 %), Nickel (0,41 %), Antimon (0,41 %), Aluminium (1183 ppm), Silber (317 ppm), Gold (142 ppm) und Mangan (81 ppm). Da die genaue Materialzusammensetzung für diese Komponenten nicht im Einflussbereich des Pedelec-Herstellers liegt, werden alle Leiterplatten pauschal anhand dieser Zusammensetzung bewertet und unter dem Begriff *Mikroelektronik* erfasst.

**Stahlkomponenten:** Die Komponenten und Bestandteile aus Stahl wurden durch entsprechende Anteile an Eisen (94,25 %), Nickel (1,5 %), Chrom (1 %), Mangan (0,75 %) und Molybdän (0,25 %) nach den Angaben der Deutschen Edelstahlwerke für Cr-Mo-legierten Stahl (Bezeichnung  $25CrMo4$ ) ersetzt. Die Kohlenstoffanteile wurden als unkritisch eingeschätzt und vernachlässigt [147].

**LCD-Modul:** Auf der Leiterplatte der Anzeigeeinheit ist ein LCD-Modul mit Segmentanzeige enthalten. Durch die notwendige Beschichtung mit Indium-Zinn-Oxid (ITO), muss neben den in der Leiterplatte enthaltenen Materialien das seltene Indium für die Kritikalitätsbeurteilung des Displays berücksichtigt werden [148]. Folgt man den Untersuchungsergebnissen von Böni et al., enthält ein vergleichbares Display zwischen 613 und 931 mg Indium je  $m^2$  [149]. Für das hier verbaute Display sind demnach zwischen 1,7 und 2,5 mg reines Indium notwendig.

**Neodym-Eisen-Bor-Magnet:** Für die im Motor enthaltenen NdFeB-Magnete wurden die enthaltenen Materialbestandteile ihrer Zusammensetzung den Angaben von *super-magnetic.de* entnommen. Demzufolge bestehen diese zu 65,5 % aus Eisen, 31 % Neodym, je 1 % Bor, Dysprosium und Niob, sowie 0,5 % Aluminium [150].

In den Tabellen 6.2 - 6.9 ist die Materialzusammensetzung jener Komponenten, die aus mehreren Materialien bestehen (in Tabelle 6.1 mit *Mix* bezeichnet), erfasst. Die zugehörigen Beschreibungen weisen auf komponentenspezifische Annahmen oder Abschätzungen hin, die zur Erfassung der Materialbestandteile notwendig waren.

**Akkumulator:** Beim verbauten *Powerpack 400* von Bosch handelt es sich um einen Lithium-Ionen-Akku-Pack aus 40 Einzelzellen des Formats 18650. Über die genaue Zellchemie gibt es unterschiedliche Aussagen, jedoch werden in der Elektromobilität hauptsächlich Akkuzellen mit Lithium-Nickel-Mangan-Kobaltoxid (NMC), Lithium-Nickel-Kobalt-Aluminiumoxid (NCA) und Lithium-Eisenphosphat (LFP) als Kathodenmaterial eingesetzt [43]. Zudem gibt es zahlreiche Hinweise dafür, dass die Akkumulatoren der Bosch Antriebssysteme NMC-Akkus enthalten, weshalb dies als Annahme für die nachfolgenden Betrachtungen zugrunde gelegt wird [151, 152]. Die exakte Zusammensetzung des Lithium-Ionen-Akkumulators entspricht den Ergebnissen der Untersuchungen von Buchert et al. aus dem Forschungsprojekt *Ökobilanz zum Recycling von Lithium-Ionen-*

	Material	Gewicht
Akkumulator	Graphit	577 g
	Kupfer	364 g
	Polyethylen	289 g
	Aluminium	260 g
	Fluor	221 g
	Stahl	208 g
	Kobalt	102 g
	Nickel	102 g
	Mangan	94 g
	Phosphat	65 g
	Lithium	52 g
	Schwefelsäure	47 g
	Sonstige	19 g
	PWB	6 g
$\Sigma$	<b>2406 g</b>	

Tabelle 6.2: Akkumulator



Komponente	Gewicht	Anzahl	Gewichtsanteil	Material
Motor	4312 g	1	18,7 %	Mix
Rahmen	2422 g	1	10,5 %	Aluminium
Akku	2400 g	1	10,4 %	Mix
Gabel	1977 g	1	8,6 %	Mix
Felge	725 g	2	6,3 %	Aluminium
Reifen	616 g	2	5,3 %	Mix
Gepäckträger	836 g	1	3,6 %	Aluminium
Befestigungsmaterial	800 g	1	3,5 %	Stahl
Nabe*	300 g	2	2,6 %	Aluminium
Speiche	7 g	72	2,2 %	Stahl
Zahnkranz	431 g	1	1,9 %	Stahl
Kurbel	416 g	1	1,8 %	Aluminium
Pedal	204 g	2	1,8 %	Aluminium
Sattel	400 g	1	1,7 %	Mix
Bremsscheibe	180 g	2	1,6 %	Stahl
Ständer	324 g	1	1,4 %	Aluminium
Schlauch	160 g	2	1,4 %	Gummi
Lenker	313 g	1	1,4 %	Aluminium
Vorbau	301 g	1	1,3 %	Aluminium
Sattelstütze	270 g	1	1,2 %	Aluminium
Kette	267 g	1	1,2 %	Stahl
Bremshebel	119 g	2	1,0 %	Aluminium
Schutzblech	94 g	2	0,8 %	Aluminium
Griff	88 g	2	0,8 %	Polyurethan
Schutzblechhalterung	64 g	2	0,6 %	Aluminium
Display	123 g	1	0,5 %	Mix
Bremssattel	110 g	2	0,5 %	Aluminium
Kettenschutz	90 g	1	0,4 %	Aluminium
Beleuchtung	80 g	1	0,3 %	Mix
Steuersatz	77 g	1	0,3 %	Aluminium
Ladegerät	800 g	1	-	Mix
Verpackung	6050 g	1	-	_***

\*) Für die Vorder- und Hinterradnabe wurden die Gewichte gemittelt. Der Freilauf wurde dem Befestigungsmaterial zugeordnet.

\*\*\*) Die Herstellung der Verpackung sowie das verwendete Material bleiben unberücksichtigt.

Tabelle 6.1: Einzelkomponenten des Staiger Sinus BT60



*Batterien (LithoRec)* [43], wobei das dort verwendete Edelstahlgehäuse durch ein Kunststoffgehäuse ersetzt wurde, dessen Gewicht bei der Zerlegung experimentell bestimmt werden konnte.

**Beleuchtung:** Die Beleuchtung besteht aus dem Scheinwerfer, dem im Gepäckträger integrierten Rücklicht und einem am hinteren Schutzblech befestigten Reflektor. Alle Beleuchtungseinheiten wurden abgebaut und komplett zerlegt. Sie bestehen zu rund 90 % aus Kunststoff. Die Elektroneinheiten sind mit insgesamt 14 g (inkl. Kabel und PWB) im Vergleich zum Gesamtsystem so leicht, dass sie unter *Sonstige* erfasst wurden (Tab. 6.3).

	Material	Gewicht
Licht	Polyethylen	104 g
	Sonstige	14 g
	$\Sigma$	<b>118 g</b>

Tabelle 6.3: Beleuchtung

**Display:** Das *Intuvia*-Display wiegt zusammen mit der Lenkerhalterung und den zugehörigen Kabeln 125 g. Von der etwa 17 g schweren Elektronik entfallen 13 g auf die Leiterplatte und 4 g auf die Kabel (Tab. 6.4). Die Leiterplatte, die auch das LCD-Modul trägt, wird nach dem zuvor beschriebenen Schema in ihre Materialbestandteile umgerechnet und um die ermittelte Menge an Indium ergänzt. Alle Materialien die in sehr geringen Mengen vorkommen, sind unter *Sonstige* erfasst.

	Material	Gewicht
Display	Polyethylen	108 g
	PWB	13 g
	Sonstige	4 g
	$\Sigma$	<b>125 g</b>

Tabelle 6.4: Display

**Gabel:** Die verbaute Gabel enthält neben dem Aluminiumgehäuse Stahlfedern und weitere Stahlkomponenten, die bei der Demontage entsprechend gewogen werden konnten. Schmierstoffe, Dichtungen und Kleinteile aus Kunststoff wurden nicht eigens bestimmt. Tabelle 6.5 zeigt die Aluminium- und Stahlbestandteile der Federgabel auf.

	Material	Gewicht
Gabel	Aluminium	1024, g
	Stahl	922 g
	Sonstige	31 g
	$\Sigma$	<b>1977 g</b>

Tabelle 6.5: Federgabel

**Ladegerät:** Das Akkuladenetzteil gehört zum Lieferumfang des Pedelecs und ist für seinen Betrieb unabhängig. Es wurde für die Bestimmung der Materialzusammensetzung komplett zerlegt (Abb. 6.3(b)). Stahlteile und Leiterplatte wurden wie zuvor beschrieben mit Hilfe der Durchschnittswerte aus den Recherchen bestimmt. Tabelle 6.6 zeigt ermittelten Materialbestandteile.

	Material	Gewicht
Ladegerät	Polyethylen	305 g
	PWB	174 g
	Eisen	170 g
	Kupfer	92 g
	Aluminium	51 g
	Stahl	8 g
	$\Sigma$	<b>800 g</b>

Tabelle 6.6: Ladegerät

**Motor:** Die Materialbestandteile des Elektromotors wurden anhand des verwendeten Datensatzes aus der Ecoinvent-Datenbank (*electric motor production, for electric scooter (GLO)*) ermittelt. Durch Zerlegen des Motors in seine Hauptkomponenten wurde der Datensatz zuvor verifiziert und an den des Untersuchungsobjektes angepasst. Die Zusammensetzung der Neodym-Eisen-Bor-Magnete wurde nach den vorangegangenen Angaben bestimmt und mit den resultierenden Bestandteilen in der nebenstehenden Tabelle erfasst. [150]

	Material	Gewicht
Elektromotor	Stahl	1403 g
	Aluminium	1371 g
	Kupfer	770 g
	Polyethylen	740 g
	Neodym	66 g
	Bor	2 g
	Niob	2 g
	Dysprosium	2 g
	Sonstige	25 g
	$\Sigma$	<b>4381 g</b>

Tabelle 6.7: Elektromotor

**Reifen und Schläuche:** Die Zusammensetzung der Reifen wurde anhand von Durchschnittsangaben des Herstellers festgelegt. Demnach besteht ein durchschnittlicher Fahrradreifen zu 40-60 % aus Kautschuk, zu 15-35 % aus Füllstoffen und zu 20-35 % aus weiteren Zusätzen, wie Weichmachern, Vulkanisationsmitteln oder Alterungsschutzmitteln [153]. Für die Zusammensetzung der Reifen des Untersuchungsobjektes wurden somit 123 g Zinkoxid und 123 g Silica (Siliziumdioxid), sowie 616 g Kautschuk angenommen (Tab. 6.8). Weitere Bestandteile, wie Ruß, Fette, Schwefel oder Farbstoffe sind unter *Sonstige* zusammengefasst. Die Schläuche bestehen, abgesehen vom Ventil, vollständig aus Kautschuk und sind an dieser Stelle nicht eigens tabellarisch erfasst. Während die Fertigung der Schläuche und Reifen für die ökologischen Auswirkungen durch entsprechende Datensätze der Ecoinvent-Datenbank vollständig berücksichtigt sind, können die meisten Bestandteile für die übrigen Dimensionen vernachlässigt werden, wie im Abschnitt *Vernachlässigung unkritischer Stoffe* (S.82) genauer erläutert wird.

	Material	Gewicht
Reifen	Kautschuk	616 g
	Zinkoxid	123 g
	Siliziumdioxid	123 g
	Sonstige	369 g
	$\Sigma$	<b>1232 g</b>

Tabelle 6.8: Reifen

**Sattel:** Der Sattel besteht aus den beiden Hauptmaterialien Polyurethan-Schaum und dem Stahl des Befestigungsbügels (Tab. 6.9). Die Gewichte wurden durch Demontage, Zerlegen und Verwiegen bestimmt, wobei der Bezug der Sitzfläche, sowie kleinere Kunststoffteile vernachlässigt wurden.

	Material	Gewicht
Sattel	Polyurethan	301 g
	Stahl	102 g
	$\Sigma$	<b>403 g</b>

Tabelle 6.9: Sattel

#### 6.2.4 Abschneideregeln und individuelle Ausschlusskriterien

Im ökologischen Teilbereich der Bewertung werden die Auswirkungen aller Prozesse und Materialien, die im Untersuchungsrahmen definiert sind, mit geeigneten Größen zu ab-

soluten Werten verrechnet. Im zugrunde gelegten LCI-Datensatz sind keine zusätzlichen Abschneidekriterien definiert, sodass alle ermittelten Materialanteile und Prozesse unabhängig von ihrer Bedeutung oder ihrer Anteile in die ökologische Bewertung einfließen. Komponenten, die nicht im Untersuchungsrahmen berücksichtigt wurden, sind nachfolgend benannt. Bei den Ergebniswerten der sozialen und ökonomischen Dimension handelt es sich um abstrakte Zahlenwerte, die aufgrund der bewerteten Thematik nicht über die Menge der Materialien aufgerechnet oder gemittelt werden dürfen. Insbesondere bei umfangreichen Produktsystemen mit komplexen Zulieferkomponenten ist es sinnvoll, selektive Betrachtungen vorzunehmen und Abschneidekriterien zu definieren, um den Bewertungsprozess effizient zu gestalten.

**Ausschluss von Anbauteilen und Komponenten:** Die Gewichte von Verpackung und Akkuladegerät wurden nicht im Fahrzeuggesamtgewicht berücksichtigt. Das im Lieferumfang enthaltene Rahmenschloss sowie die Handluftpumpe wurden als Sonderausstattung betrachtet und bleiben gänzlich unberücksichtigt. Flüssigkeiten und Schmierstoffe, Kunststoffhalterungen zur Kabel- oder Zugführung sowie Bremsleitungen und Schaltzüge wurden ebenfalls vernachlässigt. Einfache Befestigungsteile aus Stahl, wie Adapter-scheiben, Schrauben, Muttern und Spangen, wurden gemeinsam gewogen und unter dem Sammelbegriff *Befestigungsmaterial* erfasst (Tab. 6.1). Elektrische Leitungen sind in der Zusammensetzung der zugehörigen Elektrokomponenten registriert.

**Abschneidekriterium für Prozesse und Materialien:** Das untersuchte Produktsystem hat ein Gesamtgewicht von 23,90 kg. Das Abschneidekriterium für die separate Berücksichtigung von Prozessen und Materialien in der Ergebnisübersicht wird auf 0,1 % Gesamtgewichtsanteil festgelegt. Demzufolge werden Materialien oder Komponenten nur dann separat aufgeführt, wenn der Bedarf für das Produktsystem mindestens 2,39 g beträgt. Komponenten, die aus unterschiedlichen Materialien bestehen (in Tabelle 6.1 mit *Mix* bezeichnet), werden jedoch unabhängig davon entsprechend aller identifizierten Bestandteile bewertet. Insbesondere bei einigen Elektronikbauteilen käme es andernfalls zu einer systematischen Unterbewertung bei der sozialen Kritikalität und dem Versorgungsrisiko.

**Vernachlässigung unkritischer Stoffe:** Sofern Komponenten oder Subsysteme hinsichtlich ihres Aufbaus bzw. der Materialbestandteile nicht vom Hersteller des Produktsystems beeinflusst werden, können unkritische Bestandteile für die Bewertung frühzeitig identifiziert werden und in der Subsystembewertung und in der Ergebnisübersicht des Gesamtsystems ausgelassen werden. Auf die ökologische Bewertung hat dies keinen Einfluss, da diese nicht anhand des Materialportfolios, sondern mit Hilfe des LCI-Datensatzes berechnet wird.

Im vorliegenden Fall sind solche vernachlässigbaren Bestandteile beispielsweise die Kohlenstoffanteile in Stahlkomponenten, Fluor, Phosphat und Schwefelsäure aus der Materialzusammensetzung des Akkumulators sowie Siliziumoxid, Ruß, Fette und Farbstoffe in den Reifen und Schläuchen. Gleiches gilt für Kunststoffe, wie Polypropylen, Polyurethan oder FR4<sup>36</sup>. Eine Bewertung materialspezifischer Kritikalitätswerte für den sozialen Be-

---

<sup>36</sup>FR4 ist die Bezeichnung für einen Verbundwerkstoff aus Epoxidharz und Glasfasergewebe, das hauptsächlich als Trägermaterial für elektrische Leiterplatten eingesetzt wird. Das Material ist elektrisch nicht leitend und schwer entflammbar. [154]

reich und das Versorgungsrisiko ist bei Kunststoff nicht sinnvoll, da deren Herstellung und Verarbeitung weltweit verbreitet ist und keine bewertbaren Eigenheiten bezüglich der Arbeitsumstände aufweisen. Zudem sind sie Erzeugnisse der organischen Chemie und hinsichtlich ihrer Reichweite oder Knappheit nicht bewertbar bzw. unkritisch. Auch Kautschuk als biotischer Rohstoff (Latex) bzw. synthetischer Kautschuk als Polymer sind im Materialportfolio nicht eigens aufgeführt.

### 6.2.5 LCI-Datensatz des Untersuchungsobjektes

Obwohl mit dem Ecoinvent-Datensatz von M. Leuenberger bereits ein Datensatzmodell eines Elektrofahrrades vorhanden ist [135], wurde ein eigenes Modell mit spezifischen Daten des Untersuchungsobjektes erstellt. Dabei wurden bestehende Datensätze einzelner Produktions- und Fertigungsschritte entsprechend der ermittelten Prozesskette des Untersuchungsobjektes verknüpft. Die notwendige Identifikation der Fertigungsverfahren, Materialien und Produktionsstätten erfolgte in enger Zusammenarbeit mit dem Hersteller, sodass jede Komponente mit Hilfe dieser Informationen individuell erstellt werden konnte. Für einige Bestandteile, darunter Motor, Akkumulator und Ladegerät, wurden bestehende Datensätze ähnlicher Produkte modifiziert und kombiniert. In der Ecoinvent-Datenbank<sup>37</sup>, die für die vorliegende Arbeit in der Version 3.2 zur Anwendung kam, stehen zwei verschiedene Prozesstypen zur Auswahl, welche nachfolgend anhand ihrer Unterschiede erklärt und diskutiert werden.

**Unitprozesse:** Unitprozesse verkörpern lediglich den Gate-to-gate-Prozess. Das bedeutet, sie funktionieren als isolierter Einzelprozess innerhalb einer Lieferkette. Beispielsweise wäre bei einem Prozess zum Schneiden von Metall die Maschine, sonstige Infrastruktur und der Energieverbrauch je Kilogramm oder Schnittlänge berücksichtigt, nicht aber das Material, das geschnitten wird. Diesem Prozess müsste man durch einen vorgeschalteten Prozess Rohmaterial, wie zum Beispiel Stahl in Stangen, anliefern. Der Vorteil bei der Verwendung von Unitprozessen ist die Möglichkeit, ein Modell modular aufzubauen und dadurch eine höhere Transparenz und Flexibilität zu erhalten. Durch eine modulare Prozesskette wird genau sichtbar, welche Produktionsschritte hintereinander stattfinden und einzelne Elemente können einfach und schnell ersetzt werden. [156]

**Systemprozesse:** Systemprozesse haben einen definierten Output (Referenzfluss), dessen Herstellung meist vollumfänglich, das heißt von der Rohstoffgewinnung an, enthalten ist (Cradle-to-gate-Prozess). Bei der Verwendung solcher Prozesse sind die einzelnen Prozessbestandteile nicht ohne Weiteres identifizierbar, da Systemprozesse direkt aus Elementarflüssen zusammengesetzt sind. Je spezieller das hergestellte Produkt (Referenzfluss), desto größer ist in der Regel der Kompromiss, der hinsichtlich Datenqualität eingegangen werden muss. Systemprozesse für die Rohmaterialherstellung, wie zum Beispiel die Herstellung von Edelstahlstangen zur Weiterverarbeitung, werden dagegen als vollständig und qualitativ hochwertig eingeschätzt. [156]

---

<sup>37</sup>Ecoinvent ist eine gemeinnützige Vereinigung, die aus Instituten der *Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich* heraus gegründet wurde. Mit der Ecoinvent-Datenbank wird seit Ende der 1990er Jahre das derzeit weltweit führende System für LCI-Daten-Bereitstellung entwickelt. Sie enthält Datensätze komplexer Produkte, wie Fahrzeuge, genauso wie Prozesse zur Rohstoffgewinnung, -bereitstellung und Materialverarbeitung sowie zur Energieumwandlung. [155]

Bei der Modellierung des Pedelec-Datensatzes für diese Arbeit wurden hauptsächlich *Unitprozesse* verwendet, da diese die Identifikation kritischer Bestandteile unkompliziert zulassen. *Systemprozesse* dagegen setzen sich direkt aus Elementarflüssen zusammen, wodurch die Zugehörigkeit der Materialien und Prozesse, insbesondere bei komplexen Bestandteilen, nicht ohne Weiteres nachvollziehbar ist [156].

Neben den Prozesstypen stehen in der Ecoinvent-Datenbank insgesamt drei verschiedene Modelle mit unterschiedlichen Ansätzen zur Allokation zur Verfügung. Die Art der Allokation regelt die Prozessverknüpfung und ist entscheidend, weil beim Abbild realer Produktionsprozesse neben dem gewünschten Referenzprodukt stets Nebenprodukte und Abfälle entstehen, wodurch Materialbedarfe wiederum an unterschiedlichen Stellen im System gedeckt werden können [156]. Nachfolgend werden deshalb das *Cut-Off*-, das *APOS*- und das *Consequential*-Systemmodell anhand ihrer Annahmen zu dieser Thematik gegenübergestellt.

**Cut-Off:** Die Lasten der Erstproduktion werden vollständig der Erstnutzung zugeordnet. Materialrecycling führt zu Gutschriften beim Erstnutzer, wobei die Auswirkungen von Sammlung und Recyclingprozess als Produktionslast ebenfalls dem Erstnutzer zugerechnet werden. Es erfolgt eine Unterscheidung der Flüsse in *Nebenerzeugnisse*, *recyclingfähiges Material* und *Abfall* mit einer jeweils unterschiedlichen Handhabung im End-of-life. Für recycelbare Materialien beginnt der zweite Lebenszyklus lastenfrei mit der Anlieferung am Werkstor. Die Behandlung von Abfällen wird komplett dem Prozess der Verursachung des Abfalls zugeordnet, wobei Nebenprodukte der Recyclingprozesse abgeschnitten werden<sup>38</sup>. Nebenerzeugnisse sind all die Flüsse, die nicht den anderen beiden Kategorien angehören. Sie werden als normale Inputs gemäß der datensatzspezifischen Allokationsvorschriften behandelt. [156]<sup>39</sup>

**Allocation at the point of substitution (APOS):** Marktprozesse fungieren als Transferprozesse zwischen den Transformationsprozessen. Alle marktfähigen Güter werden diesen produzierenden Transformationsprozessen als Output zugewiesen und von dort als negativer Input zu den Märkten verlinkt. Prozesse mit den gleichen In- und Outputgrößen werden zu Aktivitäten zusammengefasst, die alle Eingangsgrößen und Emissionen enthalten. Die Allokation erfolgt an den Stellen der Wertschöpfungskette an denen es ökonomisch und physikalisch möglich ist. [156]<sup>40</sup>

**Consequential:** Das Consequential-Systemmodell bilanziert alle Nebenprodukte als Negativeingang der Transformationsprozesse, während die Referenzprodukte als Output zu den Marktprozessen verknüpft werden. Die Märkte liefern dann die geforderte Menge an Referenzprodukten, während sie inputseitig zur Gesamtheit an Produktionsprozessen des Referenzproduktes verbunden sind. Die liefernden Marktprozesse schaffen somit eine maximale Diversifikation der Herkunft von Referenzprodukten, die Berücksichtigung aller Recyclingprozesse eingeschlossen. Die Substitution von Produkten kann an jeder Stelle

---

<sup>38</sup>Werden die Schritte eines Recyclingverfahren durch die Verkettung einzelner Prozesse abgebildet und zusammengeführt, erfolgen innerhalb dieser Kette keine Abschneidungen.

<sup>39</sup>Die Informationen zu den Systemmodellen wurden teilweise auch aus dem Ecoinvent-Webinar *Webinar - Introduction to ecoinvent 3-16 April 2015*, das seit 21.04.2015 unter <https://www.youtube.com/watch?v=m-eXfCFr1n4> veröffentlicht ist, entnommen.

<sup>40</sup>vgl. Fußnote 39.

einer Prozesskette erfolgen, da das Produktsystem hierfür beliebig erweitert wird. Das Modell wird hauptsächlich zur Vorhersage zukünftiger Entwicklungen und perspektivischer Studien verwendet. [156]<sup>41</sup>

Für den erstellten Datensatz wurde das Cut-Off-Systemmodell verwendet, da es am transparentesten ist und für die Momentaufnahme der Umweltauswirkungen eines Pedelecs nach aktuellem Stand der Technik am besten geeignet ist.

Zur Verifikation des erstellten Datensatzmodells erfolgte ein Vergleich der LCA-Ergebnisse mit der in der Studie verwendeten LCA-Methode *ReCiPe Endpoint (H)*. Neben dem bereits erwähnten Pedelec-Datensatz wurde die Herstellung eines herkömmlichen Fahrrades (Ecoinvent-Datensatz) als Orientierungshilfe in den Vergleich mit aufgenommen. In den Abbildungen 6.5 und 6.6 sind die Werte für zwölf theoretisch relevante Wirkungskategorien dargestellt. Ergebnisse unterschiedlicher Wirkungskategorien dürfen dabei keinesfalls miteinander verglichen werden, da den Werten jeweils verschiedene Äquivalente zugrunde liegen. In der Angabe der Einheit wurde der Ausdruck X-Äquivalente gewählt, was zeigen soll, dass die Einheit innerhalb der Grafik nicht für alle Werte gleich ist.

Wie zu erwarten war, liegt der Fahrrad-Datensatz in seinen Auswirkungen über alle Kategorien niedriger als die beiden Pedelecs. Insbesondere bei den toxizitätsbezogenen Kategorien hebt sich der selbst modellierte LCI-Datensatz gegenüber dem von Ecoinvent etwas ab. Als Hauptverursacher hierfür können das Ladegerät, das beim Vergleichsdatsatz vernachlässigt wurde, und der Motor, dessen Aufbau im Vergleichsdatsatz nicht detailliert nachvollzogen werden kann, ausgemacht werden. Die Auswirkungen für *Ionising radiation* und *Ozone depletion* sind ebenfalls höher, da für den Sinus BT60-Datensatz 40 % Sekundäraluminium verwendet wurde, dessen Aufbereitung sich in diesen Bereichen stärker auswirkt als Primäraluminium. Die Vorteile der Verwendung von Recyclingmaterial für den Schutzbereich *Ressourcen*, sind durch die hier betrachteten Wirkungskategorien nicht wiedergegeben.

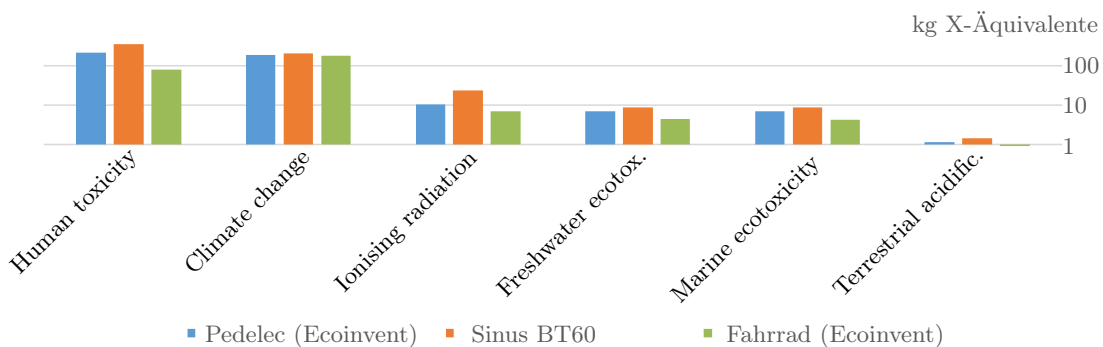


Abbildung 6.5: Ergebniswerte der relevanten Wirkungskategorien

<sup>41</sup>vgl. Fußnote 39.

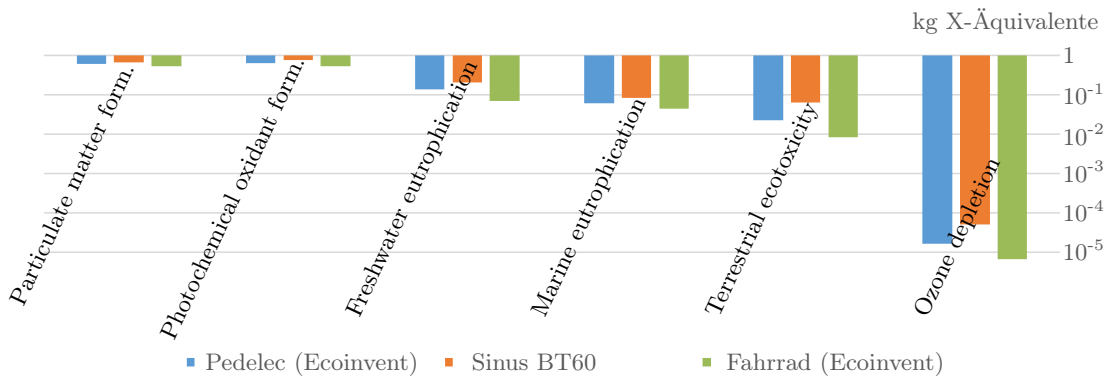


Abbildung 6.6: Ergebniswerte der nicht relevanten Wirkungskategorien

### 6.3 Ergebnisse der Kritikalitätsbewertung

Wie in der Zieldefinition für die Methode und die Durchführung dieser Untersuchung bereits festgelegt, sollen die Ergebnisse aus der Kritikalitätsbewertung als Basis zur systematischen Verbesserung der Nachhaltigkeit genutzt werden. Vor diesem Hintergrund wurde mit dem *Hotspot-Board* eigens eine Form der Ergebnisdarstellung ausgearbeitet, die für diese Anforderungen als vorteilhaft erachtet wird. Das Hotspot-Board ist eine Übersicht, die die Ergebnisse aller Prozesse der bewerteten Subphasen enthält (Abb. 6.9). Jeder der 63 Prozesse ist dort in Gestalt einer kleinen Datentabelle mit seinen wichtigsten Kenngrößen vertreten. Die enthaltenen Daten sind am Beispiel des Prozesses *Aluminium primär* in Abbildung 6.7 erläutert.

In diesem Abschnitt sind die Ergebnisse zur Kritikalität und die relevanten Informationen zu den entsprechenden Prozessen dargestellt. In Kapitel 7 werden diese Ergebnisse aufgegriffen um sie zur Produktverbesserung, insbesondere zur Steigerung der Ressourceneffizienz zu nutzen.

ALUMINIUM PRIM.			
ORT	TOP 7 (76,06 %)		Herkunftsland / TOP-Anbieter & Marktanteil
MASSE	6870,60 g		Masse je Pedelec
GEW. ANT.	29,74 %		Gewichtsanteil am Gesamtgewicht des Pedelecs
KRITIKALITÄT	Ökol.	161,39 · 10 <sup>-12</sup>	Relative Kritikalität nach Farbskala / Normierte Kritikalität je 1 kg nach Werteskala
	Soz.	158,75	
	Ökon.	19,59	

Abbildung 6.7: Beispiel einer Datentabelle aus dem Hotspot-Board

### 6.3.1 Ergebnisse der ökologischen Kritikalitätsbewertung

Der kumulierte Gesamtwert für die ökologische Kritikalität der Herstellung des Pedelecs beträgt  $3,27 \cdot 10^{-9}$  Punkte auf der mit dem Referenzjahr 2000 normierten, dimensionslosen Bewertungsskala (vgl. Abschnitt 5.2.4). Die Auswirkungen auf das Ökosystem (ED) machen insgesamt nur 5 % der ökologischen Gesamtauswirkungen aus und resultieren fast vollständig aus der Kategorie *Climate change* (Abbildung 6.8).

Da der ökologischen Kritikalitätsbewertung eine LCA-Berechnungsmethode zugrunde liegt, werden Ergebniswerte zunächst für die im Datensatz hinterlegten Mengen ausgegeben. Für die Angaben im Hotspot-Board (S. 91, Abb. 6.9) werden die ökologischen Werte aller Prozesse anschließend auf 1 kg normiert. Dadurch können in späteren Betrachtungen schnell Rückschlüsse für die Substitution oder Verlagerung von Prozessen gewonnen werden. Um mit der Normierung keine Informationen zu verlieren, was die benötigten Mengen innerhalb des Produktsystems angeht, werden im Hotspot-Board neben den Ergebnissen der drei Kritikalitätsbereiche die wichtigsten Kenngrößen der einzelnen Prozesse festgehalten. Bei einem Systemgewicht von 23,9 kg (inkl. Ladegerät) liegt der Wert der ökologischen Kritikalität des Pedelecs bei  $136,82 \cdot 10^{-12}$  Punkten je kg.

Mit Hilfe der hinterlegten Farbskala, welche die relative Kritikalität innerhalb der Systemgrenzen veranschaulicht, sind im Hotspot-Board (S. 91, Abb. 6.9) die kritischen Bestandteile sofort erkennbar. In der Phase der Rohstoffgewinnung ist der Abbau von Kassiterit, dem Ausgangsmaterial zur Herstellung von Zinn, mit  $3,32 \cdot 10^{-10}$  Punkten je kg der Prozess mit den meisten ökologischen Auswirkungen. Die Bedeutung dieses Prozesses für die ökologische Nachhaltigkeit des Pedelecs ist angesichts des geringen Zinnbedarfs von nur etwa 5 g jedoch nicht entscheidend. Der Abbau von Kupfererz und die Herstellung von Kupfererzkonzentrat dagegen ist genauer zu betrachten. Mit  $165,95 \cdot 10^{-12}$  Punkten je kg verursacht es ebenfalls vergleichsweise hohe ökologische Schäden. Für die Produktion der erforderlichen Mengen an Kobalt, Kupfer und Molybdän entsteht ein kumulierter Bedarf von gut 10 kg<sup>42</sup>, wodurch dieser Prozess als deutlich bedeutender anzusehen ist. Viele weitere Prozesse dieser Phase, wie der Abbau von Eisenerz, Lithium, Bauxit oder Manganerz, sind mit Werten um  $1 \cdot 10^{-12}$  Punkten je kg als ökologisch unkritisch zu betrachten.

In der Phase der Herstellung der Ausgangsstoffe ist die Herstellung von Molybdän mit  $20,74 \cdot 10^{-9}$  Punkten je kg der Prozess mit den größten Umweltauswirkungen. Im vorliegenden Fall wird das Molybdän ausschließlich zur Legierung von Stahl (Anteil 0,25 %) verwendet, weshalb im gesamten Pedelec nur etwa 12 g enthalten sind. Der verwendete LCI-Prozess ist ausdrücklich als repräsentativ für das hier benötigte Ferromolybdän ausgewiesen. Höhere Reinheitsgrade von Molybdän werden nur äußerst selten, zum Beispiel als Targetmaterial in Molybdänanoden für die Erzeugung von Röntgenstrahlen, benötigt. Niob kommt in den Permanentmagneten des Elektromotors vor, ist aber mit nur 2 g vergleichsweise unbedeutend. Für die ökologische Bewertung der zugehörigen Prozesse in den Phasen der Rohstoffgewinnung und der Herstellung der Ausgangsstoffe konnten keine Daten oder Datensätze gefunden werden. Die ökologischen Auswirkungen sind jedoch im Rahmen des Datensatzes zur Herstellung der NdFeB-Magnete als Teil der Produktion des Elektromotors berücksichtigt.

---

<sup>42</sup>Die Mengen wurden auf Basis der Angaben aus repräsentativen Veröffentlichungen zur Zusammensetzung der jeweiligen Ausgangsmaterialien, hier Kupferkonzentrat, errechnet [157].



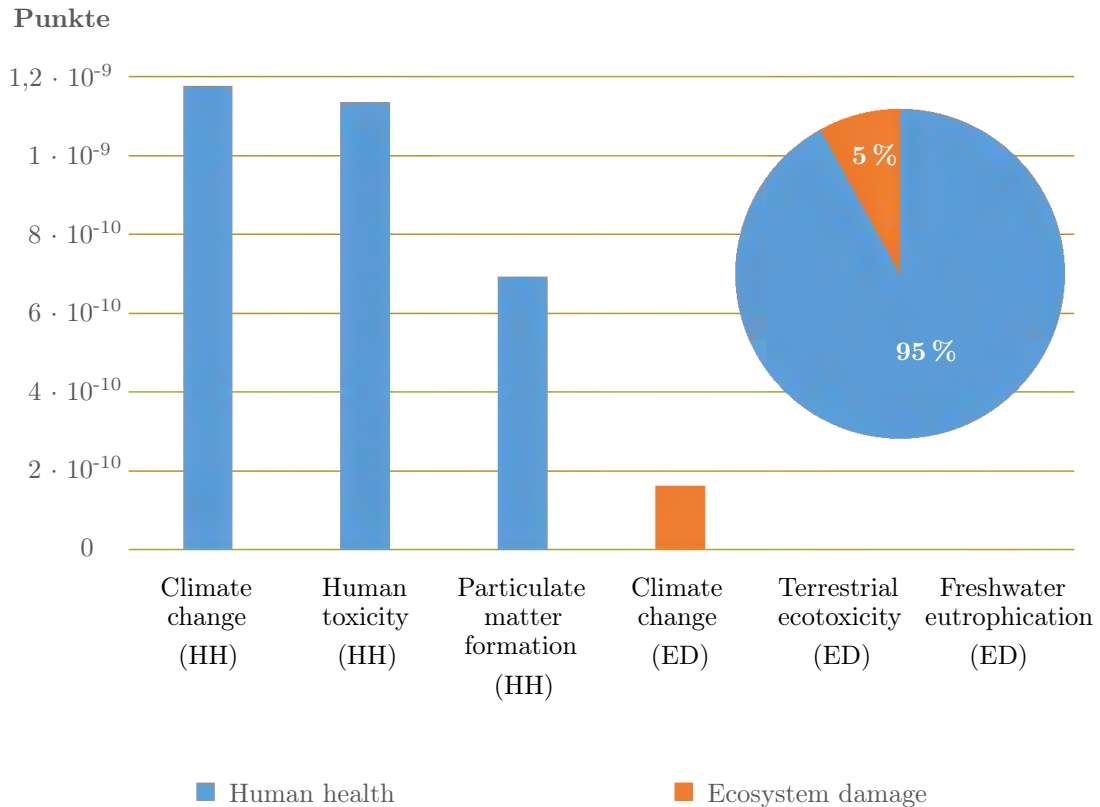


Abbildung 6.8: Ergebnisdarstellung der ökologischen Kritikalitätsbewertung

In derselben Phase kommen die Komponenten der Mikroelektronik im Produktsystem hinzu. Für diese wurde ein relativ hoher Kritikalitätswert von  $6,9 \cdot 10^{-9}$  Punkten je kg ermittelt. Verantwortlich dafür ist die Herstellung von Leiterplatten, wofür unter anderem Edelmetalle verwendet werden, die aufgrund der Säurebeständigkeit und der geringen Konzentrationen hohe ökologische Auswirkungen beim Abbau und der Weiterverarbeitung mit sich bringen.

In der Phase der Komponentenproduktion setzt sich dieser Effekt beim Ladegerät fort. Dieses besteht zu über 20 % aus Leiterplatte und mikroelektronischen Bauelementen, sodass es mit  $5,76 \cdot 10^{-10}$  Punkten je kg die höchsten ökologischen Auswirkungen in dieser Phase verursacht. Ähnlich verhält es sich mit den Komponenten Beleuchtung und Display, jedoch sind diese aufgrund des geringen Gewichtsanteils weniger bedeutsam. Der Motor ist mit einem Kupfergehalt von 770 g und dem verwendeten Seltenerdmetall Neodym (63 g) insgesamt der größte Treiber im ökologischen Teilbereich.

In der Endmontage befindet sich lediglich der Prozess des Zusammenbaus, welcher vom Hersteller in Ungarn durchgeführt wird. Das ökologische Ergebnis entspricht an dieser Stelle einer Gate-to-gate-Betrachtung für das gesamte Produktsystem.

### 6.3.2 Ergebnisse der sozialen Kritikalitätsbewertung

Die Ergebniswerte für die soziale Kritikalität sind nicht wie bei der ökologischen Bewertung vom jeweiligen Ausschnitt der Prozesskette zurück bis zur Rohstoffgewinnung, sondern nur für den isolierten Herstellungsschritt gültig. Die Begründung hierfür liegt in der zu bewertenden Thematik. Soziale Auswirkungen, wie Verstöße gegen Menschenrechte, sind nicht addierbar oder kompensierbar. Stattdessen werden sie mit den dargelegten Bewertungskriterien erfasst, nach ihrem Ausmaß quantifiziert und dem verursachenden Prozess zugeordnet.

Der Prozess mit dem höchsten Kritikalitätswert in dieser Dimension ist der Abbau von Kupfererz für die Produktion von Kobalt mit 208,29 Punkten. Etwa die Hälfte des weltweiten Abbaus findet in der DRK statt. Die genauen sozialen Umstände und Arbeitsbedingungen des betreffenden Wirtschaftssektors und der Region wurden bereits in Abschnitt 3.3.4 dieser Arbeit dargelegt. Die Produktion von Kobalt, also die Verarbeitung des geförderten Erzes zu Kobalt als Industrierohstoff, findet zu großen Teilen in China und Finnland statt, wodurch sich ein gemäßigter Wert für die Kritikalität (144,06 Punkte) errechnet. Eine hohe soziale Kritikalität weisen Prozesse auf, die hauptsächlich oder komplett in China stattfinden. Je nach Marktanteil und Wirtschaftssektor werden dabei Werte bis über 190 Punkte erreicht. Eine genauere Inspektion der im Rahmen der SHI-Berechnung zugrunde gelegten Indikatoren zeigt eine hochkritische Einschätzung der Arbeitsbedingungen, insbesondere der Arbeitszeiten, der Rechte der Arbeiter, der Bezahlung sowie der Sicherheitseinrichtungen und Maßnahmen zum Gesundheitsschutz in der Volksrepublik. Die Fertigung der Beleuchtung, welche in Deutschland stattfindet, wird im gesamten Produktsystem als am besten sozial verträglich eingestuft (21,08 Punkte). Die Herstellung des Befestigungsmaterials ist hinsichtlich seiner Herkunft nicht bestimmbar, sodass die Bewertung der Länder-Sektoren-Konstellation nicht möglich war.

In der Phase der Endmontage ist der Zusammenbau des Pedelecs als Montageprozess in Ungarn mit 80,85 Punkten eher als unkritisch zu betrachten. Soll eine Aussage über die soziale Kritikalität des gesamten Untersuchungsobjektes getroffen werden, so wird das Maximalprinzip vorgeschlagen, wonach der Wert für den Abbau kobalthaltigen Kupfererzes zu übernehmen wäre. Dieser Berechnungsmodus wird im Hotspot-Board nicht übernommen, da das Maximalprinzip rechnerisch unabhängig von den jeweiligen Mengen ist. In der Praxis stellt es dagegen sehr wohl eine Verbesserung dar, wenn kritische Materialien sparsamer eingesetzt werden.

### 6.3.3 Ergebnisse der ökonomischen Kritikalitätsbewertung

Für das Versorgungsrisiko ist es denkbar, das Maximalprinzip bereits in der Bewertung selbst zu verankern. Dafür könnten innerhalb einer abhängigen Liefer- oder Prozesskette die jeweils höchsten Werte in die nächste Phase der Herstellung übernommen werden. Nachteil bei dieser Vorgehensweise ist jedoch, dass Risikowerte in der Ergebnisdarstellung verlorengehen und für Entscheidungen an einer anderen Stelle der Prozesskette nicht zur Verfügung stehen. Für die vorliegende Untersuchung wird das Maximalprinzip für das Materialrisiko umgesetzt, was bedeutet, dass der Wert des ökonomisch kritischsten Materials übernommen wird, während das Länderrisiko für jeden Prozess nach seiner

Verortung berechnet wird. Somit sind Prozesse mit gleichem Materialbedarf anhand des Kritikalitätswertes differenzierbar, andererseits werden die Versorgungsrisiken der notwendigen Materialien in die Bewertung miteinbezogen. Damit wird die Berücksichtigung der Vorkette an dieser Stelle jedoch nicht abdingbar, da die wesentlichen Versorgungsrisiken innerhalb der Prozesskette bereits bei der Materialgewinnung oder -verarbeitung enthalten sein könnten. Für Komponenten, deren Herstellung nicht im Untersuchungsrahmen liegt, wurde eine entsprechende Materialbetrachtung der Vorkette ebenfalls durchgeführt.

In der Phase der Komponentenproduktion sind die Lieferanten und damit die Herkunftsländer für jeden Prozess (mit Ausnahme des Befestigungsmaterials<sup>43</sup>) eindeutig bestimmt worden. Der Konzentrationswert für die Länderkonzentration (berechnet durch den HHI) wird deshalb für alle Prozesse auf 1 (entspricht Monopol) berücksichtigt. Die Folge ist, dass Länderrisiken im Kritikalitätswert nicht abgemildert werden. Dies bildet die Realität insofern ab, als dass bei der kurzfristigen Betrachtung, die das Hotspot-Board widerspiegelt, der Ausfall eines festen Lieferanten ohne Ausweichmöglichkeiten auf Ersatzzulieferer unmittelbar zu einer Störung in der Versorgung führt. Demnach ist es für die Bewertung ebenso wichtig, dass dies im Fall von mehreren Zulieferern aus unterschiedlichen Ländern in der Länderkonzentration entsprechend berücksichtigt wird. Für die Akkuzellen (Format 18650) ist der hohe Marktanteil Südkoreas zusammen mit dem Materialrisiko für Kobalt für die ausgesprochen kritische Einschätzung (88,53 Punkte) dieses Prozesses verantwortlich. Für den Akku selbst steigt auf der Länderseite das Risiko durch die alleinige Abhängigkeit der Akkukonfektionierung in Ungarn, das Materialrisiko richtet sich nach dem in der Mikroelektronik verwendeten Antimon. Eine ähnliche Risikofortpflanzung lässt sich in der Prozesskette der Seltenen Erden feststellen, die von der Rohstoffgewinnung über die Produktion bis in den neodymhaltigen Elektromotor reicht. Auch für den Motor ist materialeitig das Antimon für die Kritikalitätsbewertung maßgeblich. Das Display wird anhand des hochkritischen Indiums aus dem LCD-Modul bewertet und erreicht mit 139,10 Punkten den höchsten Wert für die ökonomische Kritikalität im gesamten Produktsystem. Für die Berechnung des Versorgungsrisikos von Stahl wird Chrom zugrunde gelegt. Das etwas kritischere Molybdän ist nicht zwingend zur Stahlherstellung notwendig.

Besonders unkritisch sind die Förderung von Bauxit, die Herstellung von Silica (Siliziumdioxid) und die Versorgung mit Sekundäraluminium, die einstellige Werte für die ökonomische Kritikalität aufweisen. Im Fall von Siliziumdioxid und Bauxit sind einerseits die hohe Rohstoffverfügbarkeit und -häufigkeit, andererseits die geringen Länderkonzentrationen ausschlaggebend. Die Produktion von Sekundäraluminium findet vor allem in den Ländern statt, die auch die größten Verbraucher sind. Neben China sind dies vor allem politisch unkritisch bewertete Länder, wie Japan, Deutschland, Italien und die USA. Für die materialeitige Bewertung von Sekundärrohstoffen wurde dennoch die für die Primärproduktion notwendige Erzförderung evaluiert, da Sekundärmaterialien lediglich durch eine Wiederverwendung von Primärmaterial existieren. Alternativ wäre hier die Prozesskette der Sammlung und Verarbeitung von Altprodukten oder Schrott denkbar, jedoch müsste dabei zumindest das Maximalprinzip dazwischengeschaltet werden.

---

<sup>43</sup>Schrauben, Muttern und anderen Standarduniversalteilen wurde aufgrund der weltweit guten kurzfristigen Verfügbarkeit kein Länderrisiko (HHI=0) versehen.

## 6.4 Zusammenfassung und Diskussion

### 6.4.1 Zusammenfassung

Kapitel 6 beschreibt die Umsetzung der Kritikalitätsbewertung samt der notwendigen Schritte zur Festlegung des Untersuchungsrahmens und aller dazugehörigen Annahmen, der Datenbeschaffung sowie der Ergebnisdarstellung und -interpretation. Die Studie ist als Basis der Fahrzeugverbesserung im Einflussbereich des Pedelecherstellers angelegt. Für das Untersuchungsobjekt wurde eine Datenerhebung durchgeführt aus der ein Lebensphasenmodell, die Prozesskette der Herstellung und ein Materialportfolio resultieren. Für die Bewertung wurde ein modularer Datensatz erstellt und unter Angabe der verwendeten Software und des Datenbank-Modells sowie weiterer LCA-Simulationsparameter quantifiziert. Die Ergebnisse der Kritikalität der betrachteten Produktlebensphasen sind als Übersicht auf dem eigens dafür konzipierten Hotspot-Board umgesetzt. Es zeigt die relative Kritikalität aller drei Dimensionen für die beteiligten Prozesse der untersuchten Lebensphasen.

Neben den objektbezogenen Ergebnissen konnte so auch die Vorgehensweise und die Umsetzbarkeit zur zuvor erarbeiteten Methode dargelegt werden.

### 6.4.2 Diskussion

**Übertragbarkeit auf andere Lebensphasen:** Die Darlegung der Umsetzbarkeit wurde vorausgehend anhand der Herstellungsphasen des Untersuchungsobjektes gezeigt. Insbesondere in der Nutzungsphase und der Recyclingphase sind Details der Bewertungsverfahren aller drei Dimensionen zu diskutieren. Bei der ökologischen Bewertung mit Hilfe der LCA-Methode wird diesbezüglich auf die bereits erwähnte Problematik der Allokation hingewiesen, die sich insbesondere für die Phase des Recyclings ergibt. Die soziale Dimension funktioniert für die Bereiche Wartung und Instandhaltung (Nutzungsphase) ähnlich wie in der Herstellung. Im Bereich des Recyclings würde beispielsweise der Export von Elektroschrott nach Afrika gegenüber einer Recyclinganlage für Elektroprodukte in Belgien nach der Länder-Sektoren-Konstellation beurteilt und dementsprechend schlechter abschneiden. Das Versorgungsrisiko der ökonomischen Dimension ist hinsichtlich der Bewertung nur für die Wartung- und Instandhaltung, welche äquivalent zu den Abläufen der Produktionsphasen funktioniert, plausibel. Die Bewertung der Energieversorgung und deren Risiken in einem Wirtschaftsraum, wie sie in der Phase der Nutzung relevant wird, muss untersucht werden. Auch bei der Bewertung der Recyclingphase ist zu ermitteln, welche Risiken sich im Zusammenhang mit Recyclingprozessen im Einzelnen ergeben, und ob sich diese durch die vorgeschlagene Akkumulation von Länder- und Rohstoffrisiko quantifizieren lassen. Eine Anwendung der Methode wäre trotz der angesprochenen Umstände für alle Bereiche möglich, notwendige Annahmen sind hinsichtlich ihrer Gültigkeit für das Realsystem jedoch sorgfältig zu überprüfen.

**Berechnungsmethode des Materialrisikos:** Die Vorgehensweise der ökonomischen Kritikalitätsbewertung ist auf mineralische Rohstoffe ausgerichtet. Eine Bewertung von Kunststoffen ist damit nicht gleichsam wie für Metalle möglich, sodass deren Kritikalität sub-



Abbildung 6.9: Hotspot-Board

ktiv bestimmt werden muss. Materialsubstitutionen, die Kunststoffe beinhalten, sind im Bezug auf die ökonomische Kritikalität somit gegebenenfalls nicht vergleichbar. Im Fall des (Elektro-) Fahrrades stellt dies eine Einschränkung dar, da zum Beispiel faserverstärkte Kunststoffe ein mittlerweile gängiger Werkstoff für viele Funktionsbauteile ist.

**Untersuchungsrahmen:** Der Einflussbereich des Herstellers wird in der vorangegangenen Studie auf die Herstellungsphase und die Phase der Rohstoffbereitstellung beschränkt. Wie das Konzept der Recyclinggerechten Konstruktion jedoch zeigt, werden Recyclingprozesse und -formen maßgeblich durch den Konstruktionsprozess selbst bestimmt. Je nachdem welche Modell zur Allokation von Gutschriften aus dieser Phase gewählt werden, können Verbesserungen im Produktrecycling ebenfalls eine Steigerung der Nachhaltigkeit des Untersuchungsobjektes darstellen.

**Auswirkungen des Abschneidekriteriums:** Während sich das Abschneidekriterium nicht auf die ökologische und ökonomische Kritikalitätsbewertung auswirkt, ist dies bei der sozialen Dimension zu diskutieren. Da nur die Prozesse selbst bewertet werden, ohne dabei die Vorkette oder die Materialbestandteile zu berücksichtigen, ist die Beurteilung zur sozialen Kritikalität abhängig davon, dass die entsprechenden Prozesszusammenhänge lebensphasenübergreifend hergestellt und betrachtet werden. Prozesse, die aufgrund des Abschneidekriteriums nicht in der Ergebnisdarstellung vertreten sind, werden dabei nicht berücksichtigt. Dies ist einerseits damit zu begründen, dass der Einflussbereich des Untersuchenden jene Prozesse nicht umfasst, jedoch sind andererseits auch alternative Ansätze, wie ein Maximalprinzip, denkbar, welche die Vorkette eines Prozesses auch hinsichtlich der sozialen Kritikalität mitberücksichtigen und dafür aber andere Nachteile mit sich bringen würden.

**Hotspot-Board:** Das Hotspot-Board, das hier zur Ergebnisdarstellung der Kritikalität und zur Erleichterung der Materialauswahl im Konstruktionsprozess vorgestellt wird, ist ein potenziell äußerst wertvolles Hilfsmittel für die Konzeption von Wertstoffkreisläufen und zur Planung von Recyclingprozessen. Die Informationen über die exakten Mengenangaben von Rohstoffen und deren Kritikalitäten sind für solche Maßnahmen entscheidend. Um dieses Werkzeug weiter zu optimieren, wird empfohlen, die Form der Bindung der Materialien ebenfalls zu hinterlegen. Die so zusammengestellten Informationen könnten zukünftig in Datenbanken hinterlegt und per QR-Code auf den Produkten abrufbar sein. Somit wäre nicht nur eine transparente Form eines Ecolabels realisiert, sondern auch ein praktischer Ansatz für Recycler oder automatische Sortierverfahren geschaffen. Ein Nachteil bei der Darstellung im Hotspot-Board, wie es auf Seite 91 vorgestellt wird, sind die fehlenden Verknüpfungen der fertigungsbedingten und logistischen Abläufe. Es konnte keine Darstellungsform gefunden werden, die diese wichtigen Informationen im vorliegenden Druckformat übersichtlich aufbereitet hätte. Gerade beim Versorgungsrisiko ist es deshalb wichtig darauf zu achten, welche Prozesse sich bei der Substitution eines Prozesses in den vorausgehenden Lebensphasen ändern und welche Differenzen sich in der Kritikalität ergeben. Für eine Digitalisierung des Darstellungs- und Bewertungsmodells wird eine entsprechenden Verknüpfung und Anzeige als einfach umsetzbar eingeschätzt.

**Ergebnisse:** Eine Diskussion zur Berechnung der Ergebnisse erfolgte bereits im Anschluss an Kapitel 5. Nun sollen einige der in diesem Kapitel berechneten Ergebniswerte

hinsichtlich Plausibilität und Aussagekraft diskutiert werden.

Im Fall der ökologischen Bewertung wurden Berechnung und Datenlage in den Kapiteln 4 und 5 zusammen mit den daraus resultierenden Einschränkungen der Aussagekraft für die Ergebnisse mehrfach aufgegriffen. Da die Berechnung der ökonomischen Dimension in der Quantifizierung von der Methode nicht abweicht und LCA selbst die Referenz für ökologische Bewertungen wäre, findet keine Ergebnisverifikation anhand von Vergleichswerten statt.

Die Ergebniswerte der sozialen Dimension sind ebenso schwierig zu verifizieren wie sie zu berechnen sind. Ein vorsichtiger Vergleich einiger Werte soll im Vergleich mit der Studie von Ciroth et al. erfolgen [112]. Der Skala von 1 (unkritisch) bis 6 (höchstkritisch) bei Ciroth wird der Bereich zwischen Minimal- und Maximalwert (21,08 - 208,29 Punkte) der Ergebnisse aus dem Hotspot-Board gegenübergestellt. Für Kobalt aus dem Kongo errechnen beide Studien Werte am kritischen Ende der Skala (5,29 bzw. 208,29). Kupfer, im Falle von Ciroth ausschließlich aus Chile, erreicht 3,67 bzw. 163,57 Punkte. Zinn, bei Ciroth zu 100 % aus China, wird mit 4,60 und 170,99 Punkten bewertet und Bauxit mit 4,00 und 132,93 Punkten. Deutlich schlechter bewertet Ciroth die Produktion von Batteriezellen in Korea (4,33), während im vorliegenden Fall nur 77,80 Punkte dafür errechnet wurden.

Die Berechnungsgrundlage zur Einschätzung der Kritikalität unterscheidet sich deutlich, genauso wie die beiden Untersuchungsobjekte. Die angestellten Vergleiche können bestenfalls als Richtwert herangezogen werden.

Für die ökonomische Dimension soll die Studie *Critical raw materials for the EU* eine qualitative Benchmark liefern. Hierfür wird auf die Ergebnismatrix verwiesen, die zu Beginn von Kapitel 5 bereits aufgegriffen wurde (Abb. 5.2). Da die Abszisse die wirtschaftliche Bedeutung bewertet, ist die vertikale Achse, anhand der das Versorgungsrisiko verortet wird, für den Vergleich zu betrachten. Dem gegenüber stehen die Subphasen der *Rohstoffgewinnung* und *Herstellung der Ausgangsstoffe* der vorliegenden Bewertung, in der sich die Werte zwischen 8,54 und 88,53 bewegen. Die in Klammer angegebenen Werte sind dem Hotspot-Board entnommen. In beiden Fällen werden Spitzenplätze von den Seltenen Erden (85,28) belegt. Im mittleren Bereich befinden sich ebenfalls in beiden Studien Niob (58,63), Chrom (51,43), Lithium (42,00) und Bor (43,20) und mit einem geringen Versorgungsrisiko behaftet, sind übereinstimmend Nickel (28,78), Aluminium (12,09), Kupfer (29,79) und Silica (7,16) bewertet. Abweichungen gibt es für Bauxit (8,54), das in der Matrix ein mäßiges Risiko über dem Wert von Aluminium aufweist. Auch Graphit ist mit einer mittleren Kritikalität problematischer beurteilt als im Hotspot-Board (25,97). Die Einordnung von Kobalt liegt in der Vergleichsstudie auf gleicher Höhe mit Graphit, während in der vorliegenden Berechnung ein deutlich erhöhtes Risiko (60,15) ermittelt wurde.

Die qualitativen Vergleiche zeigen Übereinstimmungen für soziale und ökonomische Kritikalität für die meisten Fälle und erlauben Rückschlüsse auf die Plausibilität der Ergebnisse dieser Studie und der zugrunde liegenden Methodik. Die bestehenden Abweichungen resultieren aus unterschiedlichen Annahmen und sind hinsichtlich ihrer Wertung zu diskutieren. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Datenlage sind genauere, quantitative Vergleiche mit Literaturwerten nicht möglich.





# 7 Ressourceneffizienzbewertung eines Elektrofahrrades

Die Nutzung der gesammelten Daten und der bis hierher gewonnenen Ergebnisse zur Verbesserung der Produktnachhaltigkeit stellt einen aus ingenieurwissenschaftlichem Blickwinkel naheliegenden und hochinteressanten Verwendungszweck dar. Dabei werden ausgesuchte Bereiche des Produktsystems anhand unterschiedlicher Betrachtungsszenarien auf ihre Optimierungspotenziale hin überprüft und beurteilt. Der Untersuchungsrahmen kann sich dabei auf eine oder mehrere Phasen des Produktlebenszyklus beziehen.

## 7.1 Definition von Ressourceneffizienz

Grundlage für die Berechnung der Ressourceneffizienz eines Produktes sind die Annahmen zur Allokation von Nutzen und Aufwand sowie die Vorschriften zur Berechnung der Ressourceneffizienz selbst. Die Problematik und Tragweite der Allokation wurde bereits in Abschnitt 4.1.2 dieser Arbeit behandelt. Wie genau die Umsetzung der Zuordnung im Einzelfall aussieht, wird in den Szenarien individuell entschieden und einzeln dargelegt. Der Begriff der Ressourceneffizienz und die Vorgehensweise zur Quantifizierung dagegen folgen einem einheitlichen Grundverständnis. Wie bereits mehrfach veröffentlicht wurde, kann der Terminus der Ressourceneffizienz mathematisch zunächst durch den Quotienten aus Wertschöpfung und Ressourcen ausgedrückt werden (Gleichung 7.1) [8, 158].

$$\text{Ressourceneffizienz} = \frac{\text{Wertschöpfung}}{\text{Ressourcen}} \quad (7.1)$$

Der Begriff der Wertschöpfung wird vor dem Hintergrund der Quantifizierung durch messbaren Nutzen ersetzt [158]. Hierfür wird üblicherweise eine produktbezogene *funktionelle Einheit (fE)*, wie zum Beispiel *Personenkilometer (Pkm)* im Fall von Verkehrsmitteln, herangezogen. Nutzen für die globale Gesellschaft hingegen wird oft durch Wohlstand ausgedrückt, der mithilfe spezieller Indikatoren gemessen wird. Auf dieser Theorie basierend wird beispielsweise in *Faktor Fünf* von Ernst Ulrich von Weizsäcker ermittelt, dass eine repräsentative Auswahl an Rohstoffen (im vorliegenden Fall ein Fass Öl, eine Tonne Eisenerz und ein Kubikmeter Wasser) fünfmal mehr Wohlstand erzeugen könnte als bislang [159].

Der Ressourcenbegriff aus dem Nenner der Gleichung 7.1 ist als Materialeinsatz zu verstehen, muss jedoch hinsichtlich der Quantifizierung vielschichtig betrachtet werden [158]. Die Bemessung der Zahlenwerte für die Rohstoffe kann grundsätzlich quantitativ, d.h. anhand ihres Gewichtes oder der Volumina, oder qualitativ, z. B. durch die Bewertung

der Kritikalität, erfolgen. Sowohl die Verwendung weniger kritischer Rohstoffe, als auch der sparsamere Einsatz, das heißt die Reduzierung der Menge bzw. Masse, führen dabei zu einer Steigerung der Ressourceneffizienz. Schwierig wird die Quantifizierung dann, wenn unterschiedliche Materialien gegeneinander ausgetauscht werden, insbesondere in der sozialen Dimension. Weder die leicht messbare Masse noch die Werte der Kritikalität dürfen dabei ohne Weiteres verrechnet werden. Die sachgerechte Vorgehensweise soll deshalb anhand des folgenden Minimalbeispiels durchgespielt werden.

In einem Produktsystem wird ein Szenario untersucht, in dem 1 g Zinn durch 4 g Ferronickel ersetzt werden, wobei der Nutzen für das System gleich bleibt. Die relative ökologische Kritikalität im Hotspot-Board bezieht sich generell auf 1 kg, sodass die Auswirkungen untereinander vergleichbar sind. Wird das Zinn durch die vierfache Menge Ferronickel ersetzt und ist der Wert der relativen Kritikalität gleichzeitig weniger als ein Viertel so groß, ergibt sich für diese Dimension eine Verbesserung der Ressourceneffizienz. Für die relativen ökologischen Kritikalitäten von Zinn ( $395,00 \cdot 10^{-12}$  Punkte) und Ferronickel ( $89,57 \cdot 10^{-12}$  Punkte) wird in Gleichung 7.2 eine Steigerung von 10,25 % berechnet.

$$\Delta RE = \frac{\text{Wertschöpfung}}{\text{Ressourcen}} - 1 = \frac{1}{\frac{4 \cdot 89,57}{1 \cdot 395,00}} - 1 = 0,1025 \quad (7.2)$$

ZINN			FERRONICKEL		
ORT		TOP 5 (70 %)	ORT		TOP 3 (67 %)
MASSE		1 g	MASSE		4 g
GEW. ANT.		–	GEW. ANT.		–
KRITIKALITÄT	Ökol.	$395,00 \cdot 10^{-12}$	KRITIKALITÄT	Ökol.	$89,57 \cdot 10^{-12}$
	Soz.	174,46		Soz.	139,18
	Ökon.	50,52		Ökon.	28,97

Abbildung 7.1: Datentabellenvergleich am Beispiel von Zinn (a) und Ferronickel (b)

Im Vergleich dazu ist es nicht zielführend, die Werte der ökonomischen Dimension gleichsam für *Ressourcen* in Formel 7.2 einzusetzen, da es sich hier um die Bemessung des Rohstoff-Versorgungsrisikos handelt. Bei dieser Dimension wird vorausgesetzt, dass alle verwendeten Materialien zur Herstellung des untersuchten Systems unabdingbar sind, weshalb einerseits die Masse für diesen Bereich unerheblich ist, andererseits das Maximalprinzip in einer Prozesskette angewendet werden muss. In einer sich bedingenden Abfolge von Einzelprozessen wird dabei das höchste Prozessrisiko für die gesamte Abfolge übernommen. Somit wird sichergestellt, dass ein dem Produktsystem hinzugefügter Prozess bereits den relevanten Wert (Maximalwert) aus all seinen notwendigen Vorprozessen trägt und direkt verglichen werden kann. Im vorliegenden Fall würde mit Ferronickel ein vergleichsweise unkritischer Prozess (28,97 Punkte) anstelle von Zinn, einem Prozess mit

mäßigem Versorgungsrisiko (50,52 Punkte), ins System eingebracht werden. Die Maßnahme ist in dieser Dimension somit als unkritisch zu bewerten bzw. zu befürworten. In der sozialen Dimension sind Vergleiche am kompliziertesten. Zunächst zeigen die Kritikalitätswerte an, wie stark ein Material oder Prozess sich in bewerteten Themenbereichen auswirkt. Darüber hinaus ist es naheliegend, dass eine mengenmäßige Einsparung sozial kritischer Materialien eine Verbesserung darstellt. Schwierigkeiten treten dann auf, wenn sich Masse und Material bzw. Prozess unterscheiden. Dies liegt einerseits an der Skala, welche positive soziale Auswirkungen nicht berücksichtigt, andererseits an der Grundsatzafrage, ob es legitim ist, eine größere Menge eines Rohstoffes mit gemäßigter sozialer Kritikalität durch eine sehr kleine Menge an Konfliktmetallen oder Hochrisikostoffen zu substituieren. Für den beschriebenen Fall wird zunächst zu einer genaueren Betrachtung geraten, welche die Berechnung und Teilergebnisse der Kritikalitätswerte in der SHDB einschließt. Gegebenenfalls kann eine Eingrenzung der Lieferanten für individuelle Fragestellungen ebenfalls ergänzende Ergebnisse liefern. In letzter Konsequenz muss jedoch der relative Kritikalitätswert entscheiden, was im Einklang mit dem übergeordneten Ideal der Nachhaltigkeit steht, kritische Materialien durch weniger kritische zu ersetzen. Nach dieser Vorgehensweise wäre die größere Menge Nickel im Beispiel aus Sicht der sozialen Dimension der Kritikalität als Substitut für Zinn ebenfalls zu befürworten.

Aufgrund der zuvor dargelegten Schwierigkeiten bei der Verrechnung von ökonomischer und sozialer Kritikalität wird empfohlen, im ersten Schritt ökologische Hotspots zu identifizieren und die Ressourceneffizienz anhand der ökologischen Kritikalität gegenüberzustellen und im zweiten Schritt die beiden übrigen Dimensionen als Randbedingungen für mögliche Maßnahmen hinzuziehen.

Anhand der nachfolgenden Szenarien werden verschiedene Ansätze zur Steigerung der Ressourceneffizienz des Untersuchungsobjektes untersucht. Gemäß Gleichung 7.1 kann dies sowohl durch Erhöhung der Wertschöpfung, also Steigerung des Nutzens, als auch durch Verringerung des Ressourceneinsatzes erfolgen.

## 7.2 Szenario 1: Substitution von Aluminium durch Stahl

Durch den modularen Aufbau des LCI-Datensatzes lassen sich die Beiträge aller Bestandteile aus der Phase der Herstellung der Ausgangsstoffe bei der Auswertung der ökologischen Dimension anzeigen. Abbildung 7.2 zeigt die anteiligen Auswirkungen der verbauten Komponenten des Pedelecs an seinen ökologischen Gesamtauswirkungen.

Wie zu erwarten war, verursachen die elektronischen Komponenten, insbesondere Motor, Ladegerät und Akkumulator mit zusammen über 50 % Anteil einen Großteil der ökologischen Auswirkungen. Von den mehr als 30 Einzelkomponenten sind sieben für ca. 80 % der ökologischen Auswirkungen verantwortlich, darunter auch einfache Konstruktionsteile, wie die Federgabel, die Felgen oder der Rahmen. 23 Komponenten tragen mit jeweils nur 1 % oder weniger zu den Auswirkungen der ökologischen Dimension bei. Da die Konzeption und Herstellung der elektrischen Subsysteme nicht im direkten Einflussbereich des Pedelec-Herstellers liegen, werden zunächst die übrigen Bauteile genauer betrachtet. Neben den elektrischen Komponenten finden sich einfachere Konstruktionsteile, die hinsichtlich ihrer Herstellungsprozesse weitgehend vergleichbar sind. Sie bestehen alle aus

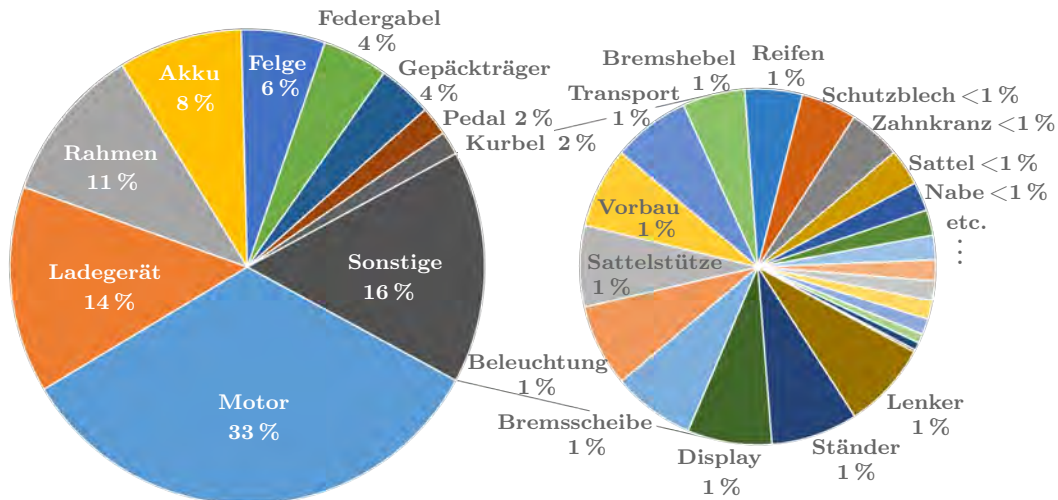


Abbildung 7.2: Auswirkung der einzelnen Komponenten in der ökologischen Dimension

Aluminium<sup>44</sup> das mithilfe einfacher Fertigungsschritte, wie Schweißen, Walzen, Schneiden, Biegen und Lackieren weiterverarbeitet wird. Genauere Auswertungen zeigen, dass der Prozess zur Herstellung des Primäraluminiums innerhalb der betreffenden Bauteile mit Abstand die meisten ökologischen Schäden verursacht und auch im Produktsystem der Einzelprozess mit dem größten Beitrag (über 20 %) zur ökologischen Kritikalität ist (Tab. 7.1).

In Szenario 1 soll deshalb das Aluminium von Rahmen und Gepäckträger, die zusammen 14,38 % der ökologischen Auswirkungen verursachen, durch Stahl ersetzt werden, um die ökologischen Auswirkungen des Pedelecs zu verbessern. Felge und Federgabel sind hierfür nicht ohne Weiteres geeignet. Felgen werden nach dem aktuellen Stand der Technik als Kasten- oder Hohlkammerfelgen fast ausschließlich aus Aluminium gefertigt, vor allem weil Stahlfelgen mit Felgenbremse bei Nässe ein Sicherheitsproblem darstellen [160]. Die Federgabel ist ein vergleichsweise komplexes Bauteil, wodurch eine Materialsubstitution unter Umständen funktionelle oder konstruktive Änderungen nach sich ziehen würde, die nicht abschätzbar sind.

Die beiden zur Modifikation ausgewählten Komponenten müssen für das Produktsystem in ihrer Funktion unverändert bleiben. Gepäckträger mit vergleichbaren Werten für die maximale Zuladung sind auf dem Markt sowohl aus Aluminium als auch aus Stahl verfügbar. Die Werte für die Masse unterscheiden sich dabei nicht wesentlich, da vom leichteren Aluminium mehr Material für eine vergleichbare Konstruktion notwendig ist, als vom duktileren Stahlwerkstoff [161]. Der Einsatz von Stahlrahmen für Fahrräder erlebt zusammen mit der Rückkehr zu einfachen Formen und Retrodesigns in den letzten Jahren in einigen Bereichen wieder mehr Zuspruch. Hersteller und Manufakteure dieser Bauteile beweisen, dass hochwertige Stahlrahmen gegenüber denen aus Aluminium hinsichtlich Funktion und Gewicht keinesfalls im Nachteil sein müssen [161, 162]. Im vorliegenden Fall sollen jedoch in Großserie produzierbare Stahlrahmen verwendet werden, die nach

<sup>44</sup>Im LCI-Datensatz wurde jeweils 60 % Primär- und 40 % Sekundäraluminium verwendet.

Einschätzung des Herstellers etwa um die Hälfte schwerer sind als ihre Pendanten aus Aluminium. Der hierdurch verursachte Gewichtsverlust von ca. 1,2kg entspricht rund 1 % des Systemgewichtes (Pedelec+Fahrer) und wird vor dem Hintergrund der elektrischen Antriebsunterstützung nicht als genereller funktioneller Nachteil eingestuft.

In Abbildung 7.3 sind die ökologischen Auswirkungen von Rahmen und Gepäckträger

Datensatz Rahmen	HH Total	ED Total	ÖKO Total
Herstellung Primäraluminium	69,64 %	48,88 %	68,60 %
Herstellung Sekundäraluminium	15,87 %	30,96 %	16,62 %
Herstellung Rohre	7,74 %	14,79 %	8,09 %
Pulverbeschichten	2,64 %	2,50 %	2,63 %
Transporte	2,55 %	1,81 %	1,51 %
Schweißen	1,57 %	1,06 %	1,54 %
Datensatz Felge	HH Total	ED Total	ÖKO Total
Herstellung Primäraluminium	77,31 %	58,41 %	76,37 %
Herstellung Sekundäraluminium	17,60 %	36,99 %	18,57 %
Zuschnitt / Walzen	3,45 %	3,24 %	3,44 %
Transporte	1,63 %	1,49 %	1,62 %
Datensatz Gepäckträger	HH Total	ED Total	ÖKO Total
Herstellung Primäraluminium	69,49 %	48,74 %	68,45 %
Herstellung Sekundäraluminium	15,82 %	30,87 %	16,57 %
Strangziehen	7,63 %	14,80 %	7,99 %
Transporte	2,54 %	1,98 %	2,51 %
Pulverbeschichten	2,26 %	2,17 %	2,26 %
Schweißen	2,26 %	1,44 %	2,22 %

Tabelle 7.1: Prozessbeiträge der Herstellung ausgewählter Komponenten

in Abhängigkeit von den verwendeten Materialien graphisch dargestellt. Die zugehörigen absoluten und relativen Werte sind in Tabelle 7.2 enthalten. Gegenüber der ausschließlichen Verwendung von Primäraluminium ergeben sich durch die Substitution mit Stahl und den zuvor beschriebenen Annahmen über 70 % und mehr als 80 % Einsparpotenzial. Die Verbesserungen gegenüber der Mischverwendung von Primär- und Sekundäraluminium ( $Al_{PRI} / Al_{SEK}=60 / 40$ ) liegen bei über 60 % und mehr als 75 %.

Abbildung 7.4 zeigt die Werte der ökologischen Kritikalität für das Pedelec mit Stahlrahmen und Stahlgepäckträger im Vergleich zum Ausgangsmodell. Bezogen auf das Produktsystem können durch die genannten Maßnahmen über 13 % der ökologischen Auswirkungen eingespart werden. Wie in Gleichung 7.3 errechnet, führen die genannten Einsparungen bei gleichbleibendem Nutzen zu einer Effizienzsteigerung  $\Delta RE$  von knapp 16 % in der ökologischen Dimension.

$$\Delta RE = \frac{\text{Wertschöpfung}}{\text{Ressourcen}} - 1 = \frac{1}{0,8624} - 1 = 0,1596 \quad (7.3)$$

Um die Maßnahme ganzheitlich zu bewerten, werden nun die Konsequenzen für die soziale und ökonomische Dimension untersucht. Hierfür eignet sich das Hotspot-Board, das die relevanten Prozesse bereits enthält (S. 91, Abb. 6.9). In der Phase der Rohstoffgewinnung werden Eisenerz und Bauxit gegenübergestellt. Es besteht die Möglichkeit, die Legierungselemente in der Betrachtung mit einzubinden, jedoch würden die Zusammensetzungen im vorliegenden Fall für beide Werkstoffe auf Annahmen beruhen.

Sowohl der soziale als auch der ökonomische Kritikalitätswert sind für die beiden Ele-

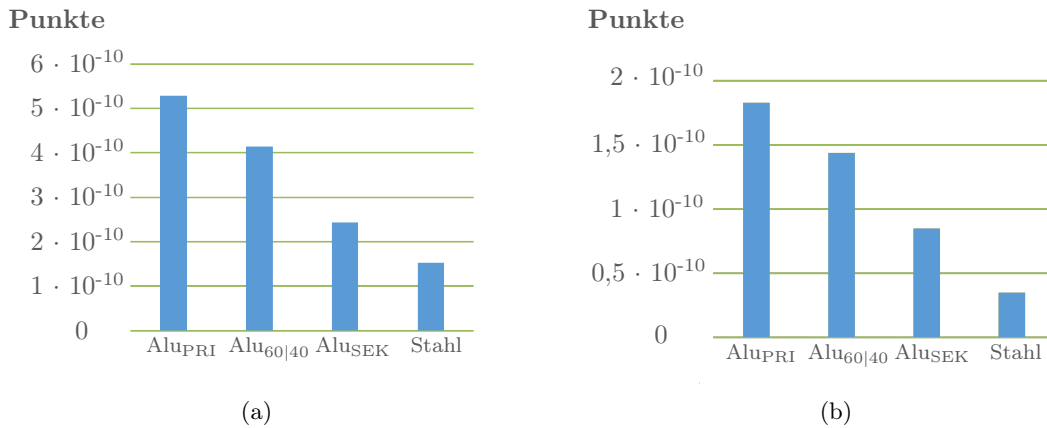


Abbildung 7.3: Ökologische Auswirkungen von Rahmen (a) und Gepäckträger (b) in Abhängigkeit vom verwendeten Werkstoff

	Rahmen		Gepäckträger	
Primäraluminium	$5,28 \cdot 10^{-10}$ Punkte	100 %	$1,83 \cdot 10^{-10}$ Punkte	100 %
AluPRI / AluSEK=60 / 40	$4,15 \cdot 10^{-10}$ Punkte	78,46 %	$1,44 \cdot 10^{-10}$ Punkte	78,53 %
Sekundäraluminium	$2,44 \cdot 10^{-10}$ Punkte	45,15 %	$0,85 \cdot 10^{-10}$ Punkte	45,32 %
Stahl	$1,53 \cdot 10^{-10}$ Punkte	29,03 %	$0,35 \cdot 10^{-10}$ Punkte	19,12 %

Tabelle 7.2: Ökologische Auswirkungen der Materialsubstitution auf Komponentenebene

mente vergleichbar. Das Versorgungsrisiko in der Phase der Rohstoffgewinnung ist mit 8,54 (Bauxit) und 11,81 (Eisenerz) Punkten als völlig unkritisch einzustufen, während der Wert der sozialen Kritikalität bei Eisenerz gegenüber Bauxit sogar von 132,93 auf 121,51 Punkte fällt. Während für den Rahmen mehr Eisen als Aluminium notwendig wird, ist die durchschnittliche Konzentration im Erz bei Eisen etwa doppelt so hoch, sodass sich in der Phase der Rohstoffgewinnung keine kritischen Auswirkungen durch die Substitution feststellen lassen.

Die Gegenüberstellung der sozialen und ökonomischen Kritikalitätswerte in der Phase der Herstellung der Ausgangsmaterialien dagegen weist deutlichere Unterschiede auf. Während die sozialen Auswirkungen vergleichbar sind, müssen für den Einsatz von Stahl erhöhte Versorgungsrisiken gegenüber Aluminium (Primär) in Kauf genommen werden (12,09 - Alu und 45,57 - Stahl). Im Vergleich zum anteilig verwendeten Sekundäralumini-

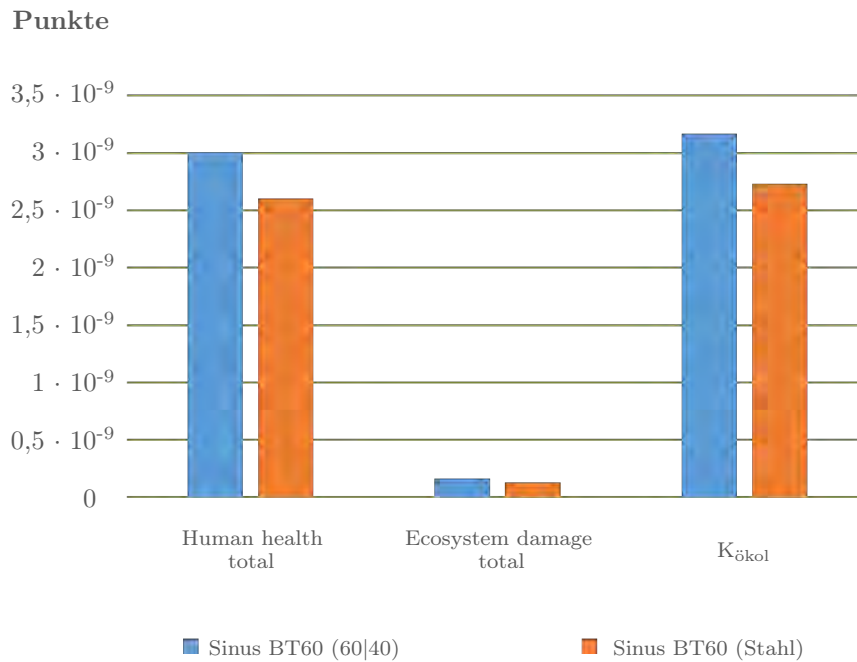


Abbildung 7.4: Ökologische Kritikalität des Gesamtsystems vor und nach der Materialsubstitution

um sind die Werte der sozialen Kritikalität sogar deutlich schlechter (91,25 und 160,54). Aus den Betrachtungen in Szenario 1 geht hervor, dass die ökologischen Einsparungen zunächst Nachteile im ökonomischen und sozialen Bereich mit sich bringen. Soll die Substitution dennoch umgesetzt werden, so sind weitere Maßnahmen erforderlich, die das Versorgungsrisiko abmildern. Ein Beispiel hierfür wäre, den Stahl von deutschen Produzenten zu beziehen oder gezielt einen bestimmten Anteil an Sekundärstahl zu verwenden. Ebenfalls denkbar ist, statt der Substitution mit Stahl den Anteil an Sekundäraluminium zu erhöhen, sofern die entsprechenden Zulieferer sich dahingehend beeinflussen lassen. Abbildung 7.3 und Tabelle 7.2 zeigen, dass dadurch über 50 % der ökologischen Auswirkungen eingespart werden können<sup>45</sup> und im Hotspot-Board ist ersichtlich, dass sowohl die sozialen als auch die ökonomischen Kritikalitätswerte geringer sind als bei Primäraluminium.

### 7.3 Szenario 2: Weiterverwendung des Akkumulators

In Szenario 2 soll die Recyclingform der Weiterverwendung (vgl. hierzu auch Abschnitt 3.4.3) am Beispiel des Akkumulators hinsichtlich der Auswirkungen auf die Ressourceneffizienz des Pedelecs untersucht werden. Aufgrund der nachfolgenden Ausführungen wird

<sup>45</sup>Hinsichtlich der Allokation beim verwendeten Cut-Off-Modell ist der zugrunde liegende Schrott unbelastet. Das bedeutet, keinerlei Auswirkungen aus der Erstproduktion werden in den Recyclingkreislauf übernommen.

davon ausgegangen, dass eine Zweitnutzung von Pedelec-Akkus in stationären Speichern sowohl von Angebots- als auch Nachfrageseite realistisch und wirtschaftlich ist. Es erfolgt der Vergleich eines herkömmlichen Akkumulators mit einem für eine Nachnutzung präparierten Akku-Pack. Die detaillierten technischen Anforderungen und notwendigen Standardisierungen für solch einen Akku werden an dieser Stelle nicht im Einzelnen diskutiert, sind aber bereits detailliert von Amrhein et al. beschrieben worden [39].

### 7.3.1 Ausgangssituation des Marktes und der Recyclingtechnologie

Der Akkumulator ist als Energiespeicher eine der Kernkomponenten bei Elektrofahrzeugen und Elektrofahrrädern. Für Elektrofahrräder liegt die geschätzte Gesamtlauflistung bei derzeit etwa 15.000 km und die Nutzungsdauer bei sechs bis sieben Jahren [10, 34]. Nach der in Abschnitt 2.1 gezeigten Entwicklung der Verkaufszahlen in Deutschland ist demnach ab dem Jahr 2017 mit einer starken Zunahme an Elektrofahrrädern, die aus dem Bestand genommen werden, zu rechnen. Ausgehend von einer Stabilisierung der Jahresabsätze bei einer Million Stück innerhalb der nächsten sieben Jahre (vgl. [163]) könnten in Deutschland ab dem Jahr 2030 jährlich bis zu 6.000 Tonnen (t) Akkus gesammelt werden [10].

Nach aktuellem Stand der Technik werden die Akkurückläufer einem Verfahren zum stofflichen Recycling zugeführt, das eine Akku-, Modul- und Zellzerlegung sowie die Kathodenseparation vorsieht. In der pyro- oder hydrometallurgischen Aufbereitung<sup>46</sup> werden so die Metalle Nickel, Kupfer und ferner Edelstahl, Aluminium und Kunststoffe zurückgewonnen. Die niedrigen Lithiumpreise verhindern bislang, dass auch erprobte Verfahren zur Rückgewinnung des Leichtmetalls großtechnisch zur Anwendung kommen [7].

Da die Abnutzung des Energiespeichers direkt für die erzielbare Reichweite des Fahrzeugs verantwortlich ist, werden Akkumulatoren in mobilen Anwendungen früher ersetzt als in stationären. Das End-of-Life-Kriterium wird bei Akkus in Elektrofahrrädern bei etwa 80 % ihrer Bemessungskapazität erreicht, während Speicher in stationären Anwendungen erst bei 60 % ihrer Restkapazität ausgemustert werden [13, 164].

Vor dem Hintergrund des Ausbaus der erneuerbaren Energien auf 80 % des Gesamtenergiemixes bis 2050, wird die Energiebereitstellung zukünftig wetter- und tagszeitabhängigen Schwankungen unterliegen [165, 166, 167]. Bei der Netzintegration der entsprechenden Energieerzeuger werden hinsichtlich der Versorgungssicherheit deshalb Lastausgleichstechnologien unterschiedlicher Charakteristika benötigt werden [167]. Lithium-Ionen-Akkumulatoren können sehr schnell zwischen Energieaufnahme und -abgabe umschalten und sind deshalb zur Reduzierung von Lastspitzen und Stabilisierung von Frequenz und Spannung im Verteilnetz interessant [168]. Die potenziellen Anwendungsfelder reichen dabei von lokalen Kleinspeichern bis hin zu dezentralen Großbatterien [169]. Für das Vollversorgungsszenario<sup>47</sup> im Jahre 2050 rechnet das Fraunhofer Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik mit einer benötigten Kapazität an Kurzzeitspeichern von 80 Gigawattstunden (GWh) bei einer Leistung von 10 Gigawatt in Deutschland [170].

---

<sup>46</sup>Die strikte Unterscheidung von pyro- und hydrometallurgischen Prozessen ist nicht immer korrekt, da moderne Anlagen, wie zum Beispiel *Umicore Val'eas<sub>TM</sub>*, beide Verfahren kombinieren [43].

<sup>47</sup>Bundesweiter Jahresstromverbrauch von 1.000 Terawattstunden (TWh) zu 100 % aus erneuerbaren Energien.



### 7.3.2 Randbedingungen und Annahmen zum Szenario

Die Weiterverwendung des Akkumulators in einem stationären Speichercluster stellt eine Erweiterung des Lebenszyklus dar (Abb. 7.5). Aus rechtlichen Gründen müssen die gebrauchten Akkumulatoren aus der Erstanwendung eine technische Prüfung durchlaufen, um defekte oder beschädigte Geräte auszusortieren und Risiken bei der Weiterverwendung auszuschließen. Die Wiederaufbereitung ist ein Prozess, in dem optische und kleinere technische Mängel beseitigt werden, sodass die Produkte, die dem Zweitmarkt zugeführt werden, vergleichbar und preislich einheitlich kalkulierbar sind. Das End-of-Life-Kriterium im zweiten Lebenszyklus hängt stark von den Anforderungen an das Speichersystem, der Rolle der einzelnen Batteriepacks sowie der genauen Umsetzung hinsichtlich der verwendeten Schaltungen und Komponenten in der Leistungselektronik ab. [39]

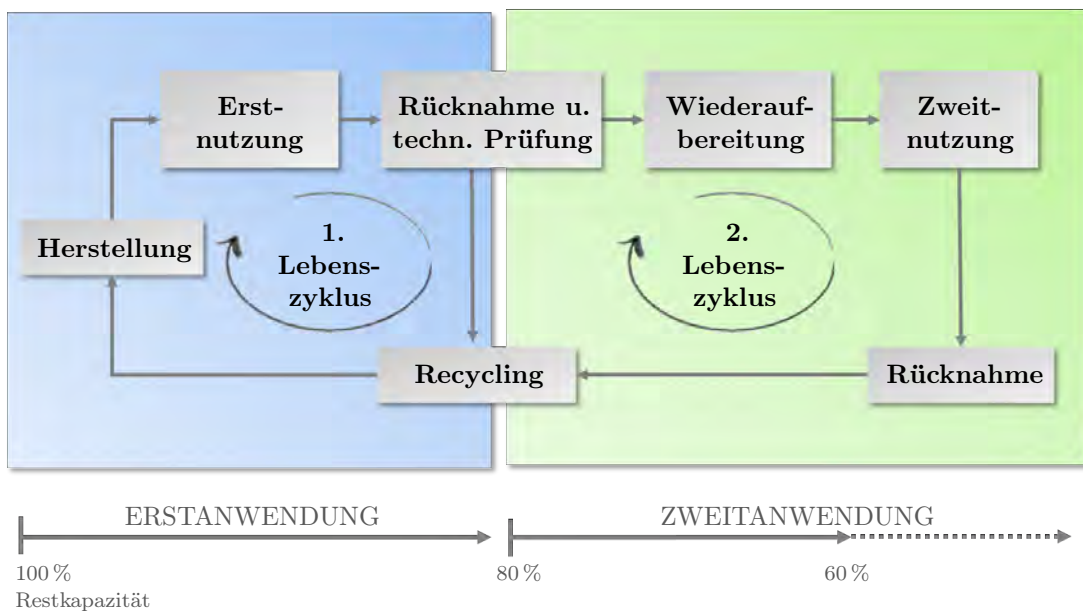


Abbildung 7.5: Erweitertes Kreislaufmodell des Pedelec-Akkumulators

Für die Berechnung der Umweltauswirkungen ist das angewandte Modell zur Allokation entscheidend. Im Fall von Recyclingformen wie der Wieder- oder Weiterverwendung, können ökobilanzielle Betrachtungen nicht ohne die Definition einer Regelung zur Zuordnung der Auswirkungen durchgeführt werden. Neben dem Cut-Off-Verfahren, das alle Auswirkungen entweder der Erst- oder der Zweitanwendung zurechnet, werden in der Literatur unter anderem die Möglichkeiten der Gleichverteilung (50:50) oder der Allokation nach Nutzungs- bzw. Abnutzungsgrad vorgeschlagen [85]. Im vorliegenden Fall soll die letztgenannte Methode zur Anwendung kommen und anhand der Abnutzung der Bemessungskapazität des Akkus umgesetzt werden.

Die Energieaufnahmekapazität stellt den Nutzen des Akkus dar. Untersuchungen von Herb Frieder zu den Alterungsmechanismen von vergleichbaren Lithium-Ionen-Akkumulatoren zeigen einen näherungsweise linearen Verlauf der Kapazitätsabnahme in Abhängigkeit

von den absolvierten Ladezyklen [171]. Die aktuellsten Aussagen für die durchschnittliche Anzahl möglicher Ladezyklen, bevor die Schwelle zum End-of-Life-Kriterium in der mobilen Anwendung erreicht wird, liegen bei rund 500 [172, 173]. Legt man diese beiden Erkenntnisse als Annahme zugrunde, verliert der Akku je 500 Ladezyklen 20 % seiner Bemessungskapazität. Der im Lebenszyklus des vorliegenden Akkupacks (400 Wh) zur Verfügung stehende Gesamtnutzen lässt sich folglich dessen als Fläche unter der Geraden der Korrelation von Restkapazität und Ladezyklen ermitteln (Gleichung 7.4). Für den Einsatz im Pedelec (Zyklus 0 bis Zyklus 500) errechnet sich so eine nutzbare Speicherkapazität von 180.000 Wh. Die nächsten 500 Zyklen (Zyklus 501 bis Zyklus 1.000) ergeben eine kumulierte Kapazität von 139.680 Wh für die Zweitanwendung in der der Akku bis zu einer Restkapazität von 60 % genutzt wird. Schaltet man die Akkus in großen Clustern parallel, sind sogar deutlich längere Nutzungsphasen denkbar, da die Gesamtanwendung in ihrer Funktion nicht von der Kapazität des schwächsten Akkus abhängig ist. Dennoch soll von einem End-of-Life-Kriterium von 60 % der Bemessungskapazität in der Zweitanwendung ausgegangen werden.

$$\int_{n_0}^{n_{EoL}} EAK(n) \, dn = \int_{n_0}^{n_{EoL}} (-0,16 \text{ Wh} \cdot n + 400 \text{ Wh}) \, dn \quad (7.4)$$

$n_0$	Erster Zyklus in der Anwendung
$n_{EoL}$	Letzter Zyklus vor Erreichen des End-of-Life-Kriteriums in der Anwendung
$EAK$	Energieaufnahmekapazität

Der Mehraufwand für den erweiterten Lebenszyklus bei der Herstellung sollte einige kleine Anpassungen in der Mikroelektronik des Akkumulators bzw. die Ergänzung einfacher Elektronikkomponenten nicht übersteigen, sodass der Zusatzaufwand als sehr gering geschätzt wird. Es ist davon auszugehen, dass die notwendigen Kommunikationseinheiten für die Nachnutzung bereits von Beginn an verbaut werden und die Akku-Packs mit den zur technischen Prüfung notwendigen Sensorsystemen bestückt sind. Die Berechnungen werden beispielhaft mit einem Mehraufwand von 5 % durchgeführt. Da sich ein solches System erst bei entsprechenden Rücklaufzahlen lohnt, werden Transporte, Sammellogistik und Infrastruktur der technischen Prüfung für den einzelnen Akku in dieser Betrachtung vernachlässigt. Eine Quote für Akkumulatoren, die für einen weiteren Einsatz in der Zweitanwendung untauglich sind, bleibt bei der Berechnung ebenfalls unberücksichtigt. [39]

### 7.3.3 Berechnungen zur Ressourceneffizienz

Verglichen mit einem herkömmlichen Akku werden nach den vorangegangenen Annahmen 105 % der Auswirkungen nach anteiliger Nutzung auf Erst- und Zweitanwendung aufgeteilt. Der Nutzen für die Erstanwendung wird durch den technisch modifizierten Akku dabei nicht verändert. Die Effizienzsteigerung der Komponente Akkumulator liegt

nach Gleichung 7.5 bei 69,14 %, was für die zuvor bewertete Herstellung des Pedelecs eine Effizienzsteigerung von 5,84 % bedeutet<sup>48</sup>.

$$\Delta RE_{Akk} = \frac{1}{1,05 \cdot \frac{180.000 \text{ Wh}}{180.000 \text{ Wh} + 139.680 \text{ Wh}}} - 1 = 0,6914 \quad (7.5)$$

### 7.3.4 Abschätzungen der Randbedingungen

Ähnlich wie bei der Substitution von Stahl durch Aluminium kommen auch in Szenario 2 zusätzliche Prozesse hinzu, die auf ihre soziale Kritikalität und ökonomischen Risiken hin untersucht werden müssen. Abbildung 7.5 zeigt hierfür *Rücknahme und technische Prüfung* sowie *Wiederaufbereitung* an. Im Falle der Versorgungsrisiken fallen diese Prozesse nicht in die Prozesskette zur Herstellung des Pedelecs und haben deshalb in der ökonomischen Dimension keinerlei Auswirkungen. Die soziale Bewertung erfolgt bekanntermaßen auf Basis der Betrachtung von Wirtschaftsraum und Wirtschaftssektor der entsprechenden Prozesse. Obwohl die Weiterverwendung zunächst eine Form des Recyclings ist, betreffen die hier betrachteten zusätzlichen Maßnahmen die Herstellung. Der zusätzliche Aufwand hierfür wird zusammen mit den bestehenden Auswirkungen der Herstellung zwischen den Anwendungen der beiden Lebenszyklen aufgeteilt. Da es sich im vorliegenden Szenario um eine Betrachtung des deutschen Marktes handelt, wird für die Überprüfung der Randbedingungen als Wirtschaftsraum die Bundesrepublik und als Wirtschaftssektor *electronic equipment* gewählt, welcher der Sektoren-Aufschlüsselung des Global Trade Analysis Projects zufolge die am besten zutreffende Auswahl aus der SHDB für die genannte Maßnahme ist [174]. Der Social Hotspot Index für die angegebene Kombination beträgt 21,08 Punkte. Die notwendigen Prozesse sind in sozialer Hinsicht somit als völlig unkritisch einzustufen.

Zu Szenario 2 ist hinzuzufügen, dass die Umsetzung nicht so einfach wie in Szenario 1 durchführbar ist. Obwohl bereits Akkumulatoren mit Sensorsystemen existieren, besteht für die Umsetzung des Zielsystems, der technischen Prüfung und der notwendigen Standardisierungen noch Bedarf an Forschung und technischer Entwicklung [39].

### 7.3.5 Weitere Ansätze zur Wiederverwendung

Wie bereits mehrfach erwähnt, liegen die elektronischen Komponenten nicht im Einflussbereich des Pedelecherstellers, weshalb Modifikationen ihres technischen Aufbaus oder der verwendeten Materialien für die Verbesserung des Pedelecs nicht untersucht werden. Ähnlich wie vorausgehend für den Akkumulator beschrieben, besteht jedoch die Möglichkeit, die Art der Nutzung oder des Recyclings dieser kritischen Komponenten zu modifizieren. Weitere Szenarien sollten die Subsysteme Motor und Ladegerät betreffen, da diese Komponenten zusammengenommen fast die Hälfte der Umweltauswirkungen verursachen und somit hinsichtlich der zu erwartenden ökologischen Einsparungen vielversprechend sind.

<sup>48</sup>Der Akkumulator verursacht 8,44 % der ökologischen Gesamtauswirkung aus dem Herstellungsprozess (vgl. Abschnitt 7.2, Abb. 7.2).

Die Motoren von Bosch beispielsweise werden nach Angaben des Herstellers für eine Maximalleistung bis 700 W ausgelegt, wodurch eine Laufleistung von 20.000 km sichergestellt wird. Vertriebs- und Leasingkonzepte, die den Glider<sup>49</sup> tauschen, während der Motor, der in seiner Leistung ohnehin gesetzlich reglementiert ist, wiederverwendet wird, würden erhebliche Einsparungen bei der Herstellung mit sich bringen, ohne dabei Einschränkungen beim Nutzen zu verursachen. Genauso könnten entsprechende Standards für die Ladestecker die Verwendung einheitlicher Ladegeräte fördern. Ähnlich wie bei Mobiltelefonen wäre dann lediglich ein Kabel im Lieferumfang eines Modells enthalten, während die Ladegeräte wiederverwendet werden könnten. Einen vielversprechenden Ansatz hierfür stellt das *EnergyBus*-Konzept dar [175].

### 7.4 Szenario 3: Das Elektrofahrrad im Verkehrsmittelvergleich

Beim Elektrofahrrad bietet es sich unter anderem an, einen Vergleich mit anderen Verkehrsmitteln anzustellen. In diesem Abschnitt soll dargelegt werden, wie eine solche Gegenüberstellung sachgerecht durchzuführen ist und welche Annahmen für Elektrofahrräder getroffen werden müssen. Eine vollumfängliche Studie zum Vergleich von Verkehrsmitteln würde den Umfang dieser Arbeit übersteigen und wird an dieser Stelle deshalb nicht ausgeführt. Zudem wurden in den vergangenen Jahren Ergebnisse verschiedener solcher Vergleiche publiziert, die an dieser Stelle diskutiert werden und eine Einschätzung des Sachverhaltes erlauben.

Auch für die Betrachtung des Pedelecs als Verkehrsmittel werden, wie schon in den beiden vorangegangenen Szenarien, Optimierungspotenziale identifiziert. Für die Einführung zum technischen Stand und dem rechtlichen Rahmen für Deutschland wird auf Kapitel 2 dieser Arbeit verwiesen.

#### 7.4.1 Randbedingungen und Annahmen

Für den Vergleich von Verkehrsmitteln wird üblicherweise die Einheit Personenkilometer (pkm) als funktionelle Einheit zugrunde gelegt [176]. Für Fahrräder und Pedelecs entspricht diese Einheit zwar den gefahrenen Kilometern, bei öffentlichen Verkehrsmitteln mit einer großen Transportkapazität hingegen ist die Unterscheidung maßgeblich.

**Herstellung:** Die Herstellungsphase wird am Beispiel des Pedelecs in Kapitel 6 dieser Arbeit genau beleuchtet und modelliert. Werden statt einer spezifischen Erhebung Datensätze aus Datenbanken verwendet, ist sehr genau auf die Datenherkunft und Qualität zu achten. Im Falle eines Vergleichs ist zudem der Betrachtungsrahmen für die Vergleichsobjekte genau zu prüfen. Ist in einer Herstellungsphase beispielsweise die Fertigungsinfrastruktur (z. B. Automobilwerk) mitberücksichtigt, muss dies bei allen Verkehrsmitteln der Fall sein, da sonst eine systematische Benachteiligung eines Vergleichsobjektes entsteht. Für Elektrofahrräder wird aufgrund der Ergebnisse aus Kapitel 6 generell empfohlen, das

---

<sup>49</sup>Begriff aus der Fahrzeugtechnik: Beschreibt das Fahrzeug ohne Antriebsstrang.

Ladegerät als Komplementärgut zum Pedelec zu betrachten und im Herstellungsprozess stets zu berücksichtigen.

**Nutzung:** Für die Nutzungsphase ist es zielführend, dieselbe Region als Ort der Verwendung festzulegen. Insbesondere bei Elektrofahrzeugen kann das entscheidend sein, da die Energie zum Laden der Batterie mit Hilfe des Strommixes des Landes, in dem das Fahrzeug betrieben wird, auszuwählen ist. Des Weiteren sind für die Nutzungsphase von Fahrzeugen die folgenden Aspekte zu definieren.

- Gesamtleistung
- Energieverbrauch / Kraftstoffverbrauch
- Aufwendungen zur Instandhaltung und Verschleiß
- Direkte und indirekte Emissionen
- Infrastrukturelle Maßnahmen

Für die Gesamtleistung von Pedelecs gibt es bisher keine Erfahrungswerte, jedoch stimmen viele Untersuchungen darin überein, dass diese mit etwa 15.000 km anzusetzen ist [34, 38]. Der Energieverbrauch wurde im Rahmen des Förderprojekts *Pedelection* mit durchschnittlich 0,73 kWh je 100 km ermittelt. Für die Aufwendungen für Instandhaltung und Verschleiß werden für den Nutzungszeitraum neun zusätzliche Ketten (Haltbarkeit ca. 1.500 km) und fünf Sätze Reifen (Haltbarkeit laut Hersteller: ca. 2.500 km) vorgeschlagen. Einige Studien setzen darüber hinaus einen materialabhängigen Verschleißfaktor an, wonach im Laufe der Nutzung beispielsweise 5 % aller Stahl- und 50 % aller Kunststoffteile ersetzt werden müssen [34, 38]. Der Verbrauch von Schmierstoffen und der Verschleiß an Bremscheiben und -belägen sind wegen der geringen Relevanz der Komponenten vernachlässigbar (vgl. Abschnitt 7.2). Aufgrund neuester Untersuchungen zur Haltbarkeit der Akkumulatoren muss für die Nutzungsphase kein Austauschakku berücksichtigt werden [172, 173]. Für die Emissionen zur Bereitstellung der elektrischen Energie können CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktoren für den jeweiligen Strommix zugrunde gelegt werden, welche in der Regel frei verfügbar sind [177]. Da beim Pedelec, dessen Motor bauartbedingt die Tretkraft des Fahrers nur unterstützt, die Antriebsenergie teilweise physisch vom Fahrer selbst aufgebracht werden muss, existieren Ansätze zur Berechnung des Mehrverbrauchs an Nahrungsmittelenergie bzw. zur Umlage der Emissionen der Nahrungsmittelproduktion je Kilokalorie (kcal) [35]. Von der Berücksichtigung abriebbedingter Emissionen, wie Stäuben an Reifen und Bremsen wird abgeraten, da sie einerseits schwer zu quantifizieren und aufgrund des Vergleichsweise geringen Fahrzeuggewichtes (ungefähr Faktor 100 ggü. Pkw) andererseits relativ unbedeutend sind. Dieselbe Empfehlung wird für infrastrukturelle Bau- und Instandhaltungsmaßnahmen ausgesprochen. Hierbei besteht die Möglichkeit, die gesamten Maßnahmen zum Bau und zur Erhaltung der Verkehrsinfrastruktur eines Betrachtungsraumes anhand der Gesamtbeförderungsleistung auf die Verkehrsmittel des Straßenpersonenverkehrs umzulegen. Da das Fahrrad jedoch nur knapp 3 % der Personenverkehrsleistung in Deutschland erbringt, ist die Vernachlässigung dieser Aufwendungen plausibel [23].

**Recycling:** Die Abbildung des Recyclings ist deutlich komplexer als die vorausgehenden Phasen, da hier nicht nur Aufwendungen sondern auch Gutschriften erfolgen sollten.

Das einfachste Beispiel hierfür ist die thermische Verwertung, bei der in Müllverbrennungsanlagen Energie zurückgewonnen wird. Für den Einsatz von Rohstoffen existiert der Ansatz, einen gewissen Verbrauch bei der Herstellung abzuziehen, der dem nicht recycelbaren Anteil oder dem Beitrag zur Dissipation entspricht. Die Aufwendungen für Sammlung und Recycling werden dem Material dabei von Beginn an angeheftet. Statt der Recyclingfähigkeit können dabei auch Durchschnittswerte für Sekundärmaterialanteile verwendet werden. Alternativ können die Prozessaufwendungen für Sammlung, Logistik, Infrastruktur und den Betrieb der Anlage sowie die zurückgewonnenen Wertstoffe als Haupt- und Nebenmaterialien in der Recyclingphase separat abgebildet und nach einem Allokationsschlüssel verrechnet werden. Viele Datensätze der Ecoinvent-Datenbank enthalten bereits den Aufwand für ihre Entsorgung und pauschale Sätze für die Materialrückgewinnung. Der Nachteil dabei ist, dass produktspezifische Recyclingverfahren und ihre Auswirkungen auf die Ressourceneffizienz so nicht separat analysiert oder verbessert werden können.

Für einen Fahrzeugvergleich wird empfohlen, die zusätzlichen Aufwendungen anhand der bereits enthaltenen Aufschläge oder pauschaler Recyclingprozesse, wie es sie für Elektroprodukte (WEEE) oder Altfahrzeuge gibt, zu berücksichtigen. In der Produktoptimierung und -entwicklung ist es im Zusammenhang mit Vorgaben für recyclinggerechte Konstruktion dagegen zielführend, das Recycling in seinen einzelnen Schritten und den In- und Outputgrößen genau zu untersuchen und abzubilden. Beispielhaft für solch eine Vorgehensweise sind die Arbeiten des Förderprojektes *Lithorec*, indem ein in Entwicklung befindliches Recyclingverfahren für Lithium-Ionen-Batterien ökobilanziell bewertet wurde [43].

Für Pedelcs wird darauf hingewiesen, dass der Akkumulator nach dem Batteriegesetz (BattG) behandelt wird und das restliche Fahrzeug nach § 1 Abs. 1 der Elektrostoffverordnung (ElektroStoffV) der Kategorie 7 (Spielzeug sowie Sport- und Freizeitgeräte) angehört und nach § 9 Abs. 4 des Gesetzes über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten (ElektroG) der Altgeräte-Sammelgruppe 5 (Haushaltskleingeräte, Beleuchtungskörper etc.) zugeordnet wird [36, 37, 40]. Hierfür existieren in den meisten Datenbanken entsprechende Datensätze.

### 7.4.2 Ergebnisse und Diskussion

Ökologische Vergleichsuntersuchungen von Verkehrsmitteln, insbesondere von Pkw, werden üblicherweise anhand der CO<sub>2</sub>-Emissionen durchgeführt. Wie im Verlauf der Arbeit dargelegt wurde, stellen so gewonnene Ergebnisse weder eine Bewertung der Nachhaltigkeit noch eine vollständige Aussage zu den Umweltauswirkungen dar. Die nachfolgenden Ergebnisse sind deshalb lediglich als Emissionseinsparpotenzial bei der Substitution von Pkw-Fahren durch ein Pedelec zu interpretieren.

In der Pedelection-Studie wird die Klimawirkung eines durchschnittlichen Pkw mit Diesel-Verbrenner von 170 g CO<sub>2</sub>-eq/pkm mit der von einem Pedelec, für die ein Wert von durchschnittlich 17,8 g CO<sub>2</sub>-eq/pkm ermittelt wurde, verglichen [10]. Im Literaturvergleich liegen die Werte für die Klimawirkung von Pedelecs zwischen 20 und 25 g CO<sub>2</sub>-eq/pkm, allerdings ermittelt mit teilweise erheblichen Abweichungen, was den Unter-

suchungsrahmen und die Annahmen zur Berechnung betreffen [33, 34, 35]. Eine eigene Auswertung mit den empfohlenen Annahmen aus Abschnitt 7.4.1 und der LCA-Methode ReCiPe-Midpoint (Hierarchist) ergab einen Wert von 25,38 g CO<sub>2</sub>-eq / pkm.

Das Umweltbundesamt stellt in *E-Rad macht mobil* für den genannten Fahrzeugvergleich 5,67 g CO<sub>2</sub>-eq / pkm (Pedelec) und 127,6 g CO<sub>2</sub>-eq / pkm<sup>50</sup> für die Klimawirkung gegenüber [13].

Bezieht man die Werte all dieser Untersuchungen ein, liegt die Klimawirkung je Personenkilometer beim Auto 5 bis 10-mal höher als beim Pedelec<sup>51</sup>.

Die hier und in den zitierten Arbeiten angestellten Fahrzeugvergleiche müssen im Hinblick auf ihren Geltungsbereich und ihre Plausibilität hinsichtlich der folgenden Punkte hinterfragt werden.

**Laufleistung:** Die Gesamtauswirkungen werden bei der Berechnung jeweils auf die funktionelle Einheit umgelegt. Der Wert wird anhand der Gesamtleistung bestimmt. Jedoch sind 15.000 km eine Laufleistung, die von den wenigsten Nutzern erreicht wird. Insbesondere dann, wenn man nur substituierende Fahrten zugrunde legen möchte, wird diese Rechnung in der Realität häufig nicht aufgehen.

**Substitution von Fahrradfahrten und Fußwegen:** Die Gegenüberstellung von Fahrten mit dem Pkw und Fahrten mit einem Pedelec ist grundsätzlich zulässig. In der Realität wird die Anschaffung eines Pedelecs jedoch unter Umständen auch dazu führen, dass Fußwege und Fahrten mit dem herkömmlichen Fahrrad ebenfalls durch das Pedelec ersetzt werden. Um die Auswirkungen der Anschaffung an sich zu ermitteln, muss demnach eine Betrachtung zur Nutzung aller Verkehrsmittel vor und nach Anschaffung des Pedelec anhand des jeweiligen Fuhrparks durchgeführt werden.

**Verschiebung von Umweltauswirkungen:** In Kapitel 4 dieser Arbeit werden verschiedene Wirkungskategorien vorgestellt, mit denen unterschiedliche ökologische Auswirkungen, wie zum Beispiel Toxizität, Versauerung, sowie Wasser- oder Luftverschmutzung bewertet werden. Wird ein Vergleich anhand nur einer Kategorie angestellt, besteht die Gefahr, dass ökologische Auswirkungen in anderen Bereichen nicht erkannt werden. Im Extremfall können kleine Verbesserungen in einigen Kategorien nur durch deutliche Verschlechterungen in anderen erreicht werden. Für den modernen Pkw als Vergleichsobjekt zum Pedelec ist dies aufgrund der großen Fahrzeugmasse und des hohen Grades der Elektrifizierung zwar nicht zu erwarten, jedoch wird insbesondere für den Vergleich von Elektroauto und Verbrennerfahrzeugen empfohlen, die Auswahl auf weitere relevante Wirkungskategorien auszuweiten [94].

---

<sup>50</sup>Die Originalangabe (191,4 g CO<sub>2</sub>-eq) bezieht sich auf gefahrene Kilometer (km) und wurde mit der durchschnittlichen Auslastung für Pkw in Deutschland von 1,5 Personen nach [23] auf Personenkilometer umgerechnet.

<sup>51</sup>Der Wert der Klimawirkung aus der Studie des Umweltbundesamtes (5,67 g CO<sub>2</sub>-eq / pkm für ein Pedelec) wird aufgrund der eigenen Untersuchungen und der übrigen Literaturwerte als nicht plausibel erachtet und wurde bei der Berechnung nicht berücksichtigt.

### 7.4.3 Optimierungspotenziale

Gerade in urbanen Bereichen und den näher gelegenen Einzugsgebieten von Städten sind Fahrräder mit einer elektrischen Tretkraftunterstützung als Alternative für einen großen Anteil an Pkw-Fahrten geeignet. Da mit Pedelecs außer der Fahrbahn auch Radwege und Parkanlagen befahren werden dürfen, sind sie im Stadtverkehr und auf Wegstrecken bis 10 km in der Regel schneller als Pkw [13]. Dem statistischen Bundesamt zu Folge, liegt knapp die Hälfte der 180 Mrd. Personenkilometer, die in Deutschland jährlich allein durch Pendler zurückgelegt werden, in diesem Entfernungsbereich (Referenzjahr 2012) [23, 178]. Eine Berechnung von Bachmann et al., in der der Verkehrsanteil des Fahrrads an diesen Wegen nur um ein Prozent gesteigert wurde, ergibt eine jährliche Einsparung von rund 0,8 Mio. Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Jahr [9].

Obwohl durch Maßnahmen, wie den *Nationalen Radverkehrsplan 2020* der Bundesregierung, eine Steigerung des Radverkehrsanteils und der positiven Auswirkungen auf Verkehr und Umwelt herbeigeführt werden soll, besteht weiterhin auch eine große Zurückhaltung für die zuvor genannte Verkehrsmittelsubstitution [9, 15]. Neben infrastrukturellen Maßnahmen muss deshalb auch das Pedelec-Konzept an sich und der rechtliche Rahmen auf Optimierungsansätze hin untersucht werden. Die generelle Leistungs- und Geschwindigkeitsbegrenzung beispielsweise lässt Pedelecfahrer im Mischverkehr zu Hindernissen werden. Vor allem bei Fahrten in Vorstadtgebiete ist eine höhere Maximalgeschwindigkeit wünschenswert. Die schnelleren S-Pedelecs können diese Nachteile nicht vollständig ausgleichen, da sie aufgrund ihrer rechtlichen Einordnung unflexibler beim Einsatz sind als Fahrräder und Pedelecs (vgl. Abschnitt 2.2). [9]

Eine technische Lösung für diese Problemstellung stellt das *Smart-Bike-Konzept* dar, das in den Jahren 2015 und 2016 an der Hochschule Aschaffenburg konzipiert und getestet wurde. Es realisiert eine mehrstufige, autonome Begrenzung der Motorunterstützung durch die Nutzung digitaler Karten und GPS-Technologie. Das Pedelec erkennt somit, ob es sich auf entsprechend freigegebenen Wegen oder in restriktierten Zonen befindet und regelt die Tretkraftunterstützung dementsprechend automatisch. Mit diesem Konzept könnte die Sicherheit in Fußgängerbereichen gegenüber herkömmlichen Pedelecs sogar noch gesteigert werden. [9]

Obwohl das beschriebene Konzept einen technischen Fortschritt hin zur einer besseren Anwendbarkeit des Pedelecs als Verkehrsmittel und Pkw-Substitut bedeutet, ist es aufgrund der Rechtslage für die Praxis derzeit nicht relevant. Durch den Eingriff in die Regelung der Leistung und Maximalgeschwindigkeit, werden die relevanten rechtlichen Hindernisse jedoch deutlich. Damit das Konzept Fuß fassen kann, muss eine Erhöhung der Leistung und der Maximalgeschwindigkeit wenigstens in bestimmten Verkehrsräumen möglich sein, ohne dabei die Vorteile des Fahrrades zu verwirken. [9]

## 7.5 Zusammenfassung und Diskussion

### 7.5.1 Zusammenfassung

Kapitel 7 beschäftigt sich mit der Thematik der Ressourceneffizienz, welche zu Beginn des Abschnitts definiert wird. Anschließend erfolgen Untersuchungen für die unterschied-



lichen Lebensphasen Herstellung, Nutzung und Recycling des Pedelecs, wofür die im Laufe der Forschungsaktivitäten zur vorliegenden Arbeit gewonnenen Daten und Erkenntnisse genutzt werden. In drei unterschiedlichen Szenarien werden sachgerechte Betrachtungen von Optimierungsansätzen zur Verbesserung des Untersuchungsobjektes vor dem Hintergrund der Nachhaltigkeit durchgeführt. In Szenario 1 wird dabei der konstruktive Ansatz der Materialsubstitution anhand eines Teilbereiches bewertet. In Szenario 2 wird das Modell einer produktbezogenen Recyclingmethode in Form der Weiterverwendung des Akkumulators untersucht und im dritten Szenario wird ein technisches Konzept zur Verbesserung des Pedelecs als Verkehrsmittels vorgestellt, welches gleichzeitig die aktuelle gesetzliche Definition in Frage stellt. Auf dieser Weise werden vielversprechende Verbesserungsansätze identifiziert, die sich an unterschiedlichen Stellen des Lebenszyklus auswirken und im Einflussbereich verschiedener Entscheidungsträger liegen.

### 7.5.2 Diskussion

**Szenario 1:** Die Anwendung der Ergebnisse, die mit der in dieser Arbeit entwickelten Methode generiert wurden, zeigt aktuell die Grenzen der Quantifizierbarkeit von Nachhaltigkeit auf. So müssen trotz der vorausgegangenen Bewertung aller drei Dimensionen in bestimmten Fällen zusätzliche selektive Betrachtungen durchgeführt werden, um zu belastbaren Ergebnissen zu gelangen. Die zuvor gewonnenen Ergebnisse können für die vorgeschlagene schrittweise Gegenüberstellung der drei Dimensionen jedoch unmittelbar eingesetzt werden. Lediglich eine Automatisierung dieser Vorgehensweise sowie eine rein objektive Aussage kann nicht mehr ohne Weiteres garantiert werden.

Bei der Überprüfung einer möglichen Substitution von Systemkomponenten muss zudem der damit einhergehende Prozessbaum mit berücksichtigt werden. Das heißt es müssen mögliche Folgen für die Herstellung, die Nutzungsphase und das Recycling antizipiert werden. Diese Bedingung ist im Zusammenhang mit der Funktionsgleichheit zu verstehen. Ergeben sich hierbei zusätzliche Vorteile gegenüber dem Ausgangszustand, sind diese zunächst quantitativ nicht erfasst.

Ein großer Vorteil der Darstellung des Hotspot-Boards kommt in Szenario 1 direkt zum tragen. So konnte bei der Betrachtung der Kritikalitätswerte mit Sekundäraluminium direkt ein weiteres mögliches Substitut gefunden werden, nachdem der angedachte Vergleich nur bedingt zu Verbesserungen führte. Dies demonstriert die hohe Anwendbarkeit und die generelle Tauglichkeit für die praktische Anwendung.

**Szenario 2:** Bei den Berechnungen der Weiterverwendung des Akkumulators wurde eine Angebots- und Nachfrageabschätzung auf Basis von Prognosen zur Technologieentwicklung zugrunde gelegt. Zudem liegt der Ressourceneffizienzberechnung in dieser Betrachtung kein Realsystem zugrunde, weshalb Quoten und Aufwendungen, die im Zusammenhang mit dem erweiterten Akku-Pack stehen, bestenfalls geschätzt oder sogar vernachlässigt wurden. Die Ergebniswerte zeigen deshalb einen unter den getroffenen Annahmen erreichbaren Maximalwert für die Verbesserung der Ressourceneffizienz an. Die technische Machbarkeit der Umsetzung der in Szenario 2 betrachteten Technologien wurde im Rahmen der Arbeiten überprüft, jedoch nicht in die Praxis überführt, sodass in diesem Zusammenhang ein Bedarf an Forschung und Entwicklung verbleibt.

Im Ergebnis wird die relative Verbesserung der Ressourceneffizienz je Akku und Pedelec

angegeben. Darüber hinaus sind jedoch auch die Potenziale zur Einsparung der gesamten Auswirkungen in einem Wirtschaftsraum interessant. Da hierfür genauere Daten über die Marktentwicklung der beiden Technologien nötig wären, wird diese Berechnung hier nicht ausgeführt.

**Szenario 3:** Beim Verkehrsmittelvergleich in Szenario 3 wird aus den zuvor dargelegten Gründen das Emissionseinsparpotenzial statt der Ressourceneffizienz im Sinne der Definition aus Abschnitt 7.1 betrachtet. Die rechtlichen Bestimmungen zu Gunsten eines Verkehrsmittels zu optimieren und entsprechende technische Konzepte für einen Gesetzesrahmen zu entwickeln, muss hierbei als Empfehlung zur Senkung der Verkehrsemissionen des entsprechenden Wirtschaftsraumes verstanden werden. Es handelt sich dabei nicht um eine direkte Verbesserung der Nachhaltigkeit des Verkehrsmittels an sich. Auch andere verkehrsmittelspezifische Verbesserungen, wie zum Beispiel ein praktikabler Wetterschutz für Pedelecs, können auf indirekte Weise einen nachhaltigen Effekt erreichen, indem sie zu Steigerungen des Anteils am Gesamtverkehrsaufkommen beitragen.

Der Einsatz der vorgestellten Technologie setzt dabei ein geeignetes Wegenetz voraus, das zudem auf digitalen Karten entsprechend klassifiziert werden muss. Die Idee dahinter ist, dass Kommunen und Städte die entsprechenden Wege identifizieren und durch Fachbereiche, wie Radfahrbüros, klassifizieren und digital kennzeichnen. Der Aufwand und Zeitrahmen hierfür wurde in den Betrachtungen von Szenario 3 vernachlässigt.

# 8 Zusammenfassung und Fazit

## 8.1 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird dargelegt, wie ein Elektrofahrrad nach wissenschaftlich aktuellem Kenntnisstand im Hinblick auf seine Nachhaltigkeit bewertet werden kann und aufgezeigt, welche Verbesserungspotenziale in den verschiedenen Produktlebensphasen identifiziert werden konnten. Die Kapitel 5, 6 und 7 beschreiben nacheinander zunächst die Konzeption einer Methode zur Bewertung der Nachhaltigkeit, die differenzierte Kritikalitätsbewertung des Untersuchungsobjektes und die Durchführung lebensphasenspezifischer Studien.

Für die Konzeption der Bewertungsmethode werden bestehende Vorgehensweisen, Kennzahlen und Datenbanken diskutiert und sachgerecht zusammengeführt. Das so entstandene Bewertungskonzept eignet sich dafür eine verwertbare Aussage zur Nachhaltigkeit zu treffen. Mit der ökologischen, sozialen und ökonomischen Kritikalität enthält es drei voneinander unabhängige Dimensionen, für welche die Ergebniswerte errechnet werden. Bei der Anwendung der erarbeiteten Methode wird zunächst die Lebensphase der Produktherstellung, die bis zur Rohstoffgewinnung zurückreicht, beurteilt. Der Fokus wurde dabei auf den Einflussbereich des Fahrzeugherstellers gelegt, sodass sich die Detailtiefe der Prozessbetrachtung der einzelnen Komponenten unterscheidet. Damit eine Vorgehensweise ohne Einbußen bei der Transparenz und der Vollständigkeit der Daten gewährleistet ist, wurden ein LCI-Datenbankmodell und die Darstellung der Ergebnisse mit Hilfe des eigens entwickelten Hotspot-Boards modular aufgebaut.

Aus den Ergebnissen geht hervor, dass die Elektrokompenten, insbesondere der Elektromotor und das Ladegerät, die Bauteile mit den höchsten Kritikalitätswerten sind und dass der Hauptwerkstoff Aluminium durch seine aufwändige Rohstoffgewinnung in Bezug auf eine mögliche Substitution und den Recyclinganteil der Produktion überdacht werden sollte. Weitere Erkenntnisse aus den im Laufe der Erstellung dieser Arbeit durchgeführten Forschungen am Untersuchungsobjekt und im Bereich der Bewertung der Nachhaltigkeit wurden zusammen mit den Ergebniswerten der Kritikalität dazu verwendet, generelle Ansätze zur Verbesserung der Nachhaltigkeit von Elektrofahrrädern aufzustellen. In der vorliegenden Arbeit werden davon drei Szenarien aus den Lebensphasen Herstellung, Recycling und Nutzung vorgestellt. Dabei wird für die Phase der Herstellung die Auswirkung der Werkstoffsubstitution von Aluminium durch Stahl untersucht. Obwohl diese unter bestimmten Umständen zu befürworten ist, erweist sich eine Erhöhung des Sekundärmaterialanteils von Aluminium dem gegenüber als noch nachhaltiger. Für die Recyclingphase wird eine Form der Weiterverwendung des Akkumulators betrachtet. Durch die Verlängerung der Nutzungsphase in einer zweiten Anwendung lässt sich eine Steigerung der Ressourceneffizienz berechnen. Auf die hierfür notwendigen technischen Weiterentwicklungen und den Forschungsbedarf wird in der darauffolgenden Diskussion hingewie-

sen. Für die Nutzungsphase erfolgt ein Verkehrsmittelvergleich mit einem herkömmlichen Pkw (Diesel) anhand des Emissionseinsparpotenzials. Als Verbesserungsansätze in diesem Szenario werden konzeptionelle und rechtliche Änderungsbedarfe aufgezeigt, welche den Anteil von Elektrofahrrädern am Gesamtverkehrsaufkommen erhöhen und damit die Einsparung von Emissionen begünstigen würden.

## 8.2 Fazit

### 8.2.1 Nachhaltigkeit von Elektrofahrrädern

Das Elektrofahrrad hat sich als Forschungsobjekt für Untersuchungen zur Nachhaltigkeit von Elektroprodukten in mehrfacher Hinsicht als interessant erwiesen. Auf der einen Seite ist es ein Beispiel dafür, wie die simple Elektrifizierung eines soliden Produktes zu einer maßgeblichen Veränderung des bisherigen Marktes führt. Die traditionellen Vorgänger, welche meist ohne Elektronik oder komplexe Bauteile wie Chips und Leiterplatten auskamen, werden dabei größtenteils verdrängt. Die Frage der Sinnhaftigkeit dieser Entwicklung muss für jedes Produkt individuell gestellt werden, wobei die Antwort zudem oft von der Art der Nutzung abhängt. Dennoch muss es gestattet sein zu hinterfragen, inwiefern beispielsweise Duschköpfe mit LED-Beleuchtung oder Bilderrahmen mit LCD-Display und Akkumulator einen tatsächlichen funktionellen Mehrwert gegenüber ihren nicht elektrischen Vertretern mit sich bringen, der die weitaus schlechtere Nachhaltigkeit rechtfertigen würde.

Im Fall der Elektrofahrräder ist dieser Effekt im Freizeit- und Sportsegment zu beobachten, welcher maßgeblich für das anhaltende Marktwachstum mitverantwortlich ist [18]. Die vornehmlich junge Käuferschicht ersetzt herkömmliche Mountainbikes durch ihre elektrifizierten Pendanten und erzeugt damit Elektroschrott ohne dass dem positive Klimaeffekte oder ein ökologischer Mehrwert gegenübergestellt werden kann. Auf der anderen Seite kann die positive Marktentwicklung dabei helfen, E-Bikes auch als Verkehrsmittel zu etablieren und die ökologisch notwendige Transformation hin zur Elektromobilität zu fördern.

Unabhängig davon müssen Produkte wie Elektrofahrräder jedoch umfassender konzipiert werden. Die Ansätze in dieser Arbeit zeigen, dass bei Herstellung, Nutzung und insbesondere nach dem Ende der Nutzungsphase keine durchdachten Recyclingkonzepte für die enthaltenen Komponenten und Rohstoffe existieren. So müssen die fast baugleichen Pedelec 25 und Pedelec 45 beispielsweise unterschiedlich entsorgt werden, weil fälschlicherweise der rechtliche Status von Fahrrad und Leichtkraftrad statt einer Übersicht der enthaltenen Wertstoffe als Entscheidungsbasis herangezogen wird.

Durch die immer größer werdende Sensibilität der Gesellschaft für Nachhaltigkeit und globale Gerechtigkeit ist es mittlerweile auch in ökonomischer Hinsicht zu überdenken, gezielt nachhaltige Produkte im Elektroniksektor anzubieten. Nachhaltige Pedelecs, für die zum Beispiel individuelle Wertstoffkreisläufe existieren, sind ein Schritt in die richtige Richtung.

### 8.2.2 Die Bewertung von Nachhaltigkeit

An mehreren Stellen dieser Arbeit wird deutlich, dass bestehende Bewertungsmethoden und Indikatoren zur Nachhaltigkeitsbewertung trotz umfassender Datenerhebungen und vielfältiger Indikatoren schnell an ihre Grenzen stoßen, was die Abbildung des Real-systems angeht. Angesichts der globalen Situation knapper werdender Ressourcen und steigenden Konsums, gilt es jedoch neben der ständigen Verbesserung von Kennzahlen und Berechnungsmodellen auch bestehende Verfahren zur Anwendung zu bringen, um Verbesserungen beim Gebrauch von Ressourcen und den Auswirkungen auf die Umwelt und den Menschen zu initiieren. Der Fokus der Anwendbarkeit und das Ziel der Integration einer nachhaltigen Produktbewertungsgröße wird neben dem Preis zukünftig eine wichtige Rolle für Produktion und Konsum spielen. Die damit einhergehende Quantifizierung der Nachhaltigkeit wird in der Industrie und der konsumierenden Gesellschaft gleichsam an Bedeutung gewinnen. Denkbare Ansätze sind Informationsaufdrucke zur Nachhaltigkeit oder zu den ökologischen Kosten, die bei der Produktpräsentation und -vermarktung ausgewiesen werden, ebenso wie Datenbanken, die eine Aufschlüsselung der enthaltenen Materialien online bereitstellen. Eine interessante aktuelle Entwicklung stellt in dieser Hinsicht das neue Umweltprogramm des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit dar, das, ähnlich wie schon die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen, einen deutlichen Änderungsbedarf im Hinblick auf eine gerechtere Welt und nachhaltigeres Wirtschaften aufzeigt. Darin werden sowohl das *zweite Preisschild* als auch das Thema *Fahrradverkehr* aufgegriffen [179]. Die Grundlage und eine mögliche Umsetzungsform stellt die Ergebnisdarstellung der Untersuchung zur Nachhaltigkeit in Form des in dieser Arbeit vorgestellten Hotspot-Boards dar. Für den End-Consumer-Bereich wäre eine weitere Zusammenfassung der Ergebniswerte anhand des Maximalprinzips und eine einfache Farbskalierung ähnlich wie bei den Energieeffizienzklassen denkbar, während sich für Recycling und Verwertung digitale Produktpässe mit den Angaben zu den enthaltenen Wertstoffen, auslesbar über RFID-Chips oder QR-Codes, eignen.



## Literaturverzeichnis

- [1] John R. MCNEILL. *Blue Planet. Die Geschichte der Umwelt im 20. Jahrhundert*. Campus Verlag GmbH. Frankfurt am Main, 2003.
- [2] Donella H. MEADOWS, Dennis L. MEADOWS, Jørgen RANDERS und William W. BEHRENS. *The Limits to growth. A report to the Club of Rome's project on the predicament of mankind*. Universe Books. New York, 1972.
- [3] Luitgard MARSCHALL, Simon MEISSNER und Claudia SCHMIDT. »Bis zur Erschöpfung - Zur Geschichte der Ausbeutung natürlicher Ressourcen«. In: *Ressourcenstrategien. Eine Einführung in den nachhaltigen Umgang mit Ressourcen*. Hrsg. von Armin RELLER, Luitgard MARSCHALL, Simon MEISSNER und Claudia SCHMIDT. Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Darmstadt, 2013.
- [4] WWF INTERNATIONAL, GLOBAL FOOTPRINT NETWORK, ZOOLOGICAL SOCIETY OF LONDON und WATER FOOTPRINT NETWORK. *Living Planet Report 2014*. Gland, 2014.
- [5] WUPPERTAL INSTITUT FÜR KLIMA, UMWELT, ENERGIE GMBH. *18 Factsheets zum Thema Mobiltelefone und Nachhaltigkeit*. BMBF-Forschungs- und Kommunikationsprojekt zur Rückgabe und Nutzung gebrauchter Handys im Rahmen des Wissenschaftsjahres 2012 – Zukunftsprojekt ERDE. Wuppertal, 2013.
- [6] Stefan GÄTH und Simon MEISSNER. »Ressourcenschonung durch innovative Recycling- und Kreislaufkonzepte«. In: *Ressourcenstrategien. Eine Einführung in den nachhaltigen Umgang mit Ressourcen*. Hrsg. von Armin RELLER, Luitgard MARSCHALL, Simon MEISSNER und Claudia SCHMIDT. Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Darmstadt, 2013.
- [7] Gerhard ANGERER, Lorenz ERDMANN, Frank MARSCHIEDER-WEIDEMANN, Michael SCHARP, Arne LÜLLMANN, Volker HANDKE und Max MARWEDE. *Rohstoffe für Zukunftstechnologien. Einfluss des branchenspezifischen Rohstoffbedarfs in rohstoffintensiven Zukunftstechnologien auf die zukünftige Rohstoffnachfrage*. Fraunhofer IRB Verlag. Stuttgart, 2009.
- [8] Andreas BLAESER-BENFER und Alexander SONNTAG. »Materialeffizienz konkret! - Nicht nur Rationalisierung, sondern auch Innovation«. In: *Ressourceneffizienz. Der Innovationstreiber von morgen*. Hrsg. von W. Axel ZEHRFELD und Ingrid VOIGT. Frankfurter Allgemeine Buch. Frankfurt am Main, 2013.
- [9] Marco BACHMANN, Sebastian AMRHEIN und Michael KALOUDIS. »Intelligente Pedelecs fördern. Ein Ansatz zur nachhaltigen Verbesserung unseres Mobilitätsverhaltens.« In: *Internationales Verkehrswesen* 68 (2016), 16–19.

- [10] Martina LIENHOP, Dirk THOMAS, Alexander BRANDIES, Claudia KÄMPER, Julius JÖHRENS und Hinrich HELMS. *Pedelecction. Verlagerungs- und Klimaeffekte durch Pedelec-Nutzung im Individualverkehr*. Endbericht. Braunschweig / Heidelberg, 2015.
- [11] PRESSE- UND INFORMATIONSAMT DER BUNDESREGIERUNG. *Nationaler Entwicklungsplan Elektromobilität der Bundesregierung*. Berlin, 2009.
- [12] Martin STRELE. *Landrad. Neue Mobilität für den Alltagsverkehr in Vorarlberg*. Endbericht. Kairos Wirkungsforschung & Entwicklung GmbH. Bregenz, 2010.
- [13] Ulrike WACHOTSCH, Andrea KOLODZIEJ, Bernhard SPECHT, Regina KOHLMAYER und Falk PETRIKOWSKI. *E-Rad macht mobil. Potenziale von Pedelecs und deren Umweltwirkung*. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau, 2014.
- [14] Ingrid HENDRIKESSEN, Luuk ENGBERS, Jeroen SCHRIJVER, Rene VAN GIJLSWIJK, Jesse WELTEVREDEN und Jaap WILTING. *Elektrisch Fietsen. Merktonderzoek en verkenning toekomstmogelijkheden*. TNO Kwaliteit van Leven. Rapport. Leiden, 2008.
- [15] BAU UND STADTENTWICKLUNG BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR (BMVBS). *Nationaler Radverkehrsplan 2020. Den Radverkehr gemeinsam weiterentwickeln*. Berlin, 2012.
- [16] EUROPÄISCHE KOMMISSION AND AD-HOC WORKING GROUP. *Critical raw materials for the EU. Report of the Ad-hoc Working Group on defining critical raw materials*. Europäische Kommission. Brüssel, 2010.
- [17] INTERNATIONAL NICKEL STUDY GROUP (INSG). »The Global E-bike Market«. In: *INSG Insight* 23 (2014).
- [18] ZWEIRAD-INDUSTRIE-VERBAND. *Zahlen - Daten - Fakten zum Deutschen E-Bike-Markt 2015*. Pressemitteilung. Berlin, 2016.
- [19] *Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung (StVZO)*. Vom 26. April 2012 (BGBl. I S. 679), zuletzt durch Artikel 2 der Verordnung vom 9. März 2015 (BGBl. I S. 243) geändert.
- [20] *Richtlinie 2002/24/EG des Europäischen Parlaments und des Rates*. In der Fassung vom 18. März 2002 über die Typgenehmigung für zweirädrige oder dreirädrige Kraftfahrzeuge und zur Aufhebung der Richtlinie 92/61/EWG des Rates.
- [21] Michael GRESSMANN und Eberhard MÜLLER. *Fachwissen E-Bike. Technik der Leicht-Elektrofahrzeuge*. Europa Lehrmittel. Haan, 2013.
- [22] Andrea HÜTTER. *Verkehr auf einen Blick*. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden, 2013.
- [23] DEUTSCHES INSTITUT FÜR WIRTSCHAFTSFORSCHUNG (DIW). *Verkehr in Zahlen 2014 / 2015*. Im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur. DVV Media Group GmbH. Hamburg, 2014.
- [24] UNITED NATIONS DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS, POPULATION DIVISION. *World Urbanization Prospects. The 2014 Revision, (ST/ESA/SER.A/366)*. New York, 2015.



- 
- [25] Stefan HAJKOWICZ, Hannah COOK und Anna LITTLEBOY. *Our Future World. Global megatrends that will change the way we live*. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO). Australia, 2012.
- [26] THE WORLDWATCH INSTITUTE. *State of the World. Our Urban Future*. W.W. Norton & Company. New York, 2007.
- [27] BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR UND INFRASTRUKTUR. *Bericht der Untersuchungskommission "Volkswagen"*. Berlin, 2016.
- [28] Wolfram JÖRSS und Volker HANDKE. *Emissionen und Maßnahmenanalyse Feinstaub 2000 - 2020*. Forschungsbericht 204 42 202/2 UBA-FB 000965. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau, 2007.
- [29] Andrea MINKOS, Ute DAUERT, Gudrun SCHÜTZE, Stefan FEIGENSPAN, Thomas HIMPEL und Susan KESSINGER. *Luftqualität 2015. Vorläufige Auswertung*. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau, 2016.
- [30] Gerd Axel AHRENS, Udo BECKER, Thomas BÖHMER, Falk RICHTER und Rico WITTMER. *Potenziale des Radverkehrs für den Klimaschutz*. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau, 2013.
- [31] INSTITUT FÜR ANGEWANDTE SOZIALWISSENSCHAFT GMBH AND DEUTSCHES ZENTRUM FÜR LUFT- UND RAUMFAHRT E.V. *Mobilität in Deutschland 2008. Struktur - Aufkommen - Emissionen - Trends*. BMVBS-Fördernummer 70.801/2006. Ergebnisbericht. Berlin / Bonn, 2010.
- [32] Rolf FRISCHKNECHT. *Umweltaspekte von Elektroautos - Ein Argumentarium*. ESU-Services Ltd. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). Uster, 2012.
- [33] Dave SHREYA. *Life Cycle Assessment of Transportation Options for Commuters*. Masterthesis. Massachusetts Institute of Technology (MIT), 2010.
- [34] Andrea DEL DUCE. *Life Cycle Assessment of conventional and electric bicycles*. Presentation at Eurobike. Friedrichshafen, 2011.
- [35] Benoît BLONDEL. *Cycle more often 2 cool down the planet*. European Cyclists' Federation. Brüssel, 2011.
- [36] *Verordnung zur Beschränkung der Verwendung gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten (Elektro- und Elektronikgeräte-Stoff-Verordnung – ElektroStoffV)*. In der Fassung vom 19. April 2013 (BGBl. I S. 1111), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 28. November 2014 (BGBl. I S. 1888).
- [37] *Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten (Elektro- und Elektronikgerätegesetz - ElektroG)*. In der Fassung vom 16. März 2005 (BGBl. I S. 762), zuletzt geändert durch Artikel 14 des Gesetzes vom 20. September 2013 (BGBl. I S. 3642).
- [38] Marianne LEUENBERGER und Rolf FRISCHKNECHT. *Life Cycle Assessment of Two Wheel Vehicles*. Bericht. ESU-Services Ltd. Uster, 2010.

- [39] Sebastian AMRHEIN, Maraike SCHNEIDER und Michael KALOUDIS. »Ein zweites Leben für den Akku. Standards für Lithium-Ionen-Batterien in Elektrofahrrädern sind aus Gründen des Umweltschutzes unausweichlich«. In: *ReSource* 29 (2016), 10–16.
- [40] *Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Batterien und Akkumulatoren (Batteriegelgesetz - BattG)*. In der Fassung vom 25. Juni 2009 (BGBl. I S. 1582), zuletzt geändert durch Artikel 4 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212).
- [41] STIFTUNG GEMEINSAMES RÜCKNAHMESYSTEM BATTERIEN. *Erfolgskontrolle 2014*. Bericht. Hamburg, 2014.
- [42] Tim GEORGI-MASCHLER, Bernd FRIEDRICH, Reiner WEYHE, Hanspeter HEEGN und Michael RUTZ. »Development of a recycling process for Li-ion batteries«. In: *Journal of Power Sources* 207 (2012), 173–182.
- [43] Matthias BUCHERT, Wolfgang JENSEITS, Cornelia MERZ und Doris SCHÜLER. *Ökobilanz zum Recycling von Lithium-Ionen-Batterien (LithoRec)*. Gefördert durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Endbericht. Darmstadt, 2009.
- [44] Gerhard ANGERER, Frank MARSCHNER-WEIDEMANN, Matthias WENDL und Martin WIETSCHER. *Lithium für Zukunftstechnologien. Nachfrage und Angebot unter besonderer Berücksichtigung der Elektromobilität*. Im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Karlsruhe, 2009.
- [45] Patrick A. WÄGER, Daniel J. LANG, Raimund BLEISCHWITZ, Christian HAGELÜKEN, Simon MEISSNER, Armin RELLER und Dominic WITTMER. *Seltene Metalle. Rohstoffe für Zukunftstechnologien*. Schweizerische Akademie der Technischen Wissenschaften. SATW Schrift Nr. 41. Zürich, 2010.
- [46] Benjamin ACHZET, Armin RELLER, Volker ZEPF, Cameron RENNIE, Morag ASHFIELD und John SIMMONS. *Materials critical to the energy industry. An introduction*. University of Augsburg, BP, ON Communication. Augsburg, 2011.
- [47] Simon MEISSNER. »Ressourcengeographie: Eine Einführung«. In: *Ressourcenstrategien. Eine Einführung in den nachhaltigen Umgang mit Ressourcen*. Hrsg. von Armin RELLER, Luitgard MARSCHALL, Simon MEISSNER und Claudia SCHMIDT. Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Darmstadt, 2013.
- [48] Walter KLÖPFFER und Birgit GRAHL. *Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. Weinheim, 2009.
- [49] Edgar G. HERTWICH, Ester VAN DER VOET und Arnold TUCKER. *Assessing the Environmental Impacts of Consumption and Production*. Report of the Working Group on the Environmental Impacts of Products and Materials to the International Panel for Sustainable Resource Management. United Nations Environment Programme. Paris, 2010.
- [50] Laura SCHNEIDER. *A comprehensive approach to model abiotic resource provision capability in the context of sustainable development*. Dissertation. TU Berlin, 2014.

- [51] Andreas JACOBS und Christoph WELLER. »Ressourcenkonflikte«. In: *Ressourcenstrategien. Eine Einführung in den nachhaltigen Umgang mit Ressourcen*. Hrsg. von Armin RELLER, Luitgard MARSCHALL, Simon MEISSNER und Claudia SCHMIDT. Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Darmstadt, 2013.
- [52] Harald ANDRULEIT, Hans Georg BABIES, Andreas BAHR, Jolanta KUS, Jürgen MESSNER und Michael SCHAUER. *Energiestudie 2012. Reserven, Ressourcen und Verfügbarkeit von Energierohstoffen*. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Hannover, 2012.
- [53] Reimund NEUGEBAUER. »Ressourceneffizient produzieren«. In: *Ressourceneffizienz. Der Innovationstreiber von morgen*. Hrsg. von W. Axel ZEHRFELD und Ingrid VOIGT. Frankfurter Allgemeine Buch. Frankfurt am Main, 2013.
- [54] Lorenz ERDMANN, Siegfried BEHRENDT und Moira FEIL. *Kritische Rohstoffe für Deutschland*. Im Auftrag der KfW Bankengruppe. Berlin, 2011.
- [55] Malte DROBE und Franziska KILLICHES. *Vorkommen und Produktion mineralischer Rohstoffe - ein Ländervergleich*. Hrsg. von BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR). Hannover, 2014.
- [56] Harald ELSNER. *Kritische Versorgungslage mit schweren Seltenen Erden. Entwicklung "Grüner Technologien" gefährdet?* Hrsg. von DEUTSCHE ROHSTOFFAGENTUR (DERA) und BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR). Commodity Top News Nr. 36. Hannover, 2011.
- [57] BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR). *Seltene Erden*. Rohstoffwirtschaftliche Steckbriefe. Hannover, 2014.
- [58] Bertrand DEMOTES-MAINARD. »Thales: Strategische Rohstoffe«. In: *Strategische Rohstoffe - Risikovorsorge*. Hrsg. von Peter KAUSCH, Martin BERTAU, Jens GUTZMER und Jörg MATSCHULLAT. Springer-Verlag. Berlin / Heidelberg, 2014.
- [59] ZEIT ONLINE, REUTERS und TST. *China beseitigt Exportschranken für Seltene Erden*. <http://www.zeit.de/wirtschaft/2015-01/china-export-seltene-erden>, abgerufen am 29.03.2016.
- [60] Ulrich FISCHER. *75 Percent Market Share for Beer, 90 Percent Market Share for Malt Beverages*. 2009. <http://www.khs.com/nc/en/press/press-articles/specialist-articles/press-release/pressrelease/75-percent-market-share-for-beer-90-percent-market-share-for-malt-beverages.html?type=98&print=1>: Dortmund, abgerufen am 28.05.2016.
- [61] AAR, DPA und REUTERS. *Notstand in Venezuela: Coca-Cola stoppt Produktion wegen Zuckermangel*. <http://www.spiegel.de/wirtschaft/unternehmen/venezuela-coca-cola-stoppt-produktion-wegen-zuckermangel-a-1093758.html>, abgerufen am 28.05.2016.
- [62] Georg ISMAR und DPA. *Mangelwaren Zucker und Wasser. Coca-Cola stoppt Produktion in Venezuela*. <http://www.n-tv.de/wirtschaft/Coca-Cola-stoppt-Produktion-in-Venezuela-article17760766.html>, abgerufen am 28.05.2016.
- [63] AUSWÄRTIGES AMT. *Beziehungen zwischen Chile und Deutschland*. [http://www.auswaertiges-amt.de/DE/Aussenpolitik/Laender/Laenderinfos/Chile/Bilateral/\\_node.html](http://www.auswaertiges-amt.de/DE/Aussenpolitik/Laender/Laenderinfos/Chile/Bilateral/_node.html), abgerufen am 17.03.2016.

- [64] U.S. GEOLOGICAL SURVEY (USGS). *Mineral commodity summaries 2016*. Virginia, 2016.
- [65] Friedrich OSTERMANN. *Anwendungstechnologie Aluminium*. Springer-Verlag, VDI-Buch. 3. Auflage. Berlin / Heidelberg, 2014.
- [66] Susanna SCHÄFER. *Soziale Auswirkungen des Bauxitabbaus im brasilianischen Regenwald im Bundesstaat Pará in Juruti*. [https://www.uni-trier.de/fileadmin/fb4/ETH/Aufsaetze/Schaefer\\\_Soziale\\\_Auswirkungen\\\_des\\\_Bauxitabbaus.pdf](https://www.uni-trier.de/fileadmin/fb4/ETH/Aufsaetze/Schaefer\_Soziale\_Auswirkungen\_des\_Bauxitabbaus.pdf), abgerufen am 12.07.2016.
- [67] ZEIT ONLINE, DPA und HEU. *Bergbau-Unglück in Brasilien. Der Rio Doce stirbt*. <http://www.zeit.de/wissen/umwelt/2015-11/bergbau-unglueck-brasilien-rio-doce>, abgerufen am 15.03.2016.
- [68] Jonathan STOCK. »Der Rest vom Paradies«. In: *Der Spiegel* (5/2015).
- [69] Daniel LINGENHÖHL. *Staudämme am Amazonas gefährden das Klima und den Regenwald*. <http://www.zeit.de/wissen/umwelt/2012-08/amazonas-staudamm-brasilien-energie>, abgerufen am 15.03.2016.
- [70] Christopher GÖKE. *Konfliktdiamanten und der Bürgerkrieg in Sierra Leone*. Institut für Politische Wissenschaft und Soziologie der Universität Bonn. Bonn, 2012.
- [71] AMNESTY INTERNATIONAL. *This is what we die for. Human rights abuses in the democratic republic of the congo power the global trade in cobalt*. AFR 62/3183/2016. London, 2016.
- [72] Armin RELLER. »Ressourcenstrategie oder die Suche nach der telluristischen Balance«. In: *Ressourcenstrategien. Eine Einführung in den nachhaltigen Umgang mit Ressourcen*. Hrsg. von Armin RELLER, Luitgard MARSCHALL, Simon MEISSNER und Claudia SCHMIDT. Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Darmstadt, 2013.
- [73] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE. *VDI 2243 - Recyclingorientierte Produktentwicklung*. Düsseldorf, 2002.
- [74] Andreas BLAESER-BENFER, Kai MORGENSTERN und Alexander SONNTAG. »Ressourceneffizienz - Situation und Handlungsfelder«. In: *Ressourceneffizienz. Der Innovationstreiber von morgen*. Hrsg. von W. Axel ZEHRFELD und Ingrid VOIGT. Frankfurter Allgemeine Buch. Frankfurt am Main, 2013.
- [75] Kora KRISTOF und Peter HENNICKE. »Kernstrategien zur Steigerung der Ressourceneffizienz in Deutschland«. In: *Aus weniger mehr machen. Strategien für eine nachhaltige Ressourcenpolitik in Deutschland*. Hrsg. von Peter HENNICKE, Kora KRISTOF und Thomas GÖTZ. Oekom Verlag. München, 2011.
- [76] Luitgard MARSCHALL, Claudia SCHMIDT und Jens SOENTGEN. »Stoffgeschichten - Ein Instrument zur Analyse und Kommunikation«. In: *Ressourcenstrategien. Eine Einführung in den nachhaltigen Umgang mit Ressourcen*. Hrsg. von Armin RELLER, Luitgard MARSCHALL, Simon MEISSNER und Claudia SCHMIDT. Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Darmstadt, 2013.
- [77] Christian HAGELÜKEN. »Technologiemetalle - Systemische Voraussetzungen entlang der Recyclingkette«. In: *Strategische Rohstoffe - Risikoversorge*. Hrsg. von Peter KAUSCH, Martin BERTAU, Jens GUTZMER und Jörg MATSCHULLAT. Springer-Verlag. Berlin / Heidelberg, 2014.

- [78] Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG). In der Fassung vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 762), zuletzt geändert durch Artikel 14 des Gesetzes vom 4. April 2016 (BGBl. I S. 569).
- [79] Rolf STEINHILPER und Frank RIEG. *Handbuch Konstruktion*. Carl Hanser Verlag. München / Wien, 2012.
- [80] Carherine BENOÎT, Marzia TRAVERSO, Sonia VALDIVIA, Gina VICKERY-NIEDERMAN, Juliane FRANZE, Lina AZUERO, Andreas CIROTH, Bernard MAZIYN und Deana AULISIO. *The methodical sheets for subcategories in social life cycle assessment (S-LCA)*. Hrsg. von Carherine BENOÎT. United Nations Environment Programme and SETAC. Pre-Publication Version. Paris, 2013.
- [81] Karim Ali Ibrahim MENOUI. *Life Cycle Analysis and Life Cycle Impact Assessment methodologies: A state of the art*. Masterthesis. Universität Leiden, 2011.
- [82] UNEP/SETAC LIFE CYLCE INITIATIVE. *Towards a Life Cycle Sustainability Assessment. Making informed choices on products*. Hrsg. von Sonia VALDIVIA, Cássia M. UGAYA, Guido SONNEMANN und Jutta HILDENBRAND. 2011.
- [83] Axel TUMA, Armin RELLER, Andrea THORENZ, Christoph KOLOTZEK und Christoph HELBIG. *Nachhaltige Ressourcenstrategien in Unternehmen: Identifikation kritischer Rohstoffe und Erarbeitung von Handlungsempfehlungen zur Umsetzung einer ressourceneffizienten Produktion*. Endbericht. DBU-Projekt: Nr. 30438. Augsburg, 2014.
- [84] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. *DIN EN ISO 14040 - Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006)*. Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14040:2006. Beuth Verlag GmbH. Berlin.
- [85] Günter FLEISCHER und Jürgen-Friedrich HAKE. *Aufwands- und ergebnisrelevante Probleme der Sachbilanzierung*. Forschungszentrum Jülich GmbH. Jülich, 2002.
- [86] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. *DIN EN ISO 14044 - Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006)*. Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14044:2006. Beuth Verlag GmbH. Berlin.
- [87] Henrikke BAUMANN und Anne-Marie TILLMAN. *The Hitch Hiker's Guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application*. Studentlitteratur. Lund, 2004.
- [88] Mark GOEDKOOP, Reinout HEIJUNGS, Mark HUIJBREGTS, An De SCHRYVER, Jaap STRUIJS und Rosalie van ZELM. *ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*. Hrsg. von MINISTRY OF HOUSING, SPATIAL PLANNING AND ENVIRONMENT (VROM). Den Haag, 2013.
- [89] UMWELTBUNDESAMT. *Feinstaubbelastung in Deutschland*. Dessau-Roßlau, 2009.

- [90] Roland HISCHIER, Bo WEIDEMA, Hans-Jörg ALTHAUS, Christian BAUER, Gabor DOKA, Roberto DONES, Rolf FRISCHKNECHT, Stefanie HELLWEG, Sébastien HUMBERT, Niels JUNGBLUTH, Thomas KÖLLNER, Yves LOERINCIK, Manuele MARGNI und Thomas NEMECEK. *Implementation of Life Cycle Assessment Methods*. ecoinvent report No. 3, v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf, 2010.
- [91] Harald HIESSL und Thomas HILLENBRAND. *DEzentrales Urbanes Infrastruktur-System DEUS21*. BMBF-Fördernummer 02WD0850. Abschlussbericht. Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung, Karlsruhe, 2010.
- [92] PRÉ CONSULTANTS B.V. *SimaPro Database Manual*. Amersfoort, 2015.
- [93] Rolf FRISCHKNECHT, Roland STEINER und Niels JUNGBLUTH. *Methode der ökologischen Knappheit - Ökofaktoren 2006. Methode für die Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen*. Hrsg. von BUNDESAMT FÜR UMWELT (BAFU). Umwelt Wissen Nr. 0906. Bern, 2009.
- [94] Troy R. HAWKINS, Bhawna SINGH, Guillaume MAJEAU-BETTEZ und Anders Hammer STRØMMAN. *Comparative environmental life cycle assessment of conventional and electric vehicles*. Bd. 17. 1. New Haven, 2013, 53–64.
- [95] Christopher J. L. MURRAY und Alan D. LOPEZ. »The global burden of disease: a comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries, and risk factors in 1990 and projected to 2020.« In: *Global Burden of Disease and Injury Series Volume I* (1996).
- [96] Patrick HOFSTETTER. *Perspectives in life cycle impact assessment. A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere*. Kluwer. Dordrecht, 1998.
- [97] Dirk JEPSEN, Susanne VOLZ, Antonia REIHLEN, Olaf WIRTH, Annette VOLLMER, Laura SPENGLER, Ulrike EBERLE und Norbert REINTJES. »Die Ökobilanz. Methode und Wirkungskategorien«. In: *Lehrmaterial für die Lehrmodule Ecodesign. Themenbereich A: Umweltbezogene Bewertung. Themenblock 2: Analyse- und Bewertungsmethoden*. Hrsg. von Institut für Ökologie und Politik GmbH (ÖKOPOL). Im Auftrag des Umweltbundesamtes im Rahmen des UFOPLAN-Vorhabens FKZ 371295303. Hamburg, 2015.
- [98] Mohan YELLISHETTY, Ambalavanar THARUMARAJAH, Pathegama Gamage RANJITH und Sheshanath BHOSALE. »Life cycle assessment in the minerals and metals sector. A critical review of selected issues and challenges«. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 14.3 (2009), 257–267.
- [99] Mary STEWART und Bo WEIDEMA. »A Consistent Framework for Assessing the Impacts from Resource Use - A focus on resource functionality«. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10.4 (2005), 240–247.
- [100] Richard HERRINGTON. »Road map to mineral supply«. In: *Nature Geoscience* 6.11 (2013), 892–894.

- 
- [101] Jeroen B. GUINÉE, Marieke GORRÉE, Reinout HEIJUNGS, Gjalt HUPPES, René KLEIJN, Arjan de KONING, Lauran von OERS, Anneke Wegener SLEESWIJK, Sangwon SUH und Helias A. Udo de HAES. *Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards*. Hrsg. von Jeroen B. GUINÉE. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, 2001.
- [102] RHEINISCH-WESTFÄLISCHES INSTITUT FÜR WIRTSCHAFTSFORSCHUNG (RWI), FRAUNHOFER-INSTITUT FÜR SYSTEM- UND INNOVATIONSFORSCHUNG (ISI) und BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR). *Trends der Angebots- und Nachfragesituation bei mineralischen Rohstoffen*. Endbericht - Forschungsprojekt Nr. 09/05 des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie (BMWi). Essen, Karlsruhe, Hannover, 2007.
- [103] SÄCHSISCHE HANS-CARL-VON-CARLOWITZ-GESELLSCHAFT. *Die Erfindung der Nachhaltigkeit. Leben, Werk und Wirkung des Hans Carl von Carlowitz*. Oekom Verlag. München, 2013.
- [104] WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT. *Our common future*. Oxford University Press. Oxford, 1987.
- [105] Miriam WAIBEL. *Bewertung von Green Buildings. Wie Nachhaltigkeitszertifikate die Integration des Green Values in die Immobilienbranche ermöglichen*. Diplomica Verlag. Hamburg, 2010.
- [106] Alexandro KLEINE. *Operationalisierung einer Nachhaltigkeitsstrategie. Ökologie, Ökonomie und Soziales integrieren*. Technische Universität Kaiserslautern. Wiesbaden, 2009.
- [107] Iris PUFÉ. »Was ist Nachhaltigkeit? Dimensionen und Chancen«. In: *Aus Politik und Zeitgeschichte (ApuZ). Nachhaltigkeit*. Hrsg. von BUNDESZENTRALE FÜR POLITISCHE BILDUNG. Beilage zur Wochenzeitung "Das Parlament". 64. Jahrgang, 31-32/2014. Bonn, 2014.
- [108] Robert S. KAPLAN und David P. NORTON. *The Balanced Scorecard. Translating strategy into action*. Harvard Business Review Press. Boston, 1996.
- [109] Eskinder Demisse GEMECHU, Guido SONNEMANN und Steven B. YOUNG. »Geopolitical-related supply risk assessment as a complement to environmental impact assessment: the case of electric vehicles«. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* (2015).
- [110] Thomas E. GRAEDEL, Ermelinda M. HARPER, Nedal T. NASSAR und Barbara K. RECK. »On the materials basis of modern society«. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)* 112.20 (2015), 6295–6300.
- [111] Andreas JØRGENSEN. »Social LCA - a way ahead?« In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 18.2 (2013), 296–299.
- [112] Andreas CIROTH und Juliane FRANZE. *LCA of an Ecolabeled Notebook. Consideration of Social and Environmental Impacts Along the Entire Life Cycle*. Berlin, 2011.

- [113] Andreas CIROTH und Juliane FRANZE. »A comparison of cut roses from Ecuador and the Netherlands«. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16.4 (2011), 366–379.
- [114] Andreas JØRGENSEN, Agathe Le BOCQ, Liudmila NAZARKINA und Michael HAUSCHILD. »Methodologies for Social Life Cycle Assessment«. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 13.2 (2008), 96–103.
- [115] UNEP/SETAC LIFE CYLCE INITIATIVE. *Guidelines for social life cycle assessment of products*. Hrsg. von Catherine BENOÎT und Bernard MAZIJN. Paris, 2009.
- [116] Catherine BENOÎT-NORRIS, Gina VICKERY-NIEDERMAN, Sonia VALDIVIA, Juliane FRANZE, Marzia TRAVERSO, Andreas CIROTH und Bernard MAZIJN. »Introducing the UNEP/SETAC methodological sheets for subcategories of social LCA«. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 16.7 (2011), 682–690.
- [117] Catherine BENOÎT-NORRIS. »Data for social LCA«. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 19.2 (2014), 261–265.
- [118] Rajendra Kumar FOOLMAUN und Toolseeram RAMJEEAWON. »Comparative life cycle assessment and social life cycle assessment of used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius«. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 18.1 (2013), 155–171.
- [119] Catherine BENOÎT-NORRIS, Gregory A. NORRIS und Deana Aulisio CAVAN. *Social hotspot database. Supporting documentation*. New Earth. Boston, 2013.
- [120] Laura SCHNEIDER, Markus BERGER, Eckhard SCHÜLER-HAINSCH, Sven KNÖFEL, Klaus RUHLAND, Jörg MOSIG, Vanessa BACH und Matthias FINKBEINER. »The economic resource scarcity potential (ESP) for evaluating resource use based in life cycle assessment«. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 19 (2014), 601–610.
- [121] Thomas E. GRAEDEL, Julian ALLWOOD, Jean-Pierre BIRAT, Matthias BUCHERT, Christian HAGELÜKEN, Barbara K. RECK, Scott F. SIBLEY und Guido SONNEMANN. *Recycling Rates of Metals. A Status Report*. United Nations Environment Programme (UNEP). Paris, 2011.
- [122] THE WORLD BANK GROUP. *Worldwide Governance Indicators*. <http://info.worldbank.org/governance/wgi/index.aspx#doc-intro>, abgerufen am 15.04.2016.
- [123] Selim JAHAN. *Human Development Report 2015*. United Nations Development Programme. New York, 2015.
- [124] BUNDESVERBAND DER DEUTSCHEN INDUSTRIE E. V. (BDI). *Handels- und Wettbewerbsverzerrungen bei Rohstoffen*. Industrie-Förderung GmbH. BDI-Publikations-Nr. 0038. Berlin, 2015.
- [125] WORLD ECONOMIC FORUM. *The Global Enabling Trade Report 2014*. Hrsg. von Margareta Drzeniek HANOUS, Thierry GEIGER und Sean DOHERTY. Genf, 2014. ISBN: 978-92-95044-53-1.
- [126] Christian HAGELÜKEN und Christina E. M. MESKERS. »Complex Life Cycles of Precious and Special Metals«. In: *Linkages of Sustainability*. Hrsg. von Thomas E. GRAEDEL und Ester van der VOET. MIT Press. Cambridge, 2010.



- [127] Thomas L. SAATY. *The analytic hierarchie process. Planning, priority setting, resource allocation*. McGraw-Hill International Book Co. New York / London, 1980.
- [128] Sabine LANGKAU, Frank MARSCHIEDER-WEIDEMANN, Torsten HUMMEN, Max MARWEDE, Stephan BENECKE, Lorenz ERDMANN und Gerhard ANGERER. »Rohstoffe für Zukunftstechnologien – Highlights aus dem Aktualisierungsprojekt«. In: *Recycling und Rohstoffe. Bd.9*. Hrsg. von Karl J. THOMÉ-KOZMIENSKY. TK Verlag. Neuruppin, 2016, 93–110.
- [129] Eskinder Demisse GEMECHU, Christoph HELBIG, Guido SONNEMANN, Andrea THORENZ und Axel TUMA. »Import-based Indicator for the Geopolitical Supply Risk of Raw Materials in Life Cycle Sustainability Assessments«. In: *Journal of Industrial Ecology* 20.1 (2015), 154–165.
- [130] BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR). *Aluminium / Bauxit*. Rohstoffwirtschaftliche Steckbriefe. Hannover, 2013.
- [131] NATIONAL RESEARCH COUNCIL. *Minerals, Critical Minerals and the U.S. Economy*. The National Academy of Science. Washington, 2007.
- [132] Thomas E. GRAEDEL, Rachel BARR, Chelsea CHANDLER, Thomas CHASE, Joanne CHOI, Lee CHRISTOFFERSEN, Elizabeth FRIEDLANDER, Claire HENLY, Christine JUN, Nedal T. NASSAR, Daniel SCHECHNER, Simon WARREN, Man-yu YANG und Charles ZHU. »Methodology of Metal Criticality Determination«. In: *Environmental Science & Technology* 46.2 (2012), 1063–1070.
- [133] Louisa BRAUNWARTH, Sebastian AMRHEIN, Timo SCHRECK und Michael KALOUDIS. »Ecological comparison of soldering and sintering as die-attach technologies in power electronics«. In: *Journal of Cleaner Production* 102 (2015), 408–417.
- [134] Walter KLÖPFFER. »Wirkungsabschätzungsmethoden und Querverbindungen – Unterschiede zum Risk Assessment«. In: *Ökobilanzierung 2009: Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. Hrsg. von Silke FEIFEL, Wolfgang WALK, Sibylle WURSTHORN und Liselotte SCHEBEK. Karlsruher Institut für Technologie (KIT). Karlsruhe, 2009.
- [135] Marianne LEUENBERGER. *electric bicycle production*. RoW, Allocation at the point of substitution,ecoinvent database version 3.2.
- [136] Julia MARTÍNEZ-BLANCO, Annekatrin LEHMANN, Pere MUÑOZ, Assumpció ANTÓN, Marzia TRAVERSO, Joan RIERADEVALL und Matthias FINKBEINER. »Application challenges for the social Life Cycle Assessment of fertilizers within life cycle sustainability assessment«. In: *Journal of Cleaner Production* 69 (2014), 34–48.
- [137] Jan ARPE, Holger GLOCKNER, Helmut HAUSSCHILD, Thieß PETERSEN, Andreas SCHAICH und Tim VOLKMANN. *Die ökonomischen Risiken der Globalisierung*. Gütersloh, 2012.
- [138] Daniel KAUFMANN, Aart KRAAY und Massimo MASTRUZZI. *The Worldwide Governance Indicators. Methodology and Analytical Issues*. The World Bank. World Bank Policy Research Working Paper No. 5430. Washington, 2010.
- [139] Thomas E. GRAEDEL und Lorenz ERDMANN. »Will material scarcity impede routine industrial use?«. In: *MRS Bulletin* 37.4 (2012), 325–331.

- [140] Andrea THORENZ. »Ressourcenmanagement aus betriebswirtschaftlicher Sicht«. In: *Ressourcenstrategien. Eine Einführung in den nachhaltigen Umgang mit Ressourcen*. Hrsg. von Armin RELLER, Luitgard MARSCHALL, Simon MEISSNER und Claudia SCHMIDT. Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Darmstadt, 2013.
- [141] U.S. GEOLOGICAL SURVEY (USGS). *Minerals Yearbook 2014. Volume 1, Metals and Minerals*. Virginia, 2014.
- [142] Nedal T. NASSAR, Thomas E. GRAEDEL und Ermelinda M. HARPER. »By-product metals are technologically essential but have problematic supply«. In: *Science Advances* 1.3 (2015).
- [143] Thomas E. GRAEDEL, Julian ALLWOOD, Jean-Pierre BIRAT, Matthias BUCHERT, Christian HAGELÜKEN, Barbara K. RECK, Scott F. SIBLEY und Guido SONNEMANN. »What do we know about metal recycling rates?«. In: *Journal of Industrial Ecology* 15.3 (2011), 355–366.
- [144] Peter VON DER LIPPE. *Deskriptive Statistik*. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart / Jena, 1993.
- [145] Göran FINNVEDEN. »On the Limitations of Life Cycle Assessment and Environmental System Analysis Tools in General«. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 5.4 (2000), 229–238.
- [146] Waldir A. BIZZO, Renata A. FIGUEIREDO und Valdelis F. de ANDRADE. »Characterization of Printed Circuit Boards for Metal and Energy Recovery after Milling and Mechanical Separation«. In: *Materials* 7 (2014), 4555–4566.
- [147] DEUTSCHE EDELSTAHLWERKE GMBH (DEW). *Cr-Mo-legierter Vergärungsstahl 1.7218/1.7213 25CrMo4/25CrMoS4*. [http://www.dew-stahl.com/fileadmin/files/dew-stahl.com/documents/Publikationen/Werkstoffdatenblaetter/Baustahl/1.7218\\\_1.7213\\\_de.pdf](http://www.dew-stahl.com/fileadmin/files/dew-stahl.com/documents/Publikationen/Werkstoffdatenblaetter/Baustahl/1.7218\_1.7213\_de.pdf), abgerufen am 23.06.2016.
- [148] U.S. GEOLOGICAL SURVEY (USGS). *Indium - bringing liquid displays into focus*. Factsheet 2015 - 3012. Reston, 2015.
- [149] Heinz BÖNI, Patrick A. WÄGER und Renato FIGI. »Rückgewinnung von kritischen Metallen wie Indium und Neodym aus Elektronikschrott auf der Stufe der manuellen und mechanischen Vorbehandlung«. In: *Recycling und Rohstoffe* 8 (2015), 443–462.
- [150] TAPE VISION GMBH. *Herstellung von Neodym Magneten*. <https://supermagnetic.de/herstellung-neodym-magnete/>, abgerufen am 23.06.2016.
- [151] Axel THIELMANN, Andreas SAUER und Martin WIETSCHEL. *Gesamt-Roadmap. Lithium-Ionen-Batterien 2030*. Fraunhofer ISI. Karlsruhe, 2015.
- [152] Phil LATZ. »Why ebikes will become significantly less expensive«. In: *Bicycling Trade* Interview mit Valentin Muenzel (2015).
- [153] RALF BOHLE GMBH. *Reifenaufbau. Schwalbe Fahrradreifen und Rollstuhlreifen*. <http://www.schwalbe.com/de/reifenaufbau.html>, abgerufen am 21.04.2016.
- [154] Karl SAUTER. »PCB Laminates«. In: *Lead-Free Soldering*. Hrsg. von Jasbir BATH. Springer-Verlag. Berlin / Heidelberg, 2007.

- [155] Rolf FRISCHKNECHT, Niels JUNGBLUTH, Hans-Jörg ALTHAUS, Gabor DOKA, Roberto DONES, Thomas HECK, Stefanie HELLWEG, Roland HISCHIER, Thomas NEMECEK, Gerald REBITZER und Michael SPIELMANN. »The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework«. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 10.1 (2005), 3–9.
- [156] Bo WEIDEMA, Christian BAUER, Roland HISCHIER, Chris MUTEL, Thomas NEMECEK, Jürgen REINHARD, Carl O. VADENBO und Gregor WERNET. *The ecoinvent database. Overview and methodology, Data quality guideline for the ecoinvent database version 3*. Zurich, 2013. [www.ecoinvent.org](http://www.ecoinvent.org), abgerufen am 13.06.2016.
- [157] Liu YOUCAI, Zhong HONG und Cao ZHANFANG. »Molybdenum removal from copper ore concentrate by sodium hypochlorite leaching«. In: *Mining Science and Technology* 21.1 (2011), 61–64.
- [158] Vanessa BACH, Markus BERGER, Martin HENSSLER, Martin KIRCHNER, Stefan LEISER u. a. *Messung von Ressourceneffizienz mit der ESSENZ-Methode*. Springer-Verlag, Berlin / Heidelberg, 2015.
- [159] Ernst Ulrich von WEIZSÄCKER, Karlson HARGROVES und Michael SMITH. *Faktor Fünf. Die Formel für nachhaltiges Wachstum*. Droemer HC. München, 2010.
- [160] Peter de LEUW. *Tipps für den Fahrradkauf*. <http://www.fa-technik.adfc.de/Ratgeber/Fahrradkauf/>, abgerufen am 22.07.2016.
- [161] UTOPIA VELO. »Gepäckträger«. In: *Radratgeber* 23 (2016).
- [162] Holger DAMBECK. *Handgebaute Fahrradrahmen: Schöner radeln auf Stahl*. Spiegel Online, 2010. <http://www.spiegel.de/auto/aktuell/andgebaute-fahrradrahmen-schoener-radeln-auf-stahl-a-734432.html>, abgerufen am 02.08.2016.
- [163] Daniel HRKAC. *Marktbetrachtung Elektrofahrräder*. Hersteller-Interviews. Velobiz.de. [http://www.adfc.de/files/2/135/100818\\_velobiz\\_Marktbetrachtung-Elektrofahrraeder\\_Teil\\_1.pdf](http://www.adfc.de/files/2/135/100818_velobiz_Marktbetrachtung-Elektrofahrraeder_Teil_1.pdf), abgerufen am 04.08.2016.
- [164] Falk PETRIKOWSKI, Regina KOHLMAYER, Matthias JUNG, Elisabeth STEINGRÜBNER und Sandra LEUTHOLD. *Ratgeber Batterien und Akkus*. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau, 2012.
- [165] *Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien*. In der Fassung vom 21. Juli 2014 (BGBl. I S. 1066), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 22. Dezember 2014 (BGBl. I S. 2406).
- [166] BUNDENSMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT UND ENERGIE. *Erneuerbare Energien in Zahlen - Nationale und internationale Entwicklung im Jahr 2014*. Berlin, 2015.
- [167] Daniel FÜRSTENWERTH und Lars WALDMANN. *Stromspeicher in der Energiewende: Untersuchung zum Bedarf an neuen Stromspeichern in Deutschland für den Energieausgleich, Systemdienstleistungen und im Verteilnetz*. Agora Energiewende. Berlin, 2014.
- [168] Jan-Hendrik VON AUER. »Großbatterie als Netzstabilisator: Stromspeicher der Megawatt-Klasse erfüllen Speicher- und Stabilisierungsfunktionen«. In: *BWK Das Energie-Fachmagazin* 67.4 (2015), 42–44.

- [169] Axel THIELMANN, Andreas SAUER, Ralf ISENMANN und Patrick PLÖTZ. *Produkt-Roadmap. Lithium-Ionen-Batterien 2030*. Fraunhofer ISI. Karlsruhe, 2012.
- [170] Norman GERHARDT, Fabian SANDAU, Britta ZIMMERMANN, Carsten PAPE, Stefan BOFINGER und Clemens HOFFMANN. *Geschäftsmodell Energiewende - Eine Antwort auf das "Die-Kosten-der-Energiewende-Argument"*. Fraunhofer Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik. Kassel, 2014.
- [171] Frieder HERB. *Alterungsmechanismen in Lithium-Ionen-Batterien und PEM-Brennstoffzellen und deren Einfluss auf die Eigenschaften von daraus bestehenden Hybrid-Systemen*. Dissertation. Universität Ulm, 2010.
- [172] Jana MÜLLER. *PEDELEc – Pendler-eBike Dauertest mit elektrischen und elektrochemischen Untersuchungen*. Präsentation der Projektergebnisse. Würzburg, 2015.
- [173] ADAC. *Pedelec-Batterien leben länger als gedacht. Stromspeicher fürs Elektrofahrrad im ADAC-Lastungstest*. Pressemitteilung vom 06.11.2015. München, 2015.
- [174] DEPARTMENT OF AGRICULTURAL ECONOMICS. *GTAP Data Bases: Detailed Sectoral List*. Purdue University 2013. Center for Global Trade Analysis. <https://www.gtap.agecon.purdue.edu/databases/contribute/detailedsector.asp>: USA, abgerufen am 06.08.2016.
- [175] ENERGYBUS E.V. *Ready for the Future? EnergyBus, the one open standard for all electric components of Light-Electric-Vehicles*. <http://www.energybus.org/EnergyBus-Brocure.pdf>: Tanna, abgerufen am 24.08.2016.
- [176] Moritz MOTTSCHALL und Thomas BERGMANN. *Treibhausgas-Emissionen durch Infrastruktur und Fahrzeuge des Straßen-, Schienen- und Luftverkehrs sowie der Binnenschifffahrt in Deutschland*. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau, 2013.
- [177] Petra ICHA und Gunter KUHS. *Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2014*. Dessau-Roßlau, 2015.
- [178] Christian WINGERTER. »Berufspendler: Infrastruktur wichtiger als Benzinpreis«. In: *STATmagazin* 5 (2014).
- [179] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT. *Den ökologischen Wandel gestalten. Integriertes Umweltprogramm 2030*. Berlin, 2016.