

# Metalle im Spannungsfeld technoökonomischen Handelns:

Eine Bewertung der Versorgungsrisiken  
und der dissipativen Verluste  
mit Methoden der Industrial Ecology

**Dissertation**

zur Erlangung des akademischen Grades

Dr.-Ing.

eingereicht an der

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät

der Universität Augsburg

von

**Christoph Helbig**

Augsburg, September 2018



Erstgutachter: Prof. Dr. Axel Tuma  
Zweitgutachter: Prof. Dr. Armin Reller  
Drittgutachter: Prof. Dr. Alex M. Bradshaw

Tag der mündlichen Prüfung: 4. Dezember 2018

# Inhaltsverzeichnis

<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>vii</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>ix</b>
<b>1 Motivation</b>	<b>1</b>
1.1 Problemstellung . . . . .	4
1.2 Ziele und Aufbau der Forschungsarbeit . . . . .	6
<b>2 Stand der Forschung</b>	<b>9</b>
2.1 Ausgewählte Methoden der Industrial Ecology . . . . .	9
2.1.1 Konzepte zur Bewertung globaler Ressourcenverfügbarkeit . . . . .	11
2.1.2 Input-Output-Analysen . . . . .	13
2.1.3 Materialflussanalysen . . . . .	14
2.1.4 Ökobilanzierungen . . . . .	19
2.2 Bewertung der Versorgungsrisiken innerhalb von Kritikalitätsbewertungen . . . . .	22
2.2.1 Vulnerabilität . . . . .	25
2.2.2 Versorgungsrisiko . . . . .	26
2.2.3 Umweltauswirkungen . . . . .	28
2.2.4 Gesellschaftliche Auswirkungen . . . . .	29
2.2.5 Kritikalitätsbewertungen im Unternehmenskontext . . . . .	29
2.2.6 Aggregation auf Technologieebene . . . . .	33
2.2.7 Kritikalitätsbewertungen in Life Cycle Sustainability Assessments . . . . .	33
2.3 Bewertung der dissipativen Materialverluste . . . . .	34
2.3.1 Thermodynamische Betrachtungen . . . . .	35
2.3.2 Dissipationsintentionen . . . . .	37
2.3.3 Empfangsmedien . . . . .	38
2.3.4 Recyclingpotentiale . . . . .	39
2.3.5 Dissipationsgeschwindigkeiten . . . . .	40
<b>3 Konkretisierung des Forschungsvorgehens</b>	<b>45</b>
3.1 Einbettung des Forschungsvorgehens . . . . .	45
3.2 Zielsetzung und Untersuchungsrahmen der Bewertung . . . . .	47
3.3 Auswahl und Beschreibung der bewerteten Metalle . . . . .	47
<b>4 Entwicklung und Anwendung einer Bewertungsmethode für Versorgungsrisiken</b>	<b>53</b>
4.1 Indikatorenset . . . . .	54
4.2 Gewichtung der Indikatoren . . . . .	55
4.3 Normierung der Indikatoren und Bewertung der Versorgungsrisiken der Metalle	56
4.3.1 Statische Reichweiten der Reserven und der Ressourcen . . . . .	57
4.3.2 Sekundärproduktion aus Altschrott . . . . .	62
4.3.3 Erwartete Zukunftstechnologienachfrage . . . . .	65
4.3.4 Koppelproduktionsanteil . . . . .	68

4.3.5	Sector Competition . . . . .	71
4.3.6	Substituierbarkeit . . . . .	73
4.3.7	Konzentrationsrisiko der Länder und der Unternehmen . . . . .	75
4.3.8	Politische Stabilität, Policy Perception und Regulierungsrisiko . . . . .	78
4.4	Gesamtbewertung der Versorgungsrisiken . . . . .	83
<b>5</b>	<b>Entwicklung und Anwendung einer Bewertungsmethode für dissipative Verluste</b>	<b>87</b>
5.1	Indikatorenset . . . . .	88
5.1.1	Dissipation-to-Extraction Ratio und Dissipation-to-Consumption Ratio	90
5.1.2	Erwartete Verweildauer in der Anthroposphäre . . . . .	92
5.2	Berechnung der dissipativen Verluste der Metalle . . . . .	95
5.2.1	Aluminium . . . . .	97
5.2.2	Chrom . . . . .	100
5.2.3	Eisen . . . . .	102
5.2.4	Cobalt . . . . .	104
5.2.5	Nickel . . . . .	106
5.2.6	Kupfer . . . . .	108
5.2.7	Zink . . . . .	110
5.2.8	Gallium . . . . .	113
5.2.9	Germanium . . . . .	115
5.2.10	Selen . . . . .	117
5.2.11	Silber . . . . .	119
5.2.12	Indium . . . . .	121
5.2.13	Zinn . . . . .	123
5.2.14	Tellur . . . . .	126
5.2.15	Tantal . . . . .	128
5.2.16	Wolfram . . . . .	130
5.2.17	Rhenium . . . . .	132
5.2.18	Blei . . . . .	134
5.3	Gesamtbewertung der dissipativen Verluste . . . . .	136
<b>6</b>	<b>Technoökonomische Handlungsoptionen</b>	<b>139</b>
6.1	Vergleich der Versorgungsrisiken und der dissipativen Verluste der 18 Metalle	140
6.2	Handlungsoptionen zur Verringerung der globalen Versorgungsrisiken . . . . .	141
6.3	Handlungsoptionen zur Vermeidung dissipativer Verluste . . . . .	143
6.4	Auswahl technoökonomischer Maßnahmen . . . . .	145
6.5	Anwendung der Maßnahmen auf ausgewählte Metallpaare . . . . .	147
6.5.1	Aluminium und Gallium . . . . .	147
6.5.2	Kupfer und Tellur . . . . .	149
6.5.3	Zink und Indium . . . . .	151
6.6	Veränderung der Bewertungen durch technoökonomische Maßnahmen . . . . .	153
<b>7</b>	<b>Diskussion</b>	<b>155</b>
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung und Ausblick</b>	<b>159</b>
	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>163</b>

<b>A</b>	<b>Anhang Kritikalitätsbewertungen</b>	<b>187</b>
A.1	Kritikalitätsbewertungen und Übersichtsartikel . . . . .	188
A.2	Zuordnung der Versorgungsrisikoindikatoren und Vulnerabilitätsindikatoren	191
<b>B</b>	<b>Anhang Versorgungsrisikobewertung</b>	<b>193</b>
B.1	Rohstoffpreise . . . . .	194
B.2	NACE-Sektoren . . . . .	195
B.3	Produktionsmengen der Metalle nach Ländern und Produktionsstufen . . .	199
B.3.1	Aluminium . . . . .	199
B.3.2	Chrom . . . . .	200
B.3.3	Eisen . . . . .	201
B.3.4	Cobalt . . . . .	202
B.3.5	Nickel . . . . .	203
B.3.6	Kupfer . . . . .	204
B.3.7	Zink . . . . .	205
B.3.8	Gallium . . . . .	206
B.3.9	Germanium . . . . .	206
B.3.10	Selen . . . . .	207
B.3.11	Silber . . . . .	208
B.3.12	Indium . . . . .	209
B.3.13	Zinn . . . . .	209
B.3.14	Tellur . . . . .	210
B.3.15	Tantal . . . . .	210
B.3.16	Wolfram . . . . .	211
B.3.17	Rhenium . . . . .	211
B.3.18	Blei . . . . .	212
B.4	Politische Bewertung der Länder . . . . .	213
B.5	Ergebnisse Versorgungsrisikobewertung . . . . .	216
<b>C</b>	<b>Anhang dissipative Verluste</b>	<b>217</b>
C.1	Effizienzparameter der Transformationsprozesse . . . . .	220
C.2	Vergleich der Dissipations- und Recyclingraten . . . . .	221
C.3	Ergebnisse Dissipationsindikatoren . . . . .	222
<b>D</b>	<b>Anhang technoökonomische Handlungsoptionen</b>	<b>223</b>
D.1	Blockflussdiagramme mit allen technoökonomischen Maßnahmen . . . . .	224
D.2	Bestandsverläufe mit allen technoökonomischen Maßnahmen . . . . .	227



# Abbildungsverzeichnis

1.1	Sustainable Development Goals . . . . .	2
1.2	Entwicklung der globalen Produktionsmenge ausgewählter Metalle . . . . .	3
1.3	Aufbau der Dissertation . . . . .	8
2.1	Elementhäufigkeit in der Erdkruste . . . . .	11
2.2	Abgrenzung der Begriffe Reserven und Ressourcen . . . . .	12
2.3	Schema für Blockflussdiagramme in Materialflussanalysen . . . . .	16
2.4	Die vier Phasen der Ökobilanzierung nach ISO 14040 . . . . .	20
2.5	Grundmethodik der Kritikalitätsbewertungen . . . . .	24
2.6	Vorgehen zur Identifizierung kritischer Rohstoffe im Unternehmenskontext . . . . .	31
2.7	Indikatorenset Kritikalitätsbewertung im Unternehmenskontext . . . . .	32
2.8	Dissipationskategorien nach Empfangsmedium . . . . .	38
2.9	Dissipationskategorien nach Recyclingpotential . . . . .	40
2.10	Blockflussdiagramm des MaTrace-Modells . . . . .	41
3.1	Übersicht veröffentlichter Teilaspekte im Rahmen der Dissertation . . . . .	46
3.2	Einordnung der 18 ausgewählten Metalle im Periodensystem der Elemente . . . . .	50
4.1	Risikokategorien und Indikatoren für die Bewertung des Versorgungsrisikos . . . . .	55
4.2	Normierung der Indikatoren Statische Reichweite Reserven und Statische Reichweite Ressourcen . . . . .	59
4.3	Reserven, Ressourcen und Jahresproduktion der 18 Metalle . . . . .	60
4.4	Materialflüsse zur Bestimmung von Recyclingraten . . . . .	63
4.5	Entwicklung der Produktion bei Produktionssteigerungen über einen Zeitraum von 20 Jahren . . . . .	66
4.6	Abhängigkeiten der Koppelproduktmetalle von Hauptmetallen . . . . .	69
4.7	Normierung der Herfindahl-Hirschman-Indizes der Länder- und Unternehmenskonzentration . . . . .	76
4.8	Versorgungsrisikobewertung der 18 Metalle in allen zwölf Indikatoren . . . . .	84
4.9	Versorgungsrisikobewertung der 18 Metalle in den vier Risikokategorien . . . . .	85
4.10	Gesamtversorgungsrisiko der 18 Metalle . . . . .	86
5.1	Materialflüsse und Prozesse in Materialflussanalysen . . . . .	88
5.2	Schema dynamisierte Materialflussanalysen . . . . .	94
5.3	Blockflussdiagramm für Aluminium . . . . .	98
5.4	Metallbestand einer Aluminiumkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	99
5.5	Blockflussdiagramm für Chrom . . . . .	101
5.6	Metallbestand einer Chromkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	101
5.7	Blockflussdiagramm für Eisen . . . . .	103
5.8	Metallbestand einer Eisenkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	103
5.9	Blockflussdiagramm für Cobalt . . . . .	105
5.10	Metallbestand einer Cobaltkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	106

5.11	Blockflussdiagramm für Nickel . . . . .	107
5.12	Metallbestand einer Nickelkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	108
5.13	Blockflussdiagramm für Kupfer . . . . .	109
5.14	Metallbestand einer Kupferkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	110
5.15	Blockflussdiagramm für Zink . . . . .	111
5.16	Metallbestand einer Zinkkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	112
5.17	Blockflussdiagramm für Gallium . . . . .	113
5.18	Metallbestand einer Galliumkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	114
5.19	Blockflussdiagramm für Germanium . . . . .	116
5.20	Metallbestand einer Germaniumkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	117
5.21	Blockflussdiagramm für Selen . . . . .	118
5.22	Metallbestand einer Selenkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	118
5.23	Blockflussdiagramm für Silber . . . . .	120
5.24	Metallbestand einer Silberkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	121
5.25	Blockflussdiagramm für Indium . . . . .	122
5.26	Metallbestand einer Indiumkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	123
5.27	Blockflussdiagramm für Zinn . . . . .	124
5.28	Metallbestand einer Zinnkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	125
5.29	Blockflussdiagramm für Tellur . . . . .	126
5.30	Metallbestand einer Tellurkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	127
5.31	Blockflussdiagramm für Tantal . . . . .	128
5.32	Metallbestand einer Tantal Kohorte in der Anthroposphäre . . . . .	129
5.33	Blockflussdiagramm für Wolfram . . . . .	131
5.34	Metallbestand einer Wolframkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	131
5.35	Blockflussdiagramm für Rhenium . . . . .	133
5.36	Metallbestand einer Rheniumkohorte in der Anthroposphäre . . . . .	133
5.37	Blockflussdiagramm für Blei . . . . .	135
5.38	Metallbestand einer Bleikohorte in der Anthroposphäre . . . . .	135
5.39	Dissipationsindikatoren der 18 Metalle im Vergleich . . . . .	138
6.1	Vergleich der Versorgungsrisiken und der dissipativen Verluste der 18 Metalle	140
D.1	Blockflussdiagramm für Aluminium mit allen technoökonomischen Maßnahmen	224
D.2	Blockflussdiagramm für Gallium mit allen technoökonomischen Maßnahmen	224
D.3	Blockflussdiagramm für Kupfer mit allen technoökonomischen Maßnahmen .	225
D.4	Blockflussdiagramm für Tellur mit allen technoökonomischen Maßnahmen .	225
D.5	Blockflussdiagramm für Zink mit allen technoökonomischen Maßnahmen . .	226
D.6	Blockflussdiagramm für Indium mit allen technoökonomischen Maßnahmen	226
D.7	Metallbestand der Aluminiumkohorte mit allen technoökonomischen Maßnahmen . . . . .	227
D.8	Metallbestand der Galliumkohorte mit allen technoökonomischen Maßnahmen	227
D.9	Metallbestand der Kupferkohorte mit allen technoökonomischen Maßnahmen	228
D.10	Metallbestand der Tellurkohorte mit allen technoökonomischen Maßnahmen	228
D.11	Metallbestand der Zinkkohorte mit allen technoökonomischen Maßnahmen .	229
D.12	Metallbestand der Indiumkohorte mit allen technoökonomischen Maßnahmen	229

# Tabellenverzeichnis

2.1	Häufig verwendete Vulnerabilitätsindikatoren in Kritikalitätsbewertungen . . . . .	25
2.2	Häufig verwendete Versorgungsrisikoindikatoren in Kritikalitätsbewertungen . . . . .	27
2.3	Quantitative soziale Indikatoren in Kritikalitätsbewertungen . . . . .	30
3.1	Datenverfügbarkeit zu Versorgungsrisiken und Materialflussanalysen aller 64 stabilen Metalle und Halbmetalle . . . . .	49
3.2	Physikalisch-chemische Eigenschaften der 18 Metalle . . . . .	52
4.1	Gewichtung der Versorgungsrisikoindikatoren . . . . .	56
4.2	Jahresproduktion, Reserven, Ressourcen und Statische Reichweiten der 18 Metalle . . . . .	61
4.3	Recyclingquoten der 18 Metalle . . . . .	64
4.4	Zukunftstechnologienachfrage der 18 Metalle . . . . .	67
4.5	Koppelproduktionsanteile der 18 Metalle . . . . .	70
4.6	Sector Competition Index der 18 Metalle . . . . .	72
4.7	Substituierbarkeit der 18 Metalle . . . . .	74
4.8	Marktkonzentration der 18 Metalle nach Produktionsländern und Unternehmen . . . . .	77
4.9	Politisches Risiko der Produktionsländer der 18 Metalle . . . . .	82
5.1	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Aluminium . . . . .	97
5.2	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Chrom . . . . .	100
5.3	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Eisen . . . . .	102
5.4	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Cobalt . . . . .	104
5.5	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Nickel . . . . .	106
5.6	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Kupfer . . . . .	109
5.7	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Zink . . . . .	111
5.8	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Gallium . . . . .	113
5.9	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Germanium . . . . .	115
5.10	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Selen . . . . .	117
5.11	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Silber . . . . .	119
5.12	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Indium . . . . .	121
5.13	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Zinn . . . . .	124
5.14	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Tellur . . . . .	126
5.15	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Tantal . . . . .	128
5.16	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Wolfram . . . . .	130
5.17	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Rhenium . . . . .	132
5.18	Anwendungen, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Blei . . . . .	134
5.19	Materialflusskennzahlen der 18 Metalle . . . . .	137
6.1	Maßnahmen zur Reduzierung von Versorgungsrisiken . . . . .	142
6.2	Maßnahmen zur Vermeidung dissipativer Verluste . . . . .	144
6.3	Technoökonomische Maßnahmen für Aluminium und Gallium . . . . .	148

6.4	Technoökonomische Maßnahmen für Kupfer und Tellur . . . . .	150
6.5	Technoökonomische Maßnahmen für Zink und Indium . . . . .	152
6.6	Zielwerte der Versorgungsrisiken und dissipativen Verluste der sechs Fallstudienmetalle . . . . .	154
A.1	Übersichtsartikel zu Kritikalitätsbewertungen . . . . .	188
A.2	Liste von 42 Kritikalitätsbewertungsmethoden für Rohstoffe . . . . .	189
A.3	Verwendung von Vulnerabilitätsindikatoren in Kritikalitätsbewertungen . . .	191
A.4	Verwendung von Versorgungsrisikoindikatoren in Kritikalitätsbewertungen .	192
B.1	Durchschnittspreise der 18 Metalle für das Jahr 2016 . . . . .	194
B.2	Wertschöpfung und Rohstoffproduktivität der NACE Rev. 2-Sektoren . . . .	195
B.3	Nutzungsanteile der 18 Metalle in den NACE Rev. 2-Sektoren . . . . .	196
B.4	Produktionsmengen Bauxit, Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> und Aluminium nach Ländern . . . . .	199
B.5	Produktionsmengen Chromit und Ferrochrom nach Ländern . . . . .	200
B.6	Produktionsmengen Eisenerz, Roheisen und Rohstahl nach Ländern . . . . .	201
B.7	Produktionsmengen Cobalt Mining und Refining nach Ländern . . . . .	202
B.8	Produktionsmengen Nickel Mining und Refining nach Ländern . . . . .	203
B.9	Produktionsmengen Kupfer Mining Smeltung und Refining nach Ländern . .	204
B.10	Produktionsmengen Zink Mining und Smelting nach Ländern . . . . .	205
B.11	Produktionskapazitäten Gallium nach Ländern . . . . .	206
B.12	Produktionsmengen Germanium nach Ländern . . . . .	206
B.13	Produktionsmengen Selen nach Ländern . . . . .	207
B.14	Produktionsmengen Silber nach Ländern . . . . .	208
B.15	Produktionsmengen Indium nach Ländern . . . . .	209
B.16	Produktionsmengen Zinn Mining und Smelting nach Ländern . . . . .	209
B.17	Produktionsmengen Tellur nach Ländern . . . . .	210
B.18	Produktionsmengen Tantal nach Ländern . . . . .	210
B.19	Produktionsmengen Wolfram nach Ländern . . . . .	211
B.20	Produktionsmengen Rhenium nach Ländern . . . . .	211
B.21	Produktionsmengen Blei nach Ländern . . . . .	212
B.22	Länderspezifische Werte für WGI-PV, PPI und HDI für das Jahr 2015 . . .	213
B.23	Zusammenfassung der Versorgungsrisikobewertung der 18 Metalle . . . . .	216
C.1	Liste globaler Materialflussanalysen . . . . .	218
C.2	Transformationsprozesse der ausgewerteten Materialflussanalysen . . . . .	219
C.3	Effizienzparameter der Transformationsprozesse . . . . .	220
C.4	Vergleich der Dissipations- und Recyclingraten . . . . .	221
C.5	Zusammenfassung der Dissipationsindikatoren der 18 Metalle . . . . .	222

# 1 Motivation

Wir befinden uns im Zeitalter des Anthropozäns, in dem die Menschheit als wichtigster Umwelteinfluss wirkt (Steffen et al. 2007). Menschliches Wirken verändert die Erdoberfläche durch Bergbau, Land- und Forstwirtschaft sowie Siedlungsbau und Infrastrukturmaßnahmen. Der Mensch verändert die Strahlungsbilanz der Erde durch Emission von zusätzlichen Treibhausgasen, durch Rußpartikel und Albedoveränderungen (IPCC 2014). Stoffe und Materialien haben für den Menschen und das Leben auf der Erde eine herausragende Bedeutung. Der Umgang des Menschen mit Stoffen und ihre kulturelle Bedeutung müssen verstanden werden, wenn wir Kultur und Technik, Wirtschaft und Gesellschaft, Geschichte und zukünftige Entwicklungspfade beschreiben wollen (Böschchen et al. 2004). Wir brauchen Materialien, um Produkte und Konsumgüter herzustellen, um Wohnungen und Infrastruktur zu bauen, um Mobilität, Wärme und Beleuchtung bereitzustellen, aber auch für Kommunikation, Gesundheitswesen, Kunst und Luxusgüter.

Spätestens seit *Limits to Growth* wird die Diskussion um die Nachhaltigkeit des gesellschaftlichen Handelns vorangetrieben (Meadows et al. 1972). Die *Brundtland-Kommission* setzte darüber hinaus in den 1980er Jahren die intergenerationelle Gerechtigkeit ins Zentrum der Nachhaltigkeitsdebatte (World Commission on Environment and Development 1987). Demnach darf keine Generation in einem solchen Maße Ressourcen ausnutzen, dass nachfolgende Generationen in ihrer Handlungsfähigkeit eingeschränkt würden. In Hinblick auf das Ökosystem Erde wird in der wissenschaftlichen Debatte häufig auf die *Planetary Boundaries* hingewiesen, welche bei dauerhafter Überschreitung Kippunkte hin zu anderen Gleichgewichtszuständen darstellen (Rockström et al. 2009). Diese planetaren Grenzen beziehen sich unter anderem auf die Erdoberflächentemperatur, die Meeresversauerung, die Zerstörung der stratosphärischen Ozonschicht oder das Artensterben. Genauso können die Nährstoff-Kreisläufe der Erde und die Verschmutzung der Umwelt mit Chemikalien aus den Fugen geraten (Rockström et al. 2009). Zwar existiert der Planet Erde auch außerhalb dieser Grenzen, doch die Lebensbedingungen für Flora und Fauna, einschließlich des Menschen, wären fundamental anders.

Im Jahr 2015 wurden im *Pariser Klimaschutzabkommen* (UNFCCC 2015) und in den *Sustainable Development Goals* (SDGs) (United Nations 2015) Ziele vereinbart, welche die gesellschaftliche Entwicklung der nächsten Jahrzehnte beeinflussen sollen<sup>1</sup>. Es wurde verein-

---

<sup>1</sup>Nicolas Stern bezeichnete dieses Doppelabkommen in einer Rede *Towards a low-carbon future* in Oxford am 2. November 2017 sogar als erste gemeinsame globale Agenda seit dem Ende des zweiten Weltkrieges (Stern 2017).

## 1 Motivation

bart, Anstrengungen zu unternehmen, die durchschnittliche Erwärmung der Erdoberfläche gegenüber dem vorindustriellen Niveau auf deutlich unter 2 °C, möglichst 1,5 °C, einzudämmen<sup>2</sup>. Um das 2 °C-Ziel zu erreichen, muss noch in diesem Jahrhundert der globale Nettoausstoß an Treibhausgasen von derzeit 40 Gt CO<sub>2</sub>-Äq. pro Jahr auf Null heruntergefahren werden (Stern 2017).

Die 17 in Abbildung 1.1 dargestellten Entwicklungsziele umfassen gesamtgesellschaftliche Ziele, welche eine nachhaltige Entwicklung weltweit vorantreiben sollen. Für jedes der SDGs existieren Teilziele und messbare Indikatoren, um den Fortschritt der nachhaltigen Entwicklung überprüfen zu können (United Nations 2015). Farblich hervorgehoben sind sechs Ziele, die zwingend mit Metallen und Mineralen verbunden sind: Sauberes Wasser und Sanitäreinrichtungen (SDG 6), bezahlbare und saubere Energie (SDG 7), Innovation und Infrastruktur (SDG 9), nachhaltige Städte und Gemeinden (SDG 11), verantwortungsvoller Konsum und Produktion (SDG 12) sowie Klimaschutz (SDG 13).



Abbildung 1.1: Die 17 Sustainable Development Goals (SDGs) der Vereinten Nationen. Hervorgehoben sind sechs Ziele, die zwingend mit dem Umgang mit Metallen und Mineralen verbunden sind. Abbildung verändert nach United Nations (2015).

Die Eindämmung der globalen Erwärmung und eine nachhaltige Entwicklung in allen Teilen der Welt beeinflussen sich gegenseitig. Maßnahmen reichen von der Installation effizienter Technologien über die gerechte Organisation globaler Wertschöpfungsketten bis hin zur Sicherung von Grundbedürfnissen für alle Menschen. Die Maßnahmen betreffen unter anderem die Bereiche Nahrung, Wasser, Elektrizität, Wärme, Kühlung, Mobilität, Beleuchtung sowie Informations- und Kommunikationstechnologien. In vielen Fällen führt dies zu

---

<sup>2</sup>Klimaveränderungen sowie Anpassungs- und Gegenmaßnahmen werden durch das *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) erforscht und in sogenannten *Assessment Reports* zusammengefasst (IPCC 2014).

einer stärkeren Nutzung elektrifizierter Technologien<sup>3</sup> und einer Umstellung auf erneuerbare Stromerzeugung.

Der sozio-ökonomische Fortschritt in den letzten 150 Jahren basiert zu großen Teilen auf zwei Faktoren: einer drastisch gesteigerten Energienutzung, insbesondere durch fossile Energieträger (Krausmann et al. 2016), sowie der technischen Nutzung praktisch aller natürlich vorkommenden chemischen Elemente (Graedel et al. 2015b). Bereits jetzt übersteigt der Umfang bestimmter anthropogener Materialflüsse den natürlicher Prozesse um ein Vielfaches (Klee und Graedel 2004). Wirksame Maßnahmen zum Klimaschutz und nachhaltiger Entwicklung sind auf Infrastruktur und Produktveränderungen angewiesen, welche einen spezifischen Materialbedarf mit sich bringen. In vielen Fällen werden sich durch diese Maßnahmen die anthropogenen Materialflüsse nochmals deutlich steigern – zusätzlich zu den bereits erwarteten Auswirkungen von Bevölkerungs- und Wohlstandswachstum.

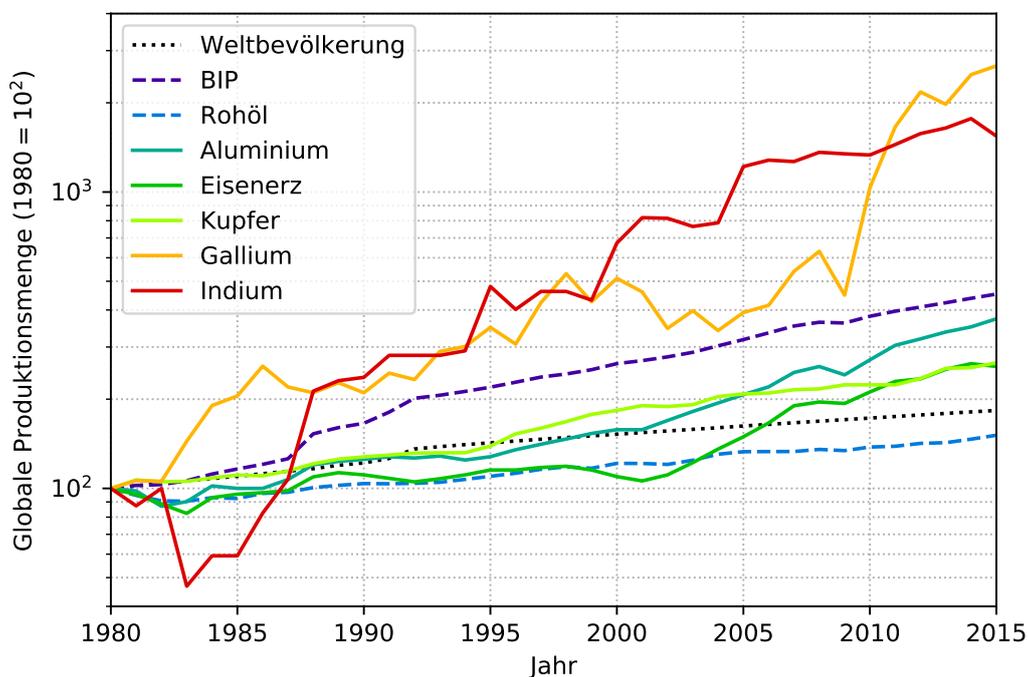


Abbildung 1.2: Entwicklung der globalen Produktionsmenge von Aluminium, Eisenerz, Kupfer, Indium und Gallium von 1980 bis 2015 im Vergleich zu Weltbevölkerung, Bruttoinlandsprodukt (BIP) und Rohöl in halb-logarithmischer Darstellung. Eigene Darstellung mit Daten von EIA (2018) und Kelly und Matos (2016).

In Analogie zur Debatte um *Peak Oil* (Bardi 2009) wird auch bei Metallen mit einem bald eintretenden Maximum der Bergbauproduktionsrate gerechnet (May et al. 2012). Sverdrup et al. (2017) prognostizieren beispielsweise für die meisten Metalle ein Produktionsmaximum zwischen den Jahren 2020 und 2050. Es gibt bereits Beispiele für endliche Verfügbarkeit

<sup>3</sup>Elektrifizierte Technologien können durch zusätzliche Energieumwandlungen allerdings auch zu erhöhten Treibhausgasemissionen führen, wenn elektrische Energie weiterhin überwiegend durch fossile Energieträger erzeugt wird.

mineralischer Ressourcen, so zum Beispiel die Phosphat-Förderung auf der Insel Nauru oder in den USA (Bardi 2013). Abbildung 1.2 zeigt jedoch, dass zumindest in den Jahren 1980 bis 2015 die Produktion an Aluminium, Eisenerz und Kupfer schneller angestiegen ist als die Weltbevölkerung oder Rohölproduktion. Insbesondere die Produktion sogenannter *Technologiemetalle* wie Gallium und Indium ist rasant gewachsen<sup>4</sup>.

In der öffentlichen Wahrnehmung verkürzt sich die Nachhaltigkeitsdebatte oftmals auf den Aspekt des Klimaschutzes, im Extremfall sogar allein auf die Emission von Kohlendioxid als wichtigstes Treibhausgas. Sollen unerwünschte Rückkopplungen vermieden werden, ist es wichtig, dass bei der Bewertung der Nachhaltigkeit keine Einengung auf einen einzelnen Umweltaspekt stattfindet.

### 1.1 Problemstellung

Wenn der Mensch also im Anthropozän wichtigster Einflussfaktor der Materialflüsse ist, und gleichzeitig der Umgang mit Stoffen erheblichen Einfluss auf die menschliche Entwicklung hat, dann kommt der Beobachtung von anthropogenen Materialflüssen eine besondere Bedeutung zu (Baccini und Brunner 2012). Es müssen alle Phasen der Materialkreisläufe von der technischen Gewinnung, über die Fertigung von Produkten, die Nutzungsphase bis hin zum Abfallmanagement umfassend verstanden werden. Laut Wellmer und Hagelüken (2015) müssen für die Rohstoffversorgung in Hinblick auf intergenerationelle Gerechtigkeit Versorgungssicherheit, Umweltnachhaltigkeit und ökonomische Rentabilität erreicht werden. Für einen nachhaltigen Umgang mit Ressourcen muss der Eintrag ungewollter Substanzen in Recyclingströme genauso wie die Emission von schädlichen Substanzen in die Umwelt eingedämmt werden. Eine perfekte Kreislaufwirtschaft kann jedoch aus energetischen Gründen nie vollständig erreicht werden (Steinbach und Wellmer 2010). Aus den Kreisläufen verlorene Stoffe müssten in Senken umgeleitet werden, wo sie keinen Schaden anrichten können, statt unkontrolliert durch Dissipation in die Umwelt emittiert zu werden (Kral et al. 2013).

Es ist in der Wissenschaft unzureichend bestimmt, ob unser Umgang mit Metallen nachhaltig ist. Dies gilt sowohl für Metalle und Minerale im Gesamten als auch für die Nutzung einzelner Technologiemetalle. Für die Bewertung technoökonomischer Maßnahmen mit Auswirkungen auf anthropogene Materialflüsse von Metallen fehlen geeignete Methoden. Die Versorgungslage mit Metallen ist oftmals unklar, da konkurrierende Bewertungsschemata und uneinheitliche Systemgrenzen zu unterschiedlichen Aussagen führen. Der eigentliche Metallverbrauch, die Dissipation von Metallen, ist unzureichend erforscht und auch hier fehlen Bewertungen, welche einen Vergleich zwischen Metallen überhaupt erst ermöglichen. Nur wer Nachhaltigkeit definiert und ihren Erfüllungsgrad misst, kann Handlungsbedarf identifizieren, geeignete Maßnahmen vorschlagen, und den Fortschritt auf dem Weg zu Klima- und Ressourcenschutz sowie nachhaltiger Entwicklung überprüfen. Daher soll diese Arbeit

---

<sup>4</sup>Eine ausführlichere Betrachtung der Nachfrageentwicklung von Metallen findet sich bei Langkau und Tercero Espinoza (2018).

die Bewertungen von Metallen im Spannungsfeld zwischen Versorgungsrisiken und dissipativen Verlusten ausarbeiten. Das Forschungsfeld der Industrial Ecology bietet geeignete Methoden, um entsprechende Bewertungen zu entwickeln.

Die vorliegende Arbeit behandelt die Materialflüsse von Metallen und Halbmetallen, wobei im Folgenden vereinfachend nur der Begriff Metall verwendet wird. Dies schließt die Betrachtung von Mineralen der Metalle, Metallverbindungen sowie metallhaltigen Produkten und Abfällen mit ein. Die Arbeit beschäftigt sich mit Gewinnung und Verlusten von Metallen im gesellschaftlichen Sinn. Die Gewinnung eines Metalls einerseits ist die Überführung heraus aus dem natürlichen Zustand hin zu einer Funktionalisierung des Metalls; der Verlust andererseits ist der Übertritt aus einer solchen Funktion in einen nicht mehr anthropogen genutzten, potentiell sogar schädlichen Zustand<sup>5</sup>.

Der Zugang zu strategischen Metallen hat in der Geschichte zu Technologiesprüngen geführt, aber auch zu Konflikten. Dies zeigt sich zunächst an den nach Metallen und Legierungen benannten Urgeschichtsperioden (Kupfersteinzeit, Bronzezeit, Eisenzeit), später an den Bergbauaktivitäten beispielsweise des Römischen Reiches auf der Iberischen Halbinsel und in Südengland. Die Spanische Seefahrt, die durch Edelmetallgewinnung in Lateinamerika finanziert wurde, führte sogar zu Völkermord und kultureller Zerstörung (Sykes et al. 2016).

Auch im 20. Jahrhundert gab es Ansätze, die Frage nach dem guten Umgang mit Ressourcen zu beantworten – wobei sich die Perspektive im Laufe der Zeit vielfach verschoben hat. So wird in dem Bericht *Resources for Freedom* betont, dass die Materialversorgung entscheidend sei, um die „barbarische Gewalt [der kommunistischen Staaten] zu besiegen“ (Materials Policy Commission 1952, S. 1, übersetzt). Die Wortwahl muss im Kontext des Koreakrieges und Kalten Krieges gesehen werden und nimmt den Rüstungswettlauf zwischen den USA und der Sowjetunion in den darauffolgenden Jahrzehnten bereits vorweg. Die im Bericht vorgeschlagenen Maßnahmen sind jedoch immer noch aktuell. Die Autoren behandeln neue Explorationstechniken, Recycling, erneuerbare Ressourcen, Substitution und den Umgang mit niedrigen Stoffkonzentrationen. Aus der Perspektive endlicher Ressourcen behandeln umweltorientierte Forscher diese Fragen im großen Stil erst ab den 1970er Jahren, beispielsweise in *Limits to Growth* (Meadows et al. 1972).

Zwar konnte die Förderung von Metallen und Mineralen in den letzten Jahrzehnten gesteigert werden (Valero et al. 2018), eine akute und absolute Verknappung von Metallen stellte sich bisher aber nicht ein<sup>6</sup>. Gleichwohl werden immer größere Anstrengungen unternommen, um Rohstoffe zu gewinnen, welche wiederum mit steigenden Umweltauswirkungen verbunden sind (Nuss und Eckelman 2014). Nach Berechnungen von Ciacci et al. (2016) führen außerdem dissipative Verluste von Metallen durch den Energiebedarf für zusätzliche Primärproduktion zu Treibhausgasemissionen von über 450 Mt CO<sub>2</sub>-Äq. pro Jahr.

<sup>5</sup>Die Wertung, ob etwas keinen Nutzen erfüllt oder schädlich ist, kann immer nur von einer bestimmten Perspektive aus geschehen und ist nicht zwangsläufig objektiv.

<sup>6</sup>Der Förderungsanstieg wurde seit den 1990er Jahren insbesondere durch die Nachfrage für das Wirtschaftswachstum in China angetrieben.

Eine weitere These aus *Resources for Freedom* ist heute immer noch weitverbreitet: „We think about materials resources last, not first“ (Materials Policy Commission 1952, S. 1). Beispielsweise werden Materialflüsse in den für die Forschung am anthropogenen Klimawandel so wichtigen *Integrated Assessment Models* bisher nicht berücksichtigt (Pauliuk et al. 2017a). Die vorliegende Arbeit soll helfen, über die Gewinnung und den Verlust von Metallen nachzudenken. Dabei sollen die vielfältigen Schwierigkeiten bei der Rohstoffgewinnung berücksichtigt und in Verhältnis zu den Problemen aufgrund von dissipativen Verlusten gesetzt werden.

Versorgungsrisiken von Metallen sind sowohl auf politischer als auch akademischer Ebene ein aktuelles Thema. Aufgrund eines Erlasses des Präsidenten der Vereinigten Staaten von Amerika (Trump 2017), gibt es nun eine Liste an sogenannten *Critical Minerals*, für welche die Versorgung der US-amerikanischen Wirtschaft sichergestellt und die nationale Sicherheit gewährleistet werden soll (Fortier et al. 2018). Auch die Europäische Kommission lässt regelmäßig eine Liste von *kritischen Rohstoffen* erstellen, welche sowohl eine problematische Versorgungslage aufweisen als auch für die europäische Wirtschaft bedeutsam sind (European Commission 2017). Aufgrund solcher Listen an kritischen Metallen werden Forschungsanträge bewilligt, Materialsubstitute entwickelt und Handelsbeziehungen verändert (Machacek 2017). Die Kriterien für die Identifizierung kritischer Metalle sind jedoch von Perspektive und Zielsetzung der Bewertung abhängig (Achzet und Helbig 2013; Helbig et al. 2016b).

In den letzten Jahren schärft sich zusätzlich das Bewusstsein für die Problematik dissipativer Verluste. Dissipation stellt im großen Maßstab ein Problem dar, da diese zu irreversiblen Verlusten des Metallkreislaufes führt (Zimmermann und Gößling-Reisemann 2013). In kleineren Maßstäben können dissipative Verluste zu Umwelt- und Gesundheitsproblemen führen, wenn Schwermetalle oder Nanopartikel in die Umwelt geraten. Ein weiteres Problem sind Verunreinigungen durch dissipative Verluste, beispielsweise in recycelten Materialien.

## 1.2 Ziele und Aufbau der Forschungsarbeit

Obwohl Gewinnung und Verlust von Metallen gleichermaßen die Nachhaltigkeit beeinflussen, sind die Methoden zu ihrer Bewertung auf unterschiedlichem Stand. Zwar können auch Versorgungsrisikobewertungen als methodisch unausgereift betrachtet werden (Frenzel et al. 2017b), ihre Beschreibung und Diskussion ist dennoch umfangreicher als die der Methoden zur Bewertung dissipativer Verluste. Das Verständnis über Materialsysteme, ihre Störung anfälligkeit, die Verknüpfungen zwischen Metallen und die Wirkung von Materialverlusten muss also verbessert werden. Dies gilt insbesondere, wenn Technologiemetalle abseits von Eisen, Aluminium oder Kupfer betrachtet werden. Die vorliegende Arbeit fokussiert daher auf die nachhaltigere Nutzung von Metallen sowohl in Hinblick auf Versorgungsrisiken als auch

auf dissipative Verluste, wobei Verbesserungen der Nachhaltigkeit durch technoökonomische Handlungsoptionen für Politik, Wissenschaft und Wirtschaft dargestellt werden.

Die Forschungsfrage dieser Arbeit lautet:

**Wie beeinflussen technoökonomische Handlungsoptionen die Ergebnisse der globalen Bewertungen des Versorgungsrisikos und der dissipativen Verluste von Metallen?**

Mit dieser Frage wird ein möglicher Konflikt zwischen Veränderungen der *Versorgungsrisiken* mit dem Betrachtungszeitraum weniger Jahre und der *dissipativen Verluste* mit einer langfristigen Perspektive berücksichtigt. Es wird das Spannungsfeld technoökonomischen Handelns betrachtet: Die Versorgungssicherheit soll für die Metalle gewährleistet sein, die Funktionen der Metalle in ihren Anwendungsfeldern müssen erfüllt werden, dissipative Verluste sollen zur Gewährleistung intergenerationeller Gerechtigkeit vermieden werden und die Nachhaltigkeit muss im Kontext gesellschaftlichen Wandels berücksichtigt werden. Aus diesem Hauptziel der Forschungsarbeit ergeben sich vier Unterforschungsfragen:

- Q1** Wie muss das Indikatorenset der Versorgungsrisikobewertung zur Adressierung zukünftiger globaler Versorgungsrisiken erweitert werden?
- Q2** Mit welchen Indikatoren können globale dissipative Verluste quantitativ bewertet werden?
- Q3** Welche Bewertungen ergeben sich aufgrund der entwickelten Indikatorensets für ausgewählte Metalle?
- Q4** Welche Zielkonflikte entstehen durch technoökonomische Handlungsoptionen als Gegenmaßnahmen zu Versorgungsrisiken und zu dissipativen Verlusten?

Diese Forschungsfragen werden mit Methoden des Forschungsfeldes der *Industrial Ecology* beantwortet und Abbildung 1.3 zeigt den Aufbau der vorliegenden Arbeit. Kapitel 2 beschreibt den *Stand der Forschung* zur Bewertung von Metallen. Es werden dort die Methoden der Industrial Ecology vorgestellt und ihre Eignung für die Metallbewertung eingeschätzt. Weiterhin wird der Wissenstand zu Kritikalitätsbewertungen inklusive Versorgungsrisiken und das Phänomen dissipativer Verluste von Metallen einschließlich der Bewertungsansätze vorgestellt. Darauf aufbauend wird in Kapitel 3 ein konkretes *Forschungsvorgehen* formuliert und die Auswahl der Metalle begründet. Es folgen in Kapitel 4 und Kapitel 5 jeweils die *Entwicklung und Anwendung der Bewertungsmethode* – zunächst für die *Versorgungsrisiken* und anschließend für die *dissipativen Verluste*. Beide Bewertungsmethoden werden auf die gleichen 18 ausgewählten Metalle angewandt: Aluminium, Chrom, Eisen, Cobalt, Nickel, Kupfer, Zink, Gallium, Germanium, Selen, Silber, Indium, Zinn, Tellur, Tantal, Wolfram, Rhenium und Blei. Kapitel 6 identifiziert *technoökonomische Handlungsoptionen* für mögliche Entwicklungspfade zur Verringerung der Versorgungsrisiken und Vermeidung dissipativer Verluste, Dies wird exemplarisch anhand der drei Metallpaare Aluminium und Gallium,

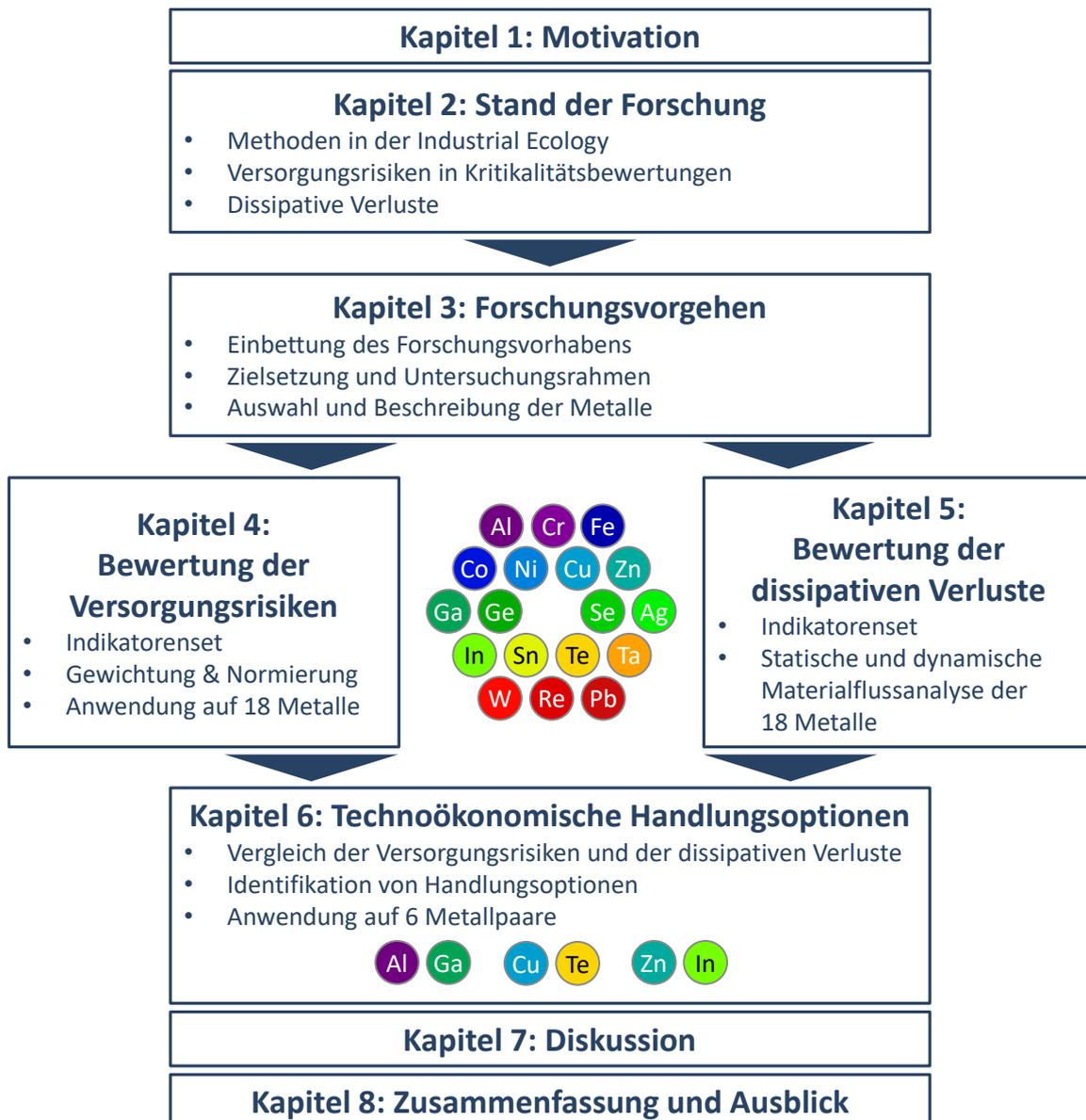


Abbildung 1.3: Aufbau der Dissertationsschrift.

Kupfer und Tellur sowie Zink und Indium gezeigt. Kapitel 7 *diskutiert* die Forschungsergebnisse der Arbeit kritisch. Kapitel 8 liefert zum Abschluss eine *Zusammenfassung* der Arbeit sowie einen *Ausblick*.

## 2 Stand der Forschung

Aus dem Stand der Forschung zur Materialbewertung geht hervor, welche Methoden bereits bestehen, um das Versorgungsrisiko zu charakterisieren und geeignete Indikatoren zu identifizieren (Forschungsfrage Q1). Es wird weiterhin dargestellt, wie dissipative Verluste in der Forschung behandelt werden und welche Methoden geeignet sind, um Indikatoren zur Bewertung zu generieren (Q2). Ausgangspunkt ist der Aufbau des Forschungsfeldes *Industrial Ecology* (IE), da dieses eine materialfokussierte Perspektive einnimmt und die Grundlagen für die Versorgungsrisikobewertung und die Bewertung der dissipativen Verluste liefert. Aus der Industrial Ecology werden zunächst vier grundlegende Methoden erläutert und ihre Eignung für die Bewertung von Metallen insgesamt dargelegt. Der etablierte Methodenkanon der Industrial Ecology ist jedoch nicht ausgereift für eine umfassende Bewertung der Gewinnung und der Verluste von Metallen im globalen Kontext. Daher wird die relativ neue Methode der Kritikalitätsbewertung vorgestellt, die oftmals eine Versorgungsrisikobewertung enthält. Kritikalitätsbewertungen ermöglichen die Priorisierung problematischer Materialien und das Erkennen von Problembereichen in Bezug auf die Versorgungslage einzelner Rohstoffe. Der Stand der Forschung zu dissipativen Materialverlusten wird zuletzt betrachtet. Die Dissipationsforschung ist am wenigsten ausgebildet und liefert bisher nur erste Ansätze zur Bewertung der Materialverluste auf globaler Ebene.

### 2.1 Ausgewählte Methoden der Industrial Ecology

Zur Definition des Begriffs *Industrial Ecology*<sup>7</sup> verweisen Clift und Druckman (2015) auf White (1994), welcher die Beschreibung und Beeinflussung von Materialflüssen in seiner Definition hervorhebt, aber auch auf Allenby und Richards (1994), für die der systemische und multidisziplinäre Charakter der Beschreibung von komplexen Mensch-Natur-Systemen im Vordergrund steht. Bei vielen Analysen des Forschungsgebietes Industrial Ecology entstehe demnach die Erkenntnis, dass die derzeitige Interaktion der Gesellschaft und des Wirtschaftsgeschehens mit der Natur nicht auf Dauer aufrechterhalten werden könne (also nicht *nachhaltig* sei) und daher verändert werden müsse (Clift und Druckman 2015). In der sehr knapp formulierten Nachhaltigkeitsdefinition von Jackson (2010) gilt Nachhaltigkeit als „die Kunst guten Lebens innerhalb der ökologischen Grenzen eines endlichen Planeten“

---

<sup>7</sup> *Industrial Ecology* ist im Deutschen kein feststehender Begriff. In Analogie zum *Wirtschaftsingenieurwesen*, welches im Englischen als *Industrial Engineering* bekannt ist, kann die Übersetzung *Wirtschaftsökologie* verwendet werden. Im Weiteren wird stets *Industrial Ecology* verwendet.

(Clift und Druckman 2015, S. xi, übersetzt). Die Industrial Ecology beschäftigt sich mit den Wechselwirkungen zwischen Umwelt, Technik, Gesellschaft und Wirtschaft. Sie berücksichtigt Kausalketten genauso wie Rückkopplungen zwischen den Bereichen und geht zumeist von den materiellen Bestandteilen der Systeme aus: Die Beschreibung basiert auf Flüssen und Beständen an Materie und Energie. Forscher im Bereich der Industrial Ecology sind in verschiedensten Disziplinen ausgebildet. Dies reicht von Natur- und Materialwissenschaften über Chemie-, Maschinenbau- und Umweltingenieurwesen, zu Verfahrenstechnik, aber auch Soziologie, Volks- und Betriebswirtschaft. Für die Industrial Ecology spezifisch ist also nicht die Zuordnung zu einem bestimmten Wissenschaftsbereich, sondern die Beschäftigung mit interdisziplinären Wechselwirkungen sowie Fragen zur Nachhaltigkeit dieser gekoppelten Systeme.

Innerhalb der Industrial Ecology haben sich etwa seit dem Jahr 1990 verschiedene Teilgebiete mit jeweils eigenen Methoden herausgebildet. Im Gebiet *Socio-Economic Metabolism* (SEM) werden oftmals die Methoden *Materialflussanalyse* (MFA) und *Input-Output-Analyse* (IO) verwendet. Materialflussanalysen zerlegen Systeme in einzelne Prozesse und stellen die Beziehungen zwischen diesen in Materialflüssen und -beständen dar. Input-Output-Analysen sind geeignet, um die monetären oder physikalischen Wechselwirkungen zwischen Wirtschaftssektoren und Regionen darzustellen. Diese Sektoren können dadurch mit ihren Umweltauswirkungen in Verbindung gesetzt werden. Das Gebiet *Life Cycle Sustainability Analysis* (LCSA) setzt die Methode des *Life Cycle Assessments* (LCA) ein, was auch als *Ökobilanzierung* bezeichnet wird. Ökobilanzen quantifizieren die Wirkungen und Schäden, die Produkte über ihren gesamten Lebenszyklus hinweg verursachen. Durch den Vergleich von Ökobilanzen können umweltschonende Produkte identifiziert werden. Weitere Teilgebiete der Industrial Ecology sind *Industrial Symbiosis* (IS) und *Sustainable Urban Systems* (SUS), welche sich mit Industrieparks oder der Raumplanung beschäftigen und hier nicht weiter vorgestellt werden.

Die Methoden der Industrial Ecology können herangezogen werden, um die Nachhaltigkeit der Nutzung von Metallen im globalen Maßstab quantitativ zu bewerten. Hierzu gibt es in der IE-Literatur vier konkrete Ansätze:

1. die Abschätzung der Verfügbarkeit von Metallen in Form von Reserven und Ressourcen,
2. die Auswertung von Input-Output-Analysen zur Identifizierung von Wechselwirkungen zwischen Wirtschaftssektoren,
3. die Auswertung von Materialflussanalysen hinsichtlich der Prozesseffizienz und des Recyclings von Metallen, sowie
4. die Bewertung der Umweltauswirkungen des Metallgebrauchs in Produkten durch Ökobilanzierungen.

Zu diesen Ansätzen werden im Folgenden die Eignung der jeweiligen Methoden für die Bewertung von Metallen eingeschätzt.

### 2.1.1 Konzepte zur Bewertung globaler Ressourcenverfügbarkeit

Es ist unstrittig, dass die global förderbare Gesamtmenge jedes einzelnen Metalls begrenzt ist. Diese Menge hängt unter anderem von der Konzentration des Elements in der Erdkruste ab. Die relative Häufigkeit der chemischen Elemente in der oberen kontinentalen Erdkruste ist in Abbildung 2.1 dargestellt. Die obere kontinentale Kruste hat eine besonders hohe Bedeutung für den Bergbau von Metallen, da hier der Zugang vergleichsweise einfach ist. Metallgewinnung aus tieferliegenden Krustenteilen oder ozeanischer Kruste ist aufwändiger und bisher unbedeutend. Gesteinsbildende Elemente wie Silizium, Eisen und Aluminium haben einen sehr großen Massenanteil, Platingruppenelemente und Edelmetalle einen sehr kleinen Anteil. Die Erdkruste ist jedoch nicht homogen aufgebaut, sondern je nach geomorphologischen Prozessen unterschiedlich zusammengesetzt. Daher ist die relative Häufigkeit in der Erdkruste nur ein Hinweis auf die reale Verfügbarkeit. Ein Abbau von Lagerstätten lohnt sich wirtschaftlich nur bei entsprechend hoher Konzentration im abgebauten Gestein.

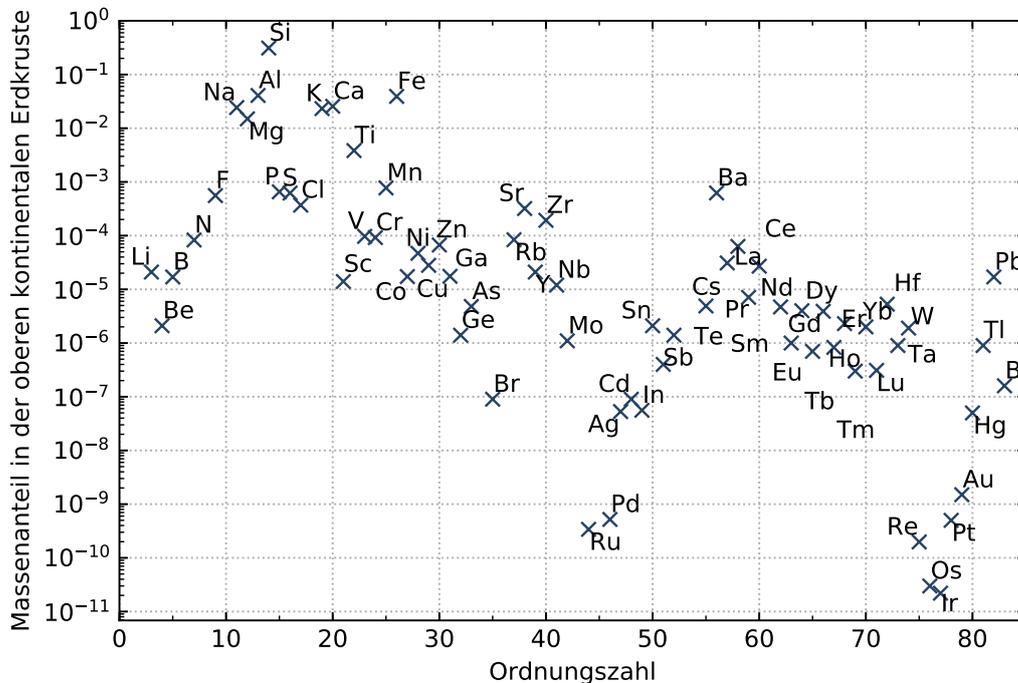


Abbildung 2.1: Massenanteil von 70 chemischen Elementen in der oberen kontinentalen Erdkruste in halb-logarithmischer Darstellung. Eigene Darstellung mit Daten von Rudnick und Gao (2003).

Zur Quantifizierung der Verfügbarkeit werden zumeist die Begriffe Reserven und Ressourcen unterschieden<sup>8</sup>. Abbildung 2.2 grenzt die Begriffe gemäß Definition des USGS (2017b) gegeneinander ab. Zur Reservemenge zählen alle identifizierten Lagerstätten, welche derzeit sowohl technisch als auch ökonomisch abbaubar wären. Dies heißt nicht, dass bereits Berg-

<sup>8</sup>Daneben werden gelegentlich noch weitere Begriffe wie die Reservenbasis oder *Ultimate Recoverable Resources* in der Literatur verwendet.

bauaktivitäten an den Lagerstätten durchgeführt worden sein müssen, doch es muss bereits eine Exploration stattgefunden haben. Bei den Ressourcen hingegen handelt es sich um die erwartete Gesamtmenge an theoretisch abbaubaren Lagerstätten. Diese können derzeit unrentabel sein und müssen auch noch nicht exploriert worden sein. Die Ressourcenmenge schließen die Reserven mit ein USGS (2017b).

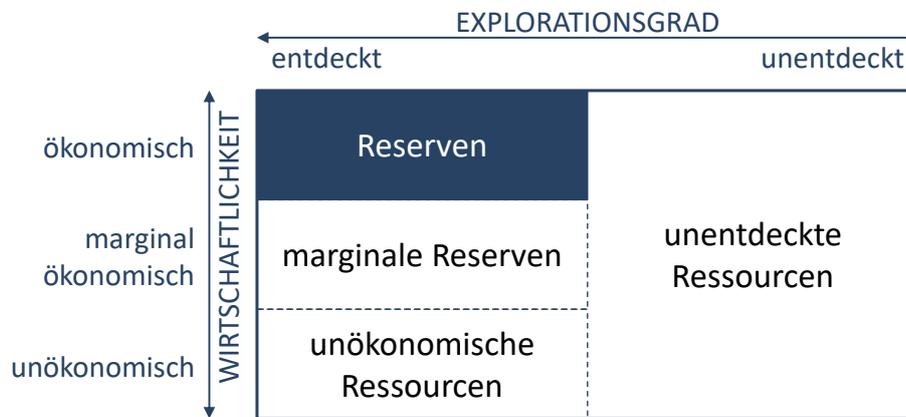


Abbildung 2.2: Begriffskategorien für Reserven und Ressourcen des United States Geological Survey (USGS). Ressourcen umfassen alle Lagerstätten unabhängig von Explorationsgrad und Wirtschaftlichkeit. Reserven enthalten lediglich entdeckte, ökonomisch abbaubare Lagerstätten. Abbildung vereinfacht nach USGS (2017b, S.199).

Die begrenzten Ressourcen an sich stellen derzeit kein Versorgungsproblem dar. Für Eisen, Aluminium, Nickel, Neodym und Dysprosium beispielsweise sind die Reserven nach Berechnungen von Koning et al. (2018) selbst unter der Annahme eines Übergangs zu einer *Low-Carbon-Gesellschaft* bis zum Jahr 2050 ausreichend und für Kupfer, Lithium und Zink liegt die notwendige Ausweitung der Reserven durch Exploration noch unter den historischen Explorationserfolgen. Statt der grundsätzlichen Verfügbarkeit sehen diverse Autoren die Versorgungsprobleme darin, dass im Bergbau die Produktion kurzfristig nicht stark ausgeweitet werden könne. Dies hängt auch mit den besonders langen Vorlaufphasen von der Entdeckung einer Lagerstätte bis zum Beginn des wirtschaftlichen Abbaus für Bergbauprojekte zusammen. Nach Angaben von Ali et al. (2017) vergehen bei Kupferlagerstätten je nach Region zwischen 13 und 23 Jahren von der Entdeckung bis zur Erschließung. Stark zyklische Investitionen im Bergbau würden die Entwicklung zusätzlich erschweren, weswegen staatliche Förderung notwendig sei (Ali et al. 2017)<sup>9</sup>.

Eine Problematik des fortschreitenden Abbaus mineralisch-metallischer Ressourcen ist der niedriger werdende Erzgehalt der abgebauten Minerale (Northey et al. 2014). Damit erhöht sich neben der Investitionsmenge auch der Energie- und Materialbedarf zum Betrieb

<sup>9</sup>Tilton et al. (2018) vertreten als Antwort auf diese These die Perspektive, dass kurzfristige Versorgungsrisiken am besten durch Lagerhaltung und Risikomanagement durch Unternehmen beantwortet werden und langfristige Versorgungsrisiken durch Preiserhöhungen die Nachfrage nach dem Material verringern werden. Staatliche Eingriffe, abgesehen von Innovationsförderung und Anreize zu Materialeffizienz und Kreislaufwirtschaft, seien bisher wenig erfolgreich gewesen.

einer Mine. Humphreys (2014) weist zusätzlich auf steigende spezifische Investitionen pro geförderter Tonne Kupfer hin. Bei der Diskussion um qualitative Verschlechterung der Minen muss unterschieden werden zwischen dem Metallgehalt im Erz, der vor allem durch das Mineral vorgegeben wird<sup>10</sup>, und dem Erzgehalt im Gestein, also dem Verhältnis zwischen Erz und taubem Gestein<sup>11</sup>. Am Beispiel Kupfer zeigt sich, dass die Erzgehalte im Laufe der Zeit tatsächlich gesunken sind – wohlgermerkt bei gleichzeitig steigender weltweiter Produktion (Calvo et al. 2016).

Bei Koppelproduktmetallen entsteht zusätzlich das Problem, dass eine Förderung nur dann ökonomisch betrieben werden kann, wenn das Metall als Koppelprodukt eines Hauptmetalles mitgefördert und anschließend separiert wird (Nassar et al. 2015a). Nur manche Metalle werden tatsächlich im Bergbau gefördert, die anderen werden in Abhängigkeit davon separiert. Die Reserven von Koppelproduktmetallen sind also durch die Reserven der Hauptmetalle begrenzt. Hierfür haben Frenzel et al. (2017a) eine Methode entwickelt, um abzuschätzen, welcher Anteil des förderbaren Koppelproduktes bereits gefördert wird und wie schnell die globale Produktion sich dem maximalen Produktionspotential nähert.

Abschätzungen zu Reserven und Ressourcen können für den langfristigen Explorationsdruck auf ein Metallsystem herangezogen werden. Die starke Komplexitätsreduktion der Angabe führt jedoch oft zu einer Fehlinterpretation. Die Mengen der Reserven und Ressourcen sind dynamische Angaben, welche keine Aussagen über Koppelproduktionen, Extraktionskosten oder kurzfristige Verknappungen angeben. Die Angaben zur Ressourcenverfügbarkeit sollten daher nie allein zur Bewertung der Metallverfügbarkeit herangezogen werden, sie können nur einen ersten Eindruck vermitteln.

### 2.1.2 Input-Output-Analysen

Input-Output-Analysen (I-O) verfolgen üblicherweise zunächst monetäre Ströme zwischen Wirtschaftssektoren und gehen auf ihren Urvater Leontief zurück (Leontief 1976). Innerhalb von Volkswirtschaften können Matrizen aufgestellt werden, welche die Wirtschaftsaktivitäten abbilden (R. E. Miller und Blair 2009). Güter können von den jeweiligen Wirtschaftszweigen gebraucht werden, so dass es interne Nutzen und Produktionsoutputs des Gesamtsystems gibt. Es wird also nicht zwischen Industriegütern und Konsumgütern unterschieden. Die gesammelten monetären Wirtschaftsdaten können tabellarisch angeben, welche Zwischenprodukte für die Herstellung anderer Produkte notwendig sind (sogenannte *Use Tables*) oder welche Produkte aus Zwischenprodukten hergestellt werden (*Make Tables*). Aus den monetären Input-Output-Tabellen können auch physische Tabellen erzeugt werden und diese beispielsweise um Umweltauswirkungen erweitert werden, was zu sogenannten *Environmentally-Extended Input-Output* Analysen (EEIO) führt.

---

<sup>10</sup>Abgesehen von gediegen vorkommenden Metallen kann dieser niemals 100 % erreichen. Für die beiden wichtigsten Eisenerzgesteine Hämatit und Magnetit beispielsweise liegen diese um die 70 % Gewichtsanteil Eisen im Erz.

<sup>11</sup>Taubes Gestein ist nicht verwertbares Gestein, das sich über dem Erz oder um das Erz herum befindet.

Mathematisch gesehen gibt es im Leontief-Modell verschiedene Wirtschaftszweige, die jeweils ein Gut herstellen. Bei  $n$  Wirtschaftszweigen werden  $n$  Produkte hergestellt und die Vorproduktionsmatrix  $A$  hat die Ordnung  $n \times n$ . Es gilt in Matrixschreibweise folgender Zusammenhang zwischen der externen Nachfrage  $\vec{q}$  und der Gesamtproduktionsmenge  $\vec{p}$ , jeweils mit  $n$  Vektoreinträgen:

$$\vec{q} = \vec{p} - A\vec{p} = (\mathbb{1} - A)\vec{p} \quad (2.1)$$

Dies bedeutet, dass so viele Produkte für den Konsum zur Verfügung stehen, wie produziert werden, abzüglich derer, die für die Produktion als Vorprodukte notwendig sind. Dabei wird  $\mathbb{1} - A$  auch als Technologiematrix bezeichnet, da sie die Produktionsmengen bei gegebenen Materialflüssen angibt. Aus dieser Technologiematrix kann die sogenannte *Leontief-Inverse*  $\mathbb{L} = (\mathbb{1} - A)^{-1}$  berechnet werden, mit welcher die notwendige Produktion  $\vec{p}$  zur Erfüllung einer beliebigen Nachfrage  $\vec{q}$  berechnet werden kann:

$$\vec{p} = (\mathbb{1} - A)^{-1}\vec{q} = \mathbb{L}\vec{q} \quad (2.2)$$

*EXIOBASE 3* ist die umfangreichste *Environmentally-Extended Multiregional Input-Output* (EE-MRIO) Tabelle, die derzeit verfügbar ist (Stadler et al. 2018). Sie umfasst 44 Länder, 26 Jahre, 163 Industriesektoren und 200 Produkte. Obwohl EXIOBASE in der Umwelterweiterung 222 Materialien unterscheidet, sind darunter lediglich 12 Metallerze<sup>12</sup>. Eine Bewertung einzelner Technologiemetalle ist daher durch Input-Output-Tabellen derzeit nicht möglich. Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen zu Input-Output-Rechnungen, wie sie beispielsweise die *Domestic Material Consumption* (DMC) angeben, sind für die Rohstoffbewertungen ebenfalls nicht hilfreich, da sie alle Rohstoffe als reines Massenkriterium ansehen und diese aufsummieren. Dadurch dominieren Baustoffe wie Zement und Glas, sowie Massenmetalle wie Eisen, Aluminium und Kupfer die Bewertungen. Effizienz beim Umgang mit Spezialmetallen spielt dann keine große Rolle mehr. Gleichwohl können Input-Output-Tabellen relevante Daten zur Verwendung von Zwischenprodukten in verschiedenen Wirtschaftssektoren liefern (Nakamura et al. 2014).

### 2.1.3 Materialflussanalysen

Materialflussanalysen (MFA)<sup>13</sup> beschreiben die „systematische Aufstellung der Materialflüsse und -bestände innerhalb eines räumlich und zeitlich begrenzten Systems“ (Brunner und Rechberger 2004, S. 3, übersetzt). Man nutzt für die Berechnungen das Prinzip der Massenerhaltung: Die Änderung eines Bestandes ergibt sich aus der Differenz eingehender und

<sup>12</sup>Es werden in EXIOBASE 3 die Metalle Aluminium/Bauxit, Kupfer, Gold, Eisen, Blei, Nickel, Nichteisenmetalle, Platingruppenmetalle, Silber, Zinn, Uran/Thorium und Zink erfasst.

<sup>13</sup>In der Literatur finden sich hierfür auch die Begriffe Stoffstromanalyse, Stoffflussanalyse und Materialstromanalyse. Zwar gibt es gelegentlich Versuche der begrifflichen Unterscheidung (Bringezu und Kleijn 1997), insgesamt sind die Begriffe jedoch synonym zu verstehen.

ausgehender Materialflüsse. Materialien fließen zwischen zwei modellierten Prozessen oder überschreiten die Systemgrenze. Die Systemgrenze beschreibt sowohl räumliche (z.B. eine Produktionslinie, ein Land oder den gesamten Planeten) als auch zeitliche Beschränkungen (z.B. ein Jahr) der Analyse. Bestände können nur innerhalb einzelner Prozesse auftreten. Myers et al. (2018) unterscheiden zwischen *natürlichen Reservoirs* (Gestein, Pflanzen, Gewässer und Atmosphäre) und *anthropogenen Reservoirs* (Produkte, Infrastruktur und Deponien). Zwischen und innerhalb der Reservoirs werden Materialien gelagert, verteilt und transformiert, wobei zwischen Transformationsprozessen und Distributionsprozessen unterschieden werden kann (Myers et al. 2018). Transformationsprozesse finden in der Regel an einem Ort statt, können aber die Materialzusammensetzung und auch die Materialeigenschaften verändern. Distributionsprozesse verändern üblicherweise das Material nicht, ermöglichen aber den Transport und den Handel eines Materials.

Die Erstellung einer Materialflussanalyse besteht aus den Stufen *Zielsetzung, Systemdefinition, Grob- und Feinbilanzierung, Evaluation und Interpretation, Schlussfolgerung* und *Präsentation* (Baccini und Brunner 2012). Wichtig ist neben der oft aufwändigen Datenbeschaffung der transparente Umgang mit Datenunsicherheiten und der Datenqualität (Schwab et al. 2017). Bei der Erstellung einer Materialflussanalyse kann Software zur Hilfe genommen werden, welche die linearen Gleichungssysteme zur Massenerhaltung löst und die Darstellung der Materialflüsse und Prozesse erleichtert. Ein Beispiel hierfür ist die Software STAN<sup>14</sup> (Cencic und Rechberger 2008), welche auch Datendiskrepanzen erkennen und unter Berücksichtigung von Datenunsicherheiten ausgleichen kann (Cencic 2016).

Die übliche Darstellungsform einer statischen Materialflussanalyse ist ein *Blockflussdiagramm*, in dem Prozesse als Rechtecke und Materialflüsse als Pfeile dargestellt werden, wobei die Pfeildicke oftmals proportional zur Flussmenge gewählt wird<sup>15</sup>. Abbildung 2.3 zeigt das Schema der Blockflussdiagramme für Materialflussanalysen mit Transformations- und Distributionsprozessen.

Es werden *statische* und *dynamische Materialflussanalysen* unterschieden. Eine statische Materialflussanalyse ist einperiodisch und hat den Zweck, einen Überblick über die materiellen Zusammenhänge innerhalb eines räumlich und zeitlich begrenzten Systems zu vermitteln. Durch eine statische Materialflussanalyse kann die Materialeffizienz eines Produktionsprozesses oder Kreislaufes bestimmt werden. Die Analyse ermöglicht die Identifizierung ineffizienter Prozesse, die für den Großteil der Materialverluste verantwortlich sind. Bei statischen Materialflussanalysen von Metallen sind nationale oder globale Systemgrenzen sowie ein ganzes Jahr als Betrachtungszeitraum üblich. Statische Materialflussanalysen lassen sich auch betriebswirtschaftlich als Materialflusskostenrechnung<sup>16</sup> auswerten (Schmidt und Nakajima 2013).

<sup>14</sup>Die Abkürzung STAN steht für *subSTance flow ANalysis*, die Software wird von der TU Wien entwickelt.

<sup>15</sup>Diese Eigenschaft der proportionalen Pfeildicken wird auch bei sogenannten *Sankey-Diagrammen* verwendet.

<sup>16</sup>Materialflusskostenrechnungen sind durch die ISO-Normen 14051 und 14052 beschrieben.

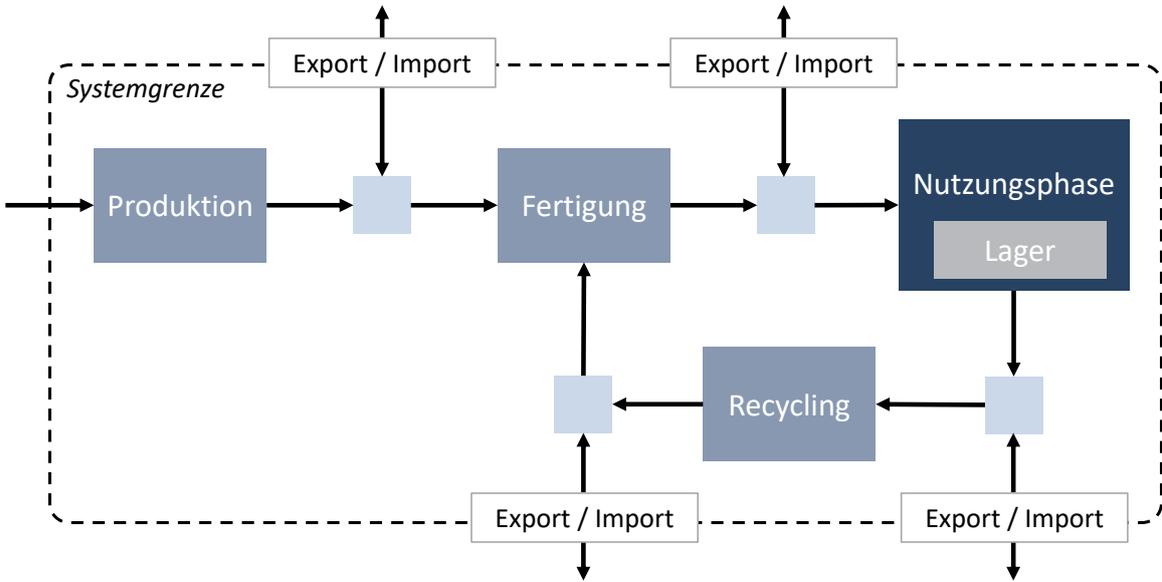


Abbildung 2.3: Schema für Blockflussdiagramme in Materialflussanalysen. Materialflüsse folgen den Pfeilrichtungen von und zu rechteckig dargestellten Prozessen, wobei Transformationsprozesse groß und Distributionsprozesse klein dargestellt sind. Bestände können nur innerhalb von Prozessen auftreten. Materialflüsse über die Systemgrenze stellen Importe und Exporte dar. Eigene Darstellung nach Baccini und Brunner (2012) und Myers et al. (2018).

Nicht direkt messbare Materialflüsse können bei vollständiger Beschreibung der relevanten Prozesse und der sogenannten Transferkoeffizienten durch Lösung von linearen Gleichungssystemen bestimmt werden. Transferkoeffizienten geben für alle Inputmaterialflüsse  $X_{ip}$  eines Prozesses  $p$  an, zu welchen Verhältnissen diese an die mit dem Prozess verbundenen Outputmaterialflüsse  $X_{po}$  weitergeleitet werden. Aufgrund der Massenerhaltung muss die Summe aller Transferkoeffizienten  $T_{po}$  eines Prozesses 100 % ergeben.

$$T_{po} = \frac{X_{po}}{\sum_i X_{ip}}, \quad \text{mit } \sum_o T_{po} = 1 \quad (2.3)$$

Dynamische Materialflussanalysen hingegen sind mehrperiodisch, der Untersuchungsgegenstand ist die zeitliche Veränderung von Beständen oder Materialflüssen. Die Bestandsänderungen innerhalb eines Prozesses ergeben sich aus der Differenz aller innerhalb des Untersuchungszeitraumes angefallenen Inputs und Outputs (Baccini und Brunner 2012).

$$m_{\text{stock}}(t) - m_{\text{stock}}(t_0) = \int_{t_0}^t \dot{m}_{\text{input}}(\tau) d\tau - \int_{t_0}^t \dot{m}_{\text{output}}(\tau) d\tau \quad (2.4)$$

Hierfür spielt neben den Transferkoeffizienten und der Massenerhaltung die Lebensdauer von Produkten eine große Rolle. Die meisten dynamischen Materialflussanalysen basieren ihre Modellierung auf der Annahme, dass Produkte bestimmten Lebensdauerkurven unterliegen, welche entweder als Dichtefunktion  $\phi(t, t')$  der Ausfallwahrscheinlichkeitskurve über die Nut-

zungszeit  $t - t'$  oder als dessen Integral, der Verteilungsfunktion  $\Phi(t, t')$  angegeben werden (Nassar 2017). Es gilt als wesentliche Eigenschaft der Dichtefunktion:  $\int_{t'}^{\infty} \phi(t, t') dt = 1$ . Für die Outputs  $z(t, t')$  einer zum Zeitpunkt  $t'$  produzierten Produktkohorte  $x(t')$  gilt dann:

$$z(t, t') = \phi(t, t')x(t'), \quad \text{mit} \quad \int_{t'}^{\infty} z(t, t') dt = x(t') \quad (2.5)$$

Andersherum kann auch die gesamte Schrottmenge  $z(t)$  zum Zeitpunkt  $t$  aus den seit einem Startpunkt  $t_0$  produzierten Produktkohorten berechnet werden:

$$z(t) = \int_{t_0}^t \phi(t, t')x(t') dt' \quad (2.6)$$

Für die Lebenszeitkurven  $\phi$  werden je nach Produktgruppe üblicherweise Normalverteilungen, Lognormalverteilungen oder Weibullverteilungen angenommen (Glöser-Chahoud 2017). Dirr (2017) zeigt am Beispiel von Photovoltaikmodulen, dass diese einfachen Lebensdauerkurven nicht für alle Anwendungsfälle geeignet sind.

Dynamische Materialflussmodelle können darüber hinaus in *bestandsbasierte* und *konsumbasierte* Modelle unterteilt werden. Bestandsbasiert heißt, dass zu jedem Zeitpunkt der in Nutzung befindliche Bestand als Parameter vorgegeben wird und die notwendigen Inputs zum Ausgleich der Outputs und zur Erfüllung der Bestandsänderung daraus berechnet werden. Konsumbasierte Modelle hingegen parametrisieren für jedes Jahr die Nachfrage nach Produkten und berechnen daraus die Entwicklung des Nutzlagerbestandes. Ob bestandsbasierte oder konsumbasierte Modelle für die Projektion der Materialflüsse aussagekräftiger sind, hängt davon ab, ob die Funktion der Metalle durch ihren Nutzen in langlebigen Produkten und Infrastruktur fortlaufend erfüllt wird (z.B. Gebäude, Straßen, Fahrzeuge) oder in kurzlebigen Produkten nur einmal erfüllt werden kann (z.B. Düngemittel, Kosmetik, Chemikalien).

Die wissenschaftliche Literatur beginnt in den 1990er Jahren damit, Materialflüsse auf globalem Maßstab für einzelne Metalle zu modellieren und zu bilanzieren. In Arbeiten an der Yale University werden zunächst die Prozesse *Production*<sup>17</sup>, *Fabrication & Manufacturing*, *Use* und *Waste Management & Recycling* unterschieden, später werden zum einen die Prozesse der *Production* in *Mining*, *Smelting* und *Refining* unterteilt, zum anderen die Prozesse *Fabrication* und *Manufacturing* jeweils eigenständig modelliert (Chen und Graedel 2012). Recycling kann dabei als Schrottmarkt oder über direkte Materialflüsse abgebildet werden. Da nicht für jedes Metall jeder Einzelprozess existiert, wird durch diese Aufteilung die Vergleichbarkeit der Analysen eingeschränkt. Chen und Graedel (2012) stellen in ihrem Review fest, dass von 1074 untersuchten Materialflussanalysen 851 Nationen oder Regionen

<sup>17</sup>Aufgrund der Gefahr der Fehlinterpretation werden aus Forschungsarbeiten übernommene Begriffe zu Prozessen innerhalb von Materialflussanalysen in dieser Arbeit in der Regel nicht übersetzt. Dies betrifft auch die Prozesse *Mining*, *Smelting* und *Refining*, welche am ehesten mit Bergbau, Metallschmelze und Raffination übersetzt werden können.

bilanzieren, 112 Kontinente, 56 die gesamte Welt, 37 Städte und 18 Flusseinzugsgebiete. Von allen dort berücksichtigten Materialflussanalysen sind 989 statisch und lediglich 85 dynamisch.

In einem späteren Review unterteilen E. Müller et al. (2014) für dynamische Materialflussanalysen die Produktionsphase in *Mining* und *Raw Material Production*. Dissipative Verluste werden demnach nicht in allen Materialflussanalysen berücksichtigt und wenn dann auch nicht immer für alle Phasen des Materialzyklus. Dabei können dissipative Verluste als Transferkoeffizient in die Materialflüsse eingebettet (z.B. Fabrikationsverluste, dissipative Anwendungen, Downcycling), als Emissionsfaktor von Materialbeständen modelliert (z.B. Korrosion), als Fehlmenge der Massenbilanzen indirekt bestimmt oder aufgrund historischer Daten rekonstruiert werden. Laut E. Müller et al. (2014) müssen dissipative Verluste in Zukunft in Materialflussanalysen intensiver untersucht werden, unter Umständen mit neuen Indikatoren.

Rauch und Pacyna (2009) setzen die Materialflüsse von Silber, Aluminium, Chrom, Kupfer, Eisen, Nickel, Blei und Zink zwischen verschiedenen Bereichen der Biosphäre und Geosphäre mit denen der Anthroposphäre in Verbindung. Der anthropogene Teil der Materialflüsse bei Rauch und Pacyna (2009) ist dabei identisch mit den Daten der Yale University. Rauch (2012) greift die *Anthrobiogeochemical Cycles* später nochmals auf und vergleicht die Ergebnisse mit dem Verhältnis anthropogener und natürlicher Materialflüsse (Klee und Graedel 2004). Für sehr viele Elemente sind anthropogene und natürliche Materialflüsse mittlerweile in der gleichen Größenordnung. Extremwerte finden sich für die Elemente Iridium, Osmium, Helium, Gold und Ruthenium, bei denen über 90 % der Materialflüsse anthropogen sind, wohingegen Chlor und Brom überwiegend natürlichen Materialflüssen folgen (Sen und Peucker-Ehrenbrink 2012).

Nuss und Blengini (2018) unterscheiden für die Verknüpfungen natürlicher und anthropogener Materialflüsse zwischen den Prozessen *Extraction*, *Processing*, *Manufacture*, *Use*, *Collection* und *Recycling*. Als Bestände treten dabei die Reserven, Tailings, Deponien sowie der In-Use-Stock auf. Kritische Metalle könnten sich demnach nach entsprechender Verzögerung durch die Nutzungszeit in Feststoffabfällen, Abraumhalden, Böden oder im Frischwasser ansammeln (Nuss und Blengini 2018). Ein Ergebnis für Europa ist, dass auf der einen Seite die anthropogenen Materialflüsse für Palladium, Platin und Antimon in den 28 Staaten der Europäischen Union bereits die globalen natürlichen Materialflüsse übersteigen, während auf der anderen Seite die natürlichen Materialflüsse für Silizium und Magnesium um ein 10000-faches höher sind als die europäischen anthropogenen Materialflüsse (Nuss und Blengini 2018).

Eurostat liefert für sogenannte *Economy-Wide Material Flow Analyses* (EW-MFA) Daten zu Eisen, Kupfer, Nickel, Blei, Zink, Zinn, Edelmetallen (Gold, Silber, Platin, etc.), Bauxit/Aluminium, Uran/Thorium, anderen Metallen und Produkten, die hauptsächlich aus Metallen bestehen (Nuss et al. 2017). Massenmäßig machen Metalle nur 5 % des *Direct*

*Material Inputs* (DMI) der Europäischen Union aus. Baustoffe (41 %), fossile Energieträger (25 %) und Biomasse (27 %) machen die größten Anteile aus. Ein geringerer Anteil fällt auf Industriemineralien mit 2 % (Nuss et al. 2017).

Insgesamt liefern Materialflussanalysen detaillierte Informationen zur anthropogenen Nutzung von Metallen und der Effizienz von Produktionsprozessen. Der erhebliche Aufwand zur Aufstellung von globalen Materialflussanalysen sowie Modellierungsunterschiede und Datenunsicherheiten führen dazu, dass es nur wenige systematische Vergleiche von Materialflussanalysen verschiedener Metalle gibt. An dieser Stelle setzt die vorliegende Arbeit an und verwendet zur Quantifizierung von Dissipationsindikatoren 18 globale MFAs einzelner Metalle (also keiner Elementgruppen), die jeweils dissipative Verluste berücksichtigen.

### 2.1.4 Ökobilanzierungen

In Ökobilanzierungen werden für ein Produktsystem die Inputs, Outputs und damit verbundenen erwarteten Umweltauswirkungen bilanziert und bewertet (Hellweg und Mila i Canals 2014). Anders als bei Materialflussanalysen und Input-Output-Analysen handelt es sich um eine Auswertung über den gesamten Lebenszyklus eines bestimmten Produktes hinweg, nicht innerhalb einer räumlich-zeitlichen Systemgrenze über alle Prozesse oder Wirtschaftszweige. Üblicherweise wird dafür das Produkt auf eine funktionelle Einheit normiert, wie zum Beispiel ein einzelnes Produkt oder eine bestimmte Masse eines Stoffes.

Die Erstellung einer Ökobilanz ist in den ISO-Normen 14040 und 14044 beschrieben. Demnach besteht sie aus den vier Phasen *Zielsetzung und Untersuchungsrahmen*, *Sachbilanz* (Life Cycle Inventory), *Wirkungs- und Schadensbilanz* (Life Cycle Impact Assessment) sowie der *Interpretation*, grafisch in Abbildung 2.4 dargestellt. Die Abbildung zeigt außerdem exemplarisch Auswirkungen von Emissionen und Ressourcenverbrauch, beschrieben anhand von Wirkungs- und Schadenskategorien.

In der ersten Phase wird die zu bewertende *funktionelle Einheit* definiert und die Systemgrenze festgesetzt (Bjørn et al. 2018a,c). Diese legt die zu untersuchenden Produktlebensphasen fest und kann auch eine regionale oder zeitliche Einschränkung beinhalten. Sogenannte *gate-to-gate* Untersuchungen enthalten nur die Bilanz zwischen zwei Fabrikatoren, also ohne die Rohstoffherzeugung. Bei *cradle-to-gate* Untersuchungen wird von der Rohstoffherzeugung bis zum fertigen Produkt bilanziert. Seltener finden sich sogenannte *cradle-to-grave* Untersuchungen, welche auch die Phasen nach der Produktion und Nutzungsphase bis zur finalen Senke des Produktes bilanzieren. Für die Bilanzierung innerhalb einer Kreislaufwirtschaft wäre eine *cradle-to-cradle* Bewertung erstrebenswert, in der Praxis wird dieses Konzept jedoch aufgrund der schlechten Datenlage vernachlässigt.

Als zweites werden in der Sachbilanz, dem Life Cycle Inventory (LCI), alle Input- und Outputströme für die funktionelle Einheit aufgelistet, jedoch nicht bewertet (Bjørn et al. 2018b). Hierbei werden für Prozesse innerhalb der Systemgrenze die Ressourcengewinnun-



Abbildung 2.4: Die vier Phasen der Ökobilanzierung nach ISO 14040: (1) Zielsetzung und Untersuchungsrahmen, (2) Sachbilanz (LCI), (3) Wirkungs- und Schadensbilanz (LCIA), (4) Interpretation. Beispiele für Wirkungs- und Schadenskategorien sind der Methode *ReCiPe 2016* entnommen (Huijbregts et al. 2016).

gen, Emissionen und Landnutzungen bilanziert. Die Flüsse behalten jeweils die physikalische Einheit in der sie gemessen werden (Masse, Volumen, Fläche).

Die eigentliche Bewertung findet erst in der dritten Phase statt, dem Life Cycle Impact Assessment (LCIA) (Rosenbaum et al. 2018). Hierfür werden Materialströme in Wirkungskategorien eingeteilt und mit Charakterisierungsfaktoren bewertet. Dies ist möglich, wenn eine Kausalkette zwischen dem jeweiligen Eintrag in der Sachbilanz und der entsprechenden Wirkungskategorie identifiziert wird. Beispiele für Wirkungskategorien, auch *Midpoints* genannt, sind die Treibhausgaswirkung oder die Toxizität. Aufgrund der Vielzahl an Wirkungskategorien ist eine Bewertung auch hier oftmals schwierig, da zwar Kausalketten identifiziert sind, diese jedoch erst bewertet werden müssen. Hierfür sind Schadenskategorien hilfreich, die auch *Endpoints* genannt werden. Durch diese kann der Einfluss auf Schutzgebiete wie die menschliche Gesundheit<sup>18</sup> oder die Auswirkung auf die Ökosystemqualität<sup>19</sup> quantifiziert werden (Goedkoop et al. 2009).

<sup>18</sup>Der Schaden für die Gesundheit der Menschen wird üblicherweise in der Einheit *Disability Adjusted Life Years* (DALY) angegeben. Hierbei werden tödliche Krankheiten mit der verlorenen Lebenszeit in Jahren abgeschätzt, nicht-tödliche Krankheiten entsprechend mit einem geringeren Faktor je nach Schwere der ausgelösten Erkrankung (European Commission 2010b).

<sup>19</sup>Der Schaden für die Ökosystemqualität wird üblicherweise in zerstörter Artenvielfalt angegeben (European Commission 2010b).

Während das Ergebnis für die Sachbilanz nur von Unterschieden bei der Zielsetzung und des Untersuchungsrahmens abhängt, kommen für die Wirkungs- und Schadensbilanzen verschiedene Methoden in Frage. Diese unterscheiden sich hinsichtlich der berücksichtigten Kausalketten und der bereitgestellten Charakterisierungsfaktoren. Beispielsweise umfasst die *ReCiPe*-Methode sowohl Wirkungs- als auch Schadenskategorien, dies ist innerhalb der LCIA-Methoden jedoch eine Ausnahme (Goedkoop et al. 2009).

Bei der Anwendung von Ökobilanzierungen im Kontext von Metallen muss zunächst deren Perspektive geklärt werden. Die Anwendung von Life Cycle Impact Assessments auf abiotische Rohstoffe gestaltet sich unter anderem deswegen so schwierig, weil verschiedene Akteure beteiligt sind (Drielsma et al. 2016). Die Bilanzierung kann auf der Mikro- oder Makroebene erfolgen, kurzfristige und langfristige Auswirkungen berücksichtigen, und neben den Umweltauswirkungen auch wirtschaftliche Aspekte einschließen.

Einerseits können Metalle als funktionelle Einheit gewählt werden und deren Umweltauswirkungen durch den Bergbau sowie die Metallaufbereitung und -verarbeitung ermittelt werden. Nuss und Eckelman (2014) geben an, dass pro Kilogramm eines Metalls die Treibhausgaswirkung für Platingruppenelemente, Gold und Scandium am höchsten ist. Durch die großen Produktionsmengen sind jedoch Eisen, Aluminium und Calcium die Elemente mit den weltweit größten jährlichen Treibhausgasemissionen. Werden statt allein dem Klimaschutz die Schutzgebiete menschliche Gesundheit und Ökosystemqualität insgesamt betrachtet, so richtet die Kupferproduktion weltweit den größten Schaden an (Nuss und Eckelman 2014).

Andererseits können natürliche Ressourcen selbst als Schutzgegenstand betrachtet werden, deren Eigenschaften sich durch die Verwendung in der Antrophosphäre verändern und damit als Bestandteil von Life Cycle Impact Assessments aufgenommen werden müssen. Dewulf et al. (2015) identifizieren fünf Perspektiven, nach denen *Natural Resources* in Ökobilanzierungen bewertet werden. Zur Gruppe *Assets* gehören demnach Methoden zur Bewertung des Energiebedarfs oder Exergiebedarfs zur Bereitstellung der Rohstoffe (Bösch et al. 2007; Valero und Valero 2013). Zur Gruppe *Provisioning Capacity* gehören Methoden wie das Abiotic Depletion Potential (Guinée und Heijungs 1995; Van Oers et al. 2002), das die Geschwindigkeit der Reduzierung der Reserven messen soll<sup>20</sup>. Diese Methode setzt die Rohstoffnutzung ins Verhältnis zur den Reserven und der Statischen Reichweite. In der selben Perspektive können aber auch Methoden zum Surplus Potential der Erze (Swart und Dewulf 2013; M. D. M. Vieira et al. 2017), der Energie (Goedkoop und Spriensma 1999; Jolliet et al. 2003) oder der Abbaukosten (Huijbregts et al. 2016; M. Vieira et al. 2016) berücksichtigt werden. Surplus-Methoden berechnen jeweils, wie stark zukünftige Rohstoffproduktion durch die aktuelle Rohstoffnachfrage erschwert wird – sei es durch zusätzlichen Abraum, Energieaufwand oder Kosten. Zur Gruppe *Global Functions* gehören Methoden, die beispielsweise

---

<sup>20</sup>Die ADP-Methode kann auch um die anthropogenen Nutzlagerbestände erweitert werden (Schneider et al. 2015).

die Frischwasser- oder Erosionseinflüsse des Abbaus von Lagerstätten bewerten sollen. All diese Methoden bewerten die Rohstoffnutzung auf Basis physikalischer Kausalitäten oder wahrscheinlicher Zusammenhänge. Sie betrachten die Wirkung der Rohstoffnutzung auf die Rohstoffe selbst als Schutzbereich. Man kann sie deshalb auch als *Inside-Out*-Methoden interpretieren, wohingegen kritikalitätsbasierte Life Cycle Sustainability Methoden die Bewertung auf ein *Outside-In* zurückzuführen versuchen (Cimprich et al. 2017b). Zu ihnen gehören auch Bewertungen der Versorgungsrisiken und der Vulnerabilität. Von Dewulf et al. (2015) werden diese Bewertungen der Perspektive *Supply Chain* zugeordnet. Alle Methoden zusammen können in der Betrachtungsebene *Human Welfare* zusammengefasst werden (Dewulf et al. 2015).

Die Ökobilanz kann auch monetär als *Life Cycle Costing* (LCC) durchgeführt oder im *Social Life Cycle Analysis* (S-LCA) auf gesellschaftliche Auswirkungen angewandt werden. Die Kombination des rein ökologischen *Life Cycle Impact Assessments* (LCIA) und des S-LCA ist Hauptgegenstand des *Life Cycle Sustainability Assessments* (LCSA). In die Bewertungen des LCSA fließen auch Aspekte der Kritikalitätsbewertungen, also wirtschaftliche Einflussfaktoren, mit hinein (Sonnemann et al. 2015).

Insgesamt sind Ökobilanzen also nicht geeignet, die Versorgungsrisiken und dissipativen Verluste von Metallen zu bewerten. Für die Versorgungsrisiken gibt es innerhalb der klassischen Life Cycle Impact Assessments keine ausgereiften Methoden, die dissipativen Verluste können anhand einer funktionellen Einheit eines Produktes nicht auf das gesamte Wirtschaftssystem bezogen werden.

## 2.2 Bewertung der Versorgungsrisiken innerhalb von Kritikalitätsbewertungen

Kritikalitätsbewertungen ergänzen das Methodenset der Industrial Ecology um Materialbewertungen. Seit dem Bericht des U.S. National Research Council (2008) wird der Begriff *Critical Minerals* meist als Zusammenspiel von Eintrittswahrscheinlichkeit einer Versorgungslücke (*Supply Risk*) und der Bedeutung (*Economic Importance* oder *Vulnerability*) verstanden. Kritikalitätsbewertungen für Rohstoffe sollen die Bedeutung und die Anfälligkeit für Störungen quantitativ bewerten. Graedel et al. (2014) bezeichnen Kritikalität als Maß für zu erwartende Probleme mit einem Rohstoff, insbesondere Metalle oder Minerale. Der Begriff ist aber nicht eindeutig definiert und folgt nicht immer dieser Interpretation. Mit der Kritikalität verwandte Begriffe sind Versorgungsrisiko, volkswirtschaftliche Bedeutung, Umweltauswirkungen, Vulnerabilität, Resilienz sowie Konfliktmineral. Es geht bei Kritikalitätsbewertungen in der Regel darum, Materialien von höchster Bedeutung zu identifizieren. Diese Formulierung impliziert bereits, dass definiert werden muss, für wen ein Stoff wichtig sein soll, und für welchen Zweck. Hierin unterscheiden sich die verschiedenen Bewertungsmethoden stärker als in ihrer konzeptionellen Ausgestaltung.

Einerseits gibt es die ökonomische Perspektive, welche die Rohstoffversorgung einzelner Industriezweige in Gefahr sieht und daher Schwerpunkte auf einzelne Rohstoffe legt. Gerade die Europäische Union als Wirtschaftsregion mit einer hohen Importabhängigkeit bei Metallen rückt diese Perspektive in den Vordergrund (European Commission 2010a). In der Europäischen Union gelten derzeit 26 Rohstoffe als kritisch (European Commission 2017). Andererseits gibt es aber auch die strategische Perspektive, welche die sicherheitspolitische Bedeutung von Rohstoffen erkennt. Dies ist erneut sichtbar geworden in der Strategie zur Sicherung der Versorgung der USA mit kritischen Mineralen (Trump 2017). Gemäß der darin enthaltenen Definition ist ein Mineral dann als kritisch einzustufen, wenn drei Kriterien erfüllt sind: (i) das Mineral ist essentiell für die Wirtschaft oder nationale Sicherheit, (ii) seine Supply Chain ist verwundbar gegenüber Versorgungsausfällen und (iii) der Versorgungsausfall hätte aufgrund der Funktion des Minerals in der Herstellung von Produkten erhebliche Auswirkungen. Das United States Geological Survey (USGS) hat daraufhin 35 Minerale identifiziert, welche derzeit als kritisch für die USA eingestuft werden (Fortier et al. 2018). In wissenschaftlichen Veröffentlichungen wird neben ökonomischer und strategischer Perspektive auch die technologische Perspektive hervorgehoben, zum Beispiel für Zukunftstechnologien oder aufgrund der funktionalen Bedeutung von Stoffen (Roelich et al. 2014; Simon et al. 2014).

Es gibt eindimensionale Kritikalitätsbewertungen, die alle Teilaspekte auf eine gemeinsame Bewertung aggregieren, so zum Beispiel die Kritikalitätsbewertung für die bayerische Wirtschaft (Pfleger et al. 2015). Es gibt zweidimensionale Bewertungen, die ähnlich des U.S. National Research Council (2008) das Versorgungsrisiko der Vulnerabilität gegenüberstellen. Eine der wenigen dreidimensionalen Bewertungen stellt die ebenfalls vielfach rezipierte Bewertung der Yale University dar, die zusätzlich zu Versorgungsrisiken und Vulnerabilität noch die Umweltauswirkungen berücksichtigt (Graedel et al. 2012).

Abbildung 2.5 zeigt den typischen Aufbau einer Kritikalitätsbewertung. Zunächst werden Zielkriterien definiert, wobei jedes Zielkriterium aus einem oder mehreren Indikatoren zusammengesetzt ist. Die Indikatoren, die sich je nach Zielsetzung und Betrachtungsgegenstand unterscheiden, basieren auf öffentlichen oder proprietären Daten (Achzet und Helbig 2013). Kritikalitätsbewertungen wurden oftmals als Berichte veröffentlicht, mittlerweile zunehmend auch als Fachartikel. Im Anhang A befindet sich eine Liste mit 42 Kritikalitätsbewertungsmethoden und deren Fallstudien (Tabelle A.2).

Kritikalitätsbewertungen werden in Übersichtsartikeln auf verschiedenen Ebenen kritisiert. Tabelle A.1 zeigt eine Liste mit 17 Übersichtsartikeln zu Kritikalitätsstudien. Erdmann und Graedel (2011) stellen bei den Kritikalitätsbewertungen mangelnde Transparenz, geringe Methodenkonvergenz sowie fehlende Sensitivitätsanalysen fest. Sie verweisen darauf, dass im Anschluss an Kritikalitätsbewertungen auch die Auswirkungen von Handlungsempfehlungen auf eben diese berücksichtigt werden müssten. Frenzel et al. (2017b) kritisieren die Ausführung des Konzeptes Kritikalität in der wissenschaftlichen Literatur. Sie attestieren

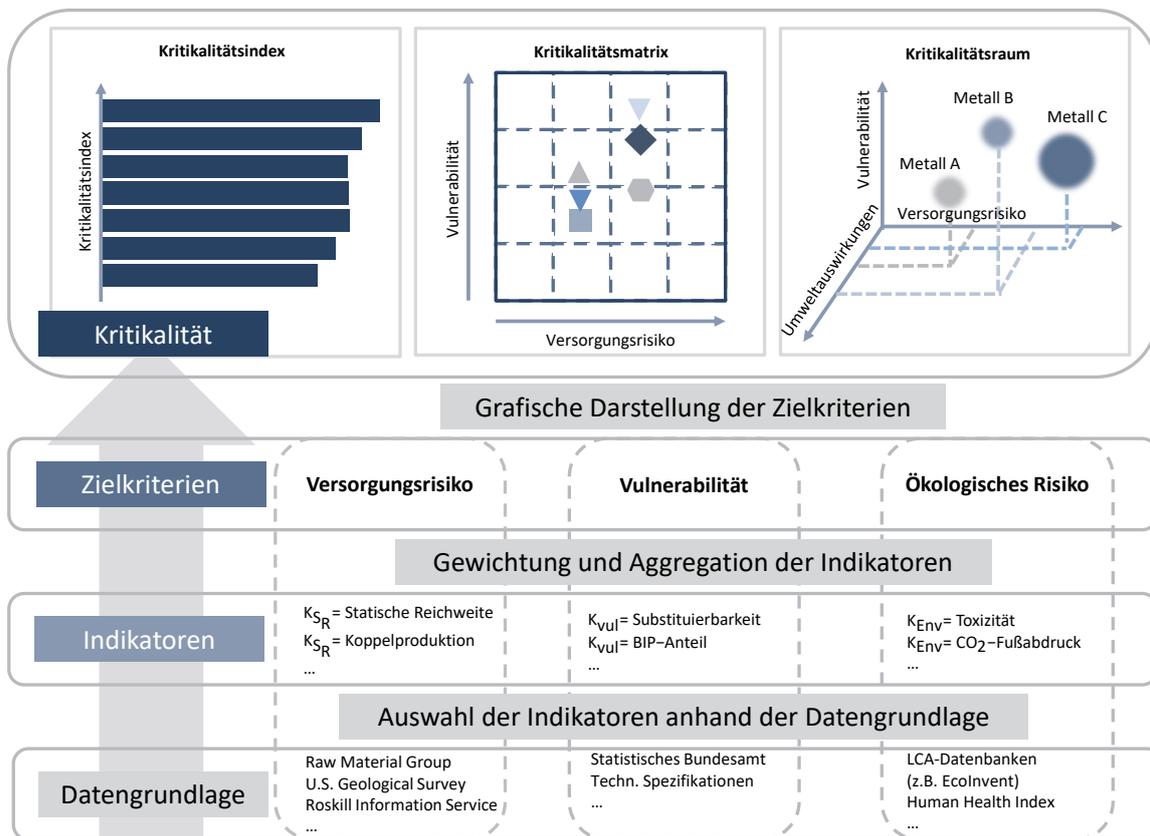


Abbildung 2.5: Grundmethodik der Kritikalitätsbewertungen von der Datengrundlage über Indikatoren und Zielkriterien bis zur grafischen Darstellung der Kritikalität. Abbildung verändert und übersetzt von Achzet und Helbig (2013, S. 440).

den zur Verfügung stehenden Bewertungsmethoden fehlende Konsequenz in der Umsetzung des Konzeptes von Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadenshöhe bei Risikoanalysen, wie es auch Glöser et al. (2015) beschreiben. Manche Aggregationsverfahren in Kritikalitätsbewertungen bezeichnen Frenzel et al. (2017b, S. 9) als „schlechter als nutzlos“, also sogar der Interpretation abträglich. Dies betreffe beispielsweise die Methode von Graedel et al. (2012), da dort nicht Hyperbeln als Linien gleicher Kritikalität benutzt werden, sondern euklidische Abstände zum Ursprung. Machacek (2017) kritisiert die Forschungsweise in der Kritikalitätsforschung. Ihrer Aussage nach wird durch die Klassifizierung von Schlüsselmaterialien als *kritisch* ein Problem konstruiert, welches anschließend der Finanzierung von Forschungsprojekten dienlich sei.

Im Folgenden wird der Stand der Forschung in den einzelnen Teilbereichen der Kritikalitätsbewertung, der Vulnerabilitätsbewertung, der Versorgungsrisikobewertung, der Bewertung der Umweltauswirkungen, der Bewertungen der gesellschaftlichen Auswirkungen, der Anwendung für Unternehmen, der Aggregation auf Technologieebene und der kritikalitätsbasierten Life Cycle Sustainability Assessments vorgestellt.

### 2.2.1 Vulnerabilität

Für Vulnerabilitätsbewertungen gibt es drei Schwerpunkte der Ausgestaltung: die ökonomische Bedeutung, die strategische Bedeutung und die Auswirkungen eines Versorgungsengpases (Helbig et al. 2016b). Wie die gesamte Kritikalitätsbewertung kann auch die Vulnerabilität auf globaler Ebene, auf Länderebene oder Unternehmensebene bestimmt werden. Vulnerabilitätsbewertungen können als gleichwertiger Teil von Kritikalitätsanalysen verwendet werden, zum Beispiel als eine Dimension der Kritikalitätsmatrix wie vom U.S. National Research Council (2008). Sie können aber auch wie bei Kolotzek et al. (2018) als Vorabbeurteilung in Unternehmen herangezogen werden und wirken dann als Filter, um relevante Rohstoffe zu identifizieren.

Tabelle 2.1: Vulnerabilitätsindikatoren in Kritikalitätsbewertungen, sortiert nach Häufigkeit des Vorkommens in der Literatur und ihre Maßeinheiten. Aktualisiert nach Helbig et al. (2016b). Gelistet sind nur Indikatoren mit mehrfacher Verwendung. Siehe Tabelle A.3 für eine Zuordnung aller Indikatoren zu den Kritikalitätsbewertungsmethoden.

Indikator	Anz.	Einheit
Substituierbarkeit <sup>a</sup>	11	qualitativ, %
Wert der betroffenen Produkte	8	USD, EUR, %
Strategische Bedeutung <sup>a</sup>	6	qualitativ, %
Importabhängigkeit <sup>a</sup>	4	%
Verbreitungsgrad	4	Bevölkerungsanteil, Bestand-Reserven-Verhältnis
Zukünftiges Nachfrage-Angebot-Verhältnis <sup>a</sup>	4	qualitativ, %
Wert der eingesetzten Materialien	3	USD, USD/kg, %
Zielgruppen-Nachfrageanteil	3	%
Änderung im Nachfrageanteil	2	%
Innovationsfähigkeit	2	qualitativ
Möglichkeit der Kostensteigerungsweitergabe	2	qualitativ

EUR = Euro, USD = US-Dollar

<sup>a</sup> Vulnerabilitätsindikator in anderen Studien auch als Versorgungsrisikoindikator verwendet.

Am häufigsten werden als Vulnerabilitätsindikatoren die Substituierbarkeit, der Wert der betroffenen Produkte, die strategische Bedeutung, die Importabhängigkeit, der Verbreitungsgrad und die zukünftige Nachfrage verwendet (Helbig et al. 2016b). Alle in Kritikalitätsanalysen verwendeten Vulnerabilitätsindikatoren mit mindestens zweifacher Verwendung sind in Tabelle 2.1 aufgelistet. Die Indikatoren, ihre Berechnung und Interpretation werden bei Helbig et al. (2016b) ausführlich beschrieben. In Tabelle A.3 werden alle 20 identifizierten Vulnerabilitätsindikatoren ihren jeweiligen Studien zugeordnet.

Für die Vulnerabilität durch Rohstoffe gibt es zwei Perspektiven. Die erste Perspektive entspricht der Erwartung, dass durch eine Angebotsverknappung eine Marktpreiserhö-

lung des Rohstoffs eintritt, welche zu höheren Rohstoffkosten in der Produktion führt. In der anderen Perspektive können die betroffenen Versorgungsketten durch einen Engpass in physische Knappheiten geraten, welche wiederum zwei verschiedene Auswirkungen haben können. Wenn aufgrund der physischen Knappheit die Produktion gedrosselt werden muss, entspricht der Schaden dem Umsatzausfall. Wenn hingegen durch die physische Knappheit die Produktion auf einen anderen Rohstoff oder gar ein anderes Produkt umgestellt werden muss, entspricht der Schaden der Gewinndifferenz. Ob eine Marktpreiserhöhung oder physische Knappheit für die Vulnerabilitätsbewertung wichtiger ist, hängt vom Rohstoff, der Marktstruktur und der regionalen oder unternehmerischen Perspektive ab.

Vulnerabilitätsanalysen können nicht für die Bewertung der Nachhaltigkeit der Metallnutzung herangezogen werden. Eine hohe wirtschaftliche, strategische oder technologische Bedeutung eines Rohstoffes ist nicht per se schlecht. Insbesondere für längere Zeiträume und bei einer globalen Perspektive ist es wegen der vielfältigen Anwendungen der Metalle des Periodensystems schwer möglich, einzelne Rohstoffe aufgrund einer Vulnerabilitätsanalyse als unwichtig zu bezeichnen (Graedel et al. 2015b).

### 2.2.2 Versorgungsrisiko

In Versorgungsrisikobewertungen wird das Risiko eines Versorgungsengpasses bei einem Rohstoff abgeschätzt. Die Bewertung kann ebenfalls auf globaler Ebene, auf Länderebene oder Unternehmensebene durchgeführt werden. Bereits bei Grebe et al. (1977) finden sich Ausfallrisiken für 31 Rohstoffe, dort als *bergwirtschaftliche und rohstoffwirtschaftliche Kriterien für das Angebot und die Nachfrage wichtiger Rohstoffe* bezeichnet – schon 30 Jahre vor den ersten Studien, die heutzutage als Kritikalitätsbewertungen für Metalle und Minerale angesehen werden. Die verwendeten Kennzahlen finden sich zum Teil auch in heutigen Versorgungsrisikobewertungen. Grebe et al. (1977) bilden Risikogruppen der betrachteten Rohstoffe und führen abschließend eine Gesamtgruppierung durch. Diese Bewertung ist insofern sehr ähnlich wie heutige Versorgungsrisikobewertungen.

Die am häufigsten verwendeten Versorgungsrisikoindikatoren in Kritikalitätsbewertungen sind die Länderkonzentration, das Länderrisiko, der Koppelproduktionsanteil, die Recyclingrate und die statische Reichweite (Achzet und Helbig 2013; Kolotzek et al. 2018). Tabelle 2.2 zeigt alle Versorgungsrisikoindikatoren, die in mindestens drei Studien verwendet werden. Diese Indikatoren, ihre Berechnung und Interpretation werden bei Achzet und Helbig (2013) ausführlich beschrieben. In Tabelle A.4 werden alle 44 identifizierten Versorgungsrisikoindikatoren ihren jeweiligen Studien zugeordnet.

Ein Problem von Versorgungsrisikobewertungen ist, dass es keine klare Definition von Versorgungsausfällen gibt. Lediglich Hatayama und Tahara (2018) stellen eine Ereignisreihe mit Produktionsausfällen auf und kategorisieren die Ereignisse nach Metallen, Produktionsländern und Ausfallgründen. Diese Liste hat allerdings den Nachteil, dass sie aus japanischer

Tabelle 2.2: Versorgungsrisikoindikatoren in Kritikalitätsbewertungen, sortiert nach der Häufigkeit des Vorkommens in der Literatur und ihre Maßeinheit. Aktualisiert nach Kolotzek et al. (2018). Gelistet sind nur Indikatoren mit mindestens dreifacher Verwendung. Siehe Tabelle A.4 für eine Zuordnung aller Indikatoren zu den Kritikalitätsbewertungsmethoden.

<b>Indikator</b>	<b>Anz.</b>	<b>Einheit</b>
Länderkonzentration	31	HHI, %
Länderrisiko Politische Stabilität	25	Index, qualitativ
Koppelproduktionsanteil	17	%
Recyclingrate	17	%
Statische Reichweite der Reserven	17	Jahre
Erwartete Zukunftstechnologienachfrage <sup>a</sup>	14	%
Substituierbarkeit <sup>a</sup>	14	Qualitativ
Unternehmenskonzentration	11	HHI, %
Rohstoffpreisvolatilität <sup>a</sup>	10	USD, EUR
Importabhängigkeit <sup>a</sup>	9	%
Länderkonzentration der Reserven	9	HHI, %
Länderrisiko Regulierung	6	Human Development Index
Handelsbeschränkungen	5	qualitativ
Produktionskapazitätsauslastung	5	%
Statische Reichweite der Ressourcen	5	Jahre
Länderrisiko Policy Perception	5	Policy Perception Index
Lagerbestand	4	t, %
Abiotic Depletion Potential	3	kg Fe-eq.
Häufigkeit in der Erdkruste	3	%
Produktionskapazitätsträgheit	3	qualitativ
Umweltein-schränkungen	3	qualitativ

EUR = Euro, HHI = Herfindahl-Hirschman-Index, USD = US-Dollar,  
kg Fe-eq. = Kilogramm Eisenäquivalente

<sup>a</sup> Versorgungsrisikoindikator in anderen Studien auch als Vulnerabilitätsindikator verwendet.

Sicht zusammengestellt ist. Außerdem enthält die Liste auch Produktionsstilllegungen aufgrund zu niedriger Preise, daher sind Ursache und Wirkung nicht klar trennbar.

Die Berücksichtigung der Nachhaltigkeit in der materialwissenschaftlichen Forschung wird von Helbig et al. (2017) ins Zentrum der Versorgungsrisikobewertung gestellt. Der Artikel beschreibt ein Vier-Ebenen-Modell des Material- und Produktlebenszykluses aus Grundlagenforschung, technischer Entwicklung, Anwendung und Kreislaufführung. In jeder Ebene müssen die Wertschöpfungskette, mögliche Risiken und deren Lösungsansätze betrachtet werden. Die Materialwissenschaft wird überwiegend dem Bereich der Grundlagenforschung, teilweise auch dem Bereich der technischen Entwicklung zugeordnet. Helbig et al. (2017) erarbeiten eine Methode zur Bewertung der Versorgungsrisiken und Umweltauswirkungen mit besonderem Schwerpunkt auf materialwissenschaftliche Forschung, welches für das Versorgungsrisiko neun Indikatoren verwendet.

Im Vergleich zu bestehenden Versorgungsrisikobewertungen wird von Helbig et al. (2017) ein neuer Indikator vorgeschlagen: Die sogenannte *Sector Competition* steht für das Risiko, dass ein Rohstoff in einer Zukunftsanwendung nicht eingesetzt werden kann, da die Rohstoffproduktivität der angestrebten Verwendung unterhalb der durchschnittlichen Rohstoffproduktivität derzeitiger Anwendungssektoren des Rohstoffes liegt. Insbesondere gegen Anwendungen aus den Sektoren Refining, Pharmazie und Elektronik ist es schwierig, neue Konkurrenzanwendungen durchzusetzen, da diese Sektoren gemessen an den Daten aus der zweiten Kritikalitätsbewertung der Europäischen Kommission (European Commission 2014) Rohstoffproduktivitäten deutlich über 100 EUR/kg aufweisen. Das Berechnungsverfahren des *Sector Competition Index* wird im Abschnitt 4.1 vorgestellt.

Die zeitliche Entwicklung von Versorgungsrisikobewertungen werden sowohl bei Helbig et al. (2017) als auch bei Glöser-Chahoud et al. (2016) berücksichtigt. Dabei wird an den Beispielen Yttrium und Mangan bzw. Deutschland und Japan untersucht, ob sich die Bewertungen der Rohstoffe im Verlauf der Jahre eher sprunghaft oder trendgemäß verändern.

Bewertungen des Versorgungsrisikos sind insgesamt gut geeignet, um die Nachhaltigkeit der Gewinnungsseite der Materialflüsse von Metallen zu bewerten. Die Indikatoren müssen dafür in dieser Arbeit auf eine globale Perspektive und einen mittelfristigen Betrachtungszeitraum bezogen werden.

### 2.2.3 Umweltauswirkungen

Wie in Abschnitt 2.1.4 dargestellt, können die Umweltauswirkungen der Rohstoffnutzung mit Ökobilanzierungen berechnet werden. Umweltauswirkungen können auch in Kritikalitätsbewertungen als Bewertungsdimension herangezogen werden. Die Aussage ist demnach, dass auch solche Rohstoffe kritisch sind, deren Nutzung einen hohen Schaden an Mensch und Natur verursachen. So stellen beispielsweise Graedel et al. (2012) die Umweltauswirkungen der Metalle neben die Dimensionen Vulnerabilität und Versorgungsrisiko und verwenden dafür die Life Cycle Impact Assessment Methode *ReCiPe 2008* (Goedkoop et al. 2009). In den Sachbilanzen werden die Rohstoffbedarfe und Emissionen bei der Produktion von Primär- und Sekundärrohstoffen entsprechend der Modellierung als *crade-to-gate*-Perspektive aufsummiert. Die Daten dafür stammen meist aus der führenden LCA-Datenbank *Ecoinvent* (Wernet et al. 2016). Bewertet werden dann allerdings nur die Schadensbilanzen als *Endpoints* (Goedkoop et al. 2009). Beide Werte als Punktwert für *Human Health* und *Ecosystem Quality* für die Produktion der funktionellen Einheit eines Kilogramms des jeweiligen Metalls werden summiert und anschließend über eine von Graedel et al. (2012) vorgeschlagene logarithmische Umrechnungsformel auf eine einheitliche Skala gebracht. Die weltweite Produktionsmenge des Metalls bleibt unberücksichtigt – anders als bei der Bewertung der Umweltauswirkungen von Metallen ohne Kritikalitätsbezug von Nuss und Eckelman (2014). Die Perspektive der Bewertung der Umweltauswirkungen wird auch von Kolotzek et al. (2018) als dritte Dimension der Kritikalität verwendet, neben Versorgungsrisiken und sozialen Risi-

ken. Für die Umweltauswirkungen in Kritikalitätsbewertungen wird von Kosmol et al. (2018) die ÖkoReSS-Methode vorgeschlagen. Manhart et al. (2018) verwenden elf Indikatoren in den Bereichen Geologie, Technologie, Umwelt, Wertschöpfungskette und Politik, um eine Umweltkritikalität von Primärrohstoffen zu bewerten.

Insgesamt sind die direkten Umweltauswirkungen der Metallgewinnung allerdings nicht hilfreich für eine Bewertung der Nachhaltigkeit der Metallnutzung. Zwar müssen Ökobilanzen zur Bewertung der Umweltauswirkungen für Produkte und Materialien angefertigt werden, diese geben jedoch keinen Aufschluss, ob der Umgang mit dem jeweiligen Metall an sich nachhaltig ist.

### 2.2.4 Gesellschaftliche Auswirkungen

Auch gesellschaftliche Auswirkungen können dazu führen, dass Metalle von besonderer Bedeutung und damit kritisch sind. Kolotzek et al. (2018) analysieren die Möglichkeit der Einbeziehung von gesellschaftlichen Auswirkungen in Kritikalitätsbewertungen. Für das *Social Life Cycle Assessment* (S-LCA) (UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2009) nennen Benoît et al. (2010) fünf Stakeholder als relevante Bewertungskategorien. Analog zu den Schutzbereichen der Umweltauswirkungen liefern auch diese Stakeholder-Kategorien mögliche Indikatoren für die Rohstoffbewertung. Tabelle 2.3 listet die daraus von Kolotzek et al. (2018) als geeignet identifizierten Indikatoren auf. Im Bereich *Lokale Bevölkerung* werden neun Indikatoren ausgewählt, im Bereich *Gesellschaft* zwei Indikatoren und im Stakeholder-Bereich *Arbeiter* sieben Indikatoren. Für die Stakeholder *Verbraucher* und *Wertschöpfungskette* werden keine Indikatoren ausgewählt, da entweder der Bereich nicht rohstoffspezifisch ist, oder zu stark von der einzelnen Lieferkette abhängig ist, und daher keine Daten für den gesamten Rohstoff vorliegen (Kolotzek et al. 2018).

Mancini und Sala (2018) liefern einen Überblick über die Bewertung sozialer Auswirkungen des Bergbaus, aber nicht der Rohstoffe. Zimmer et al. (2017) entwickeln mit Fuzzy-AHP und Socially-Extended Input-Output Rechnung eine Supply Chain Bewertung für gesellschaftliche Auswirkungen. Soziale Auswirkungen des Bergbaus und der Metallverarbeitung zu berücksichtigen, ist wichtig für die *Corporate Social Responsibility* von Unternehmen (Benoît et al. 2010). Bewertungen der sozialen Risiken können helfen, um Lieferketten nachhaltiger zu gestalten oder Materialien zu substituieren (Kolotzek 2018). Aus den Bewertungen leiten sich aber keine direkten Handlungsempfehlungen ab, da nur die Begleitumstände des Materialkreislaufes gesellschaftliche Auswirkungen haben, nicht das Metall selbst.

### 2.2.5 Kritikalitätsbewertungen im Unternehmenskontext

Kritikalitätsbewertungen beziehen sich selten auf die Unternehmensperspektive (siehe Tabelle A.2). Ausnahmen bilden die Bewertung von Duclos et al. (2008) und eine allerdings in den dazugehörigen Fallstudien kaum verfolgte Perspektive der Bewertung von Graedel et al.

Tabelle 2.3: Quantitative soziale Indikatoren zur Verwendung in Kritikalitätsbewertungen nach Kolotzek et al. (2018).

<b>Schutzbereich</b>	<b>Indikator</b>
Lokale Bevölkerung	Achtung der Rechte indigener Bevölkerung
	Gesellschaftliches Engagement
	Geschützte und gesunde Lebensbedingungen
	Kulturelles Erbe
	Lokale Beschäftigung
	Sichere Lebensbedingungen
	Umsiedlung und Migration
	Zugang zu immateriellen Ressourcen
Gesellschaft	Zugang zu materiellen Ressourcen
	Korruption
Arbeiter	Prävention und Abschwächung von bewaffneten Konflikten
	Arbeitsstunden
	Arbeitssicherheit und Gesundheitsschutz
	Chancengleichheit und Diskriminierungsfreiheit
	Gerechte Löhne
	Kinderarbeit
	Vereinigungs- und Streikrechte
	Zwangsarbeit

(2012)<sup>21</sup>. Kolotzek et al. (2018) entwickeln eine indikatorbasierte Methode, die neben den Versorgungsrisiken auch die Umweltauswirkungen und gesellschaftlichen Auswirkungen bewertet. Diese ist eingebettet in ein Vorgehen zur Identifizierung von kritischen Rohstoffen im Unternehmenskontext. Damit ist diese Methode die umfangreichste Kritikalitätsbewertung auf Unternehmensebene. Das in Abbildung 2.6 dargestellte Vorgehen sieht zur Adressierung von Risiken aufgrund kritischer Rohstoffe drei Phasen vor.

Zunächst werden in einer Vulnerabilitätsanalyse und einer Rohstoffidentifikation Stoffe ermittelt, welche aus Unternehmenssicht risikoreich sein können. Verwundbar ist ein Unternehmen beispielsweise bei Produkten, mit denen ein hoher Anteil des Umsatzes oder des Gewinns erwirtschaftet wird, bei Rohstoffen, welche in sehr vielen Produkten eingesetzt werden, aber auch bei strategisch wichtigen Produkten. Für die Identifikation der in Produkten enthaltenen Rohstoffe kann ein Unternehmen Materialanalysen, technische Datenblätter und Datenbanken verwenden (Kolotzek 2018). Für diese in der ersten Phase ermittelten Materialien werden anschließend die Versorgungsrisiken, Umweltauswirkungen und soziale Aspekte bewertet und die Ergebnisse interpretiert. Die drei Bewertungsdimensionen werden

<sup>21</sup>Diese Unternehmensperspektive wird in den zur Methode von Graedel et al. (2012) gehörigen Fallstudien allerdings kaum verfolgt. Einzig Nassar et al. (2012) berechnen die Kritikalität von sechs Metallen für die Firma *Solar Futures*.

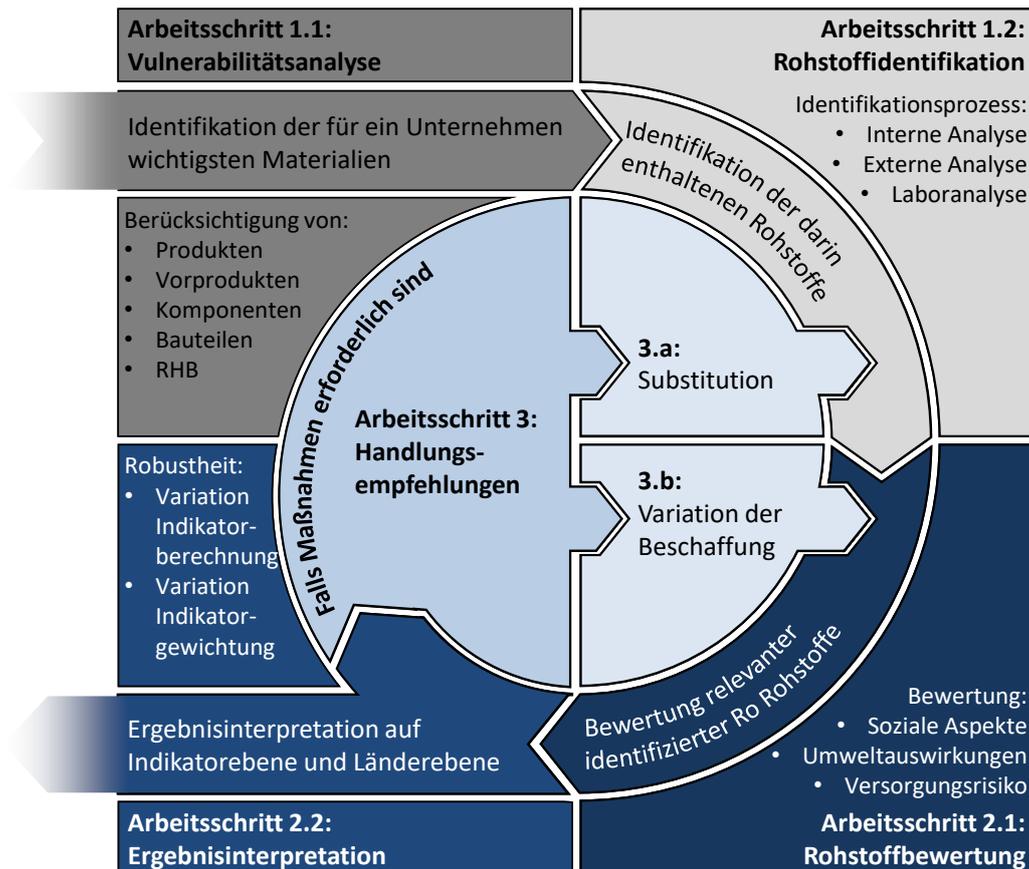


Abbildung 2.6: Vorgehen zur Identifizierung kritischer Rohstoffe im Unternehmenskontext. Abbildung angepasst von Kolotzek (2018, S. 80).

jeweils einzeln behandelt: In der Versorgungsrisikobewertung berücksichtigt die Methode vier Risikokategorien, in der Umweltdimension die Auswirkungen auf die Gesundheit und die Ökosystemqualität quantifiziert und in der sozialen Dimension drei Schutzbereiche (Kolotzek et al. 2018). Als Maßnahmen zur Reduzierung der Risiken durch kritische Rohstoffe können in der dritten Phase Produkte oder Komponenten substituiert werden, ihre Materialzusammensetzungen verändert oder die Beschaffung angepasst werden, um beispielsweise Konfliktregionen zu meiden oder für mehr Transparenz in der Lieferkette zu sorgen (Kolotzek et al. 2018).

Mögliche Versorgungsrisikoindikatoren bewerten Kolotzek et al. (2018) in Hinblick auf drei Dinge: (i) die Relevanz im Unternehmenskontext, (ii) die Redundanz ähnlicher Indikatoren und (iii) die Datenverfügbarkeit für eine breite Rohstoffvielfalt. Ausgewählt werden daraufhin elf Indikatoren, welche das Risiko der *Angebotsreduzierung*, das Risiko des *Nachfrageanstiegs*, das *Konzentrationsrisiko* und das *Politische Risiko* berücksichtigen (Kolotzek et al. 2018). Abbildung 2.7 zeigt außerdem die analog zu Graedel et al. (2012) modellierte Bewertung der Umweltauswirkungen der Metalle in den Bereichen *Ökosystemqualität* und *menschliche Gesundheit* mit insgesamt 13 Midpoints (siehe Abschnitt 2.1.4). Bei den sozialen

Auswirkungen kommen die 17 in Abschnitt 2.2.4 beschriebenen relevanten, quantifizierbaren Indikatoren für die Stakeholder *Lokale Bevölkerung*, *Arbeiter* und *Gesellschaft* zum Einsatz (Kolotzek et al. 2018).

Verfügbarkeitsrisiko		Umweltauswirkungen		Soziale Verhältnisse	
Angebotsreduzierung	Nachfrageanstieg	Qualität des Ökosystems	Menschliche Gesundheit	Lokale Bevölkerung	Arbeiter
Recyclingrate	Koppelproduktion	Landwirtschaftliche Flächennutzung	Klimawandel, Menschliche Gesundheit	Achtung der Rechte indigener Bevölkerung	Arbeitsstunden
Statische Reichweite (Ressourcen)	Zukunftstechnologien	Klimawandel, Ökosysteme	Schadstoffbelastung der Menschen	Gesellschaftliches Engagement	Arbeitssicherheit und Gesundheitsschutz
Statische Reichweite (Reserven)	Substituierbarkeit	Schadstoffbelastung des Frischwassers	Ionisierende Strahlung	Geschützte und gesunde Lebensbedingungen	Chancengleichheit und Diskriminierungsfreiheit
Konzentrationsrisiko	Politisches Risiko	Schadstoffbelastung der Meere	Ozonabbaupotential	Kulturelles Erbe	Gerechte Löhne
Produktion der Länder	Policy Perception	Natürliche Landtransformation	Partikelbildung	Lokale Beschäftigung	Kinderarbeit
Produktion der Unternehmen	Wahrnehmung	Versauerung der Böden	Photochemische Oxidantienbildung	Sichere Lebensbedingungen	Vereinigungs- und Streikrechte
	Regulation	Städtische Flächennutzung		Umsiedlung und Migration	Zwangsarbeit
				Zugang zu immateriellen Ressourcen	<b>Gesellschaft</b>
				Zugang zu materiellen Ressourcen	Korruption
					Prävention und Abschwächung bewaffneter Konflikte

Abbildung 2.7: Indikatorenset zur Kritikalitätsbewertung im Unternehmenskontext von Kolotzek et al. (2018) in den Bewertungsdimensionen Versorgungsrisiko, Umweltauswirkungen und soziale Risiken. Eigene Darstellung auf Basis von Kolotzek et al. (2018).

Für das Indikatorenset der Versorgungsrisikobewertung von Kolotzek et al. (2018) existieren bereits drei Fallstudien. Im Fall von Kondensatoren bezieht sich die Bewertung auf Aluminium-, Niob- und Tantal-Kondensatoren (Kolotzek et al. 2018). Für die Bewertung von Dünnschicht-Photovoltaik werden CdTe- und CIGS-Technologien verglichen, wobei dafür die Metalle Cadmium, Tellur, Kupfer, Indium, Gallium, Selen und Molybdän bewertet werden (Helbig et al. 2016c). Die neueste Fallstudie dieses Indikatorensets bezieht sich auf Lithium-Ionen-Akkumulatoren mit den Zellsystemen LCO-C, LMO-C, NMC-C, NCA-C, LFP-C und LFP-LTO, in denen Lithium, Aluminium, Titan, Mangan, Eisen, Cobalt, Nickel, Kupfer sowie Graphit und Phosphor Funktionselemente sind (Helbig et al. 2018).

Kolotzek et al. (2018) normieren die Bewertungen in allen drei Dimensionen auf eine Skala von 0 bis 100 und führen in den Dimensionen Versorgungsrisiko und soziale Auswirkungen zur Gewichtung der Indikatoren einen *Analytic Hierarchy Process* (AHP) durch. In einem solchen AHP werden die Bewertungskategorien und Indikatoren jeweils paarweise verglichen auf einer Skala von 1 (gleich wichtige Kriterien) bis 9 (dominantes Kriterium) gewichtet (Saaty 1980). Sofern verschiedene Experten gefragt werden, wird der Mittelwert der Bewer-

tungen gebildet. Die befragten Experten aus der Wissenschaft und der Wirtschaft vergeben bei Kolotzek et al. (2018) für die Länderkonzentration mit 20,7% die höchste Gewichtung, für die Statische Reichweite der Ressourcen mit 3,4% die niedrigste Gewichtung. Bei Helbig et al. (2016c) ergeben sich aus dem AHP mit Experten für Photovoltaik und bei Helbig et al. (2018) mit Batterieexperten jeweils andere Gewichtungen für die elf Versorgungsrisikoindikatoren.

Die Ergebnisdarstellung der Kritikalitätsbewertung erfolgt bei Kolotzek et al. (2018) mit einem Kreis für jedes bewertete Element. Diese Darstellung basiert auf den drei Bewertungsdimensionen Versorgungsrisiko, Umweltauswirkungen und soziale Risiken, welche jeweils ein Drittel Kreissegment des gesamten Bewertungskreises einnehmen. Dieser Kreis veranschaulicht die quantitative Bewertung über eine Skala von 0 (unkritisch) bis 100 (hoch kritisch), die qualitative Rohstoffbewertung über eine Farbskala von blau (unkritisch) bis rot (kritisch), die Aggregation der Indikatoren von außen nach innen und auch die Gewichtung der Indikatoren bei dieser Aggregation über die Größe des jeweiligen Kreissegmentes.

### 2.2.6 Aggregation auf Technologieebene

Bei der Bewertung von Technologien mit verschiedenen enthaltenen Metallen muss zwischen der Einzelbewertung der Metalle und der Aggregation der Kritikalitätswerte auf Technologieebene abgewogen werden. Eine solche Aggregation findet jedoch nur in sehr wenigen Methoden und Fallstudien statt. So verwenden Simon et al. (2014) für ihren *Importance Index* eine Aggregation über Massenanteile der Metalle in Batteriezellen. Für die Bewertung von metallischen Glasphasen argumentieren Mota et al. (2017) hingegen, dass das enthaltene Metall mit dem höchsten Versorgungsrisiko die Bewertung des gesamten Materials bestimmt. Helbig et al. (2016c) schlagen zur Berücksichtigung verschiedener Perspektiven insgesamt vier Aggregationsverfahren vor: Der ungewichtete Mittelwert aller vorkommenden Materialien, die gewichtete Mittelwertbildung jeweils nach Massenanteil oder Materialkostenanteil und die Maximumsaggregation. Diese Perspektiven entsprechen unterschiedlichen Sichtweisen der Risikobetrachtung: Während beispielsweise der Massenanteil vor allem die physische Knappheit eines Rohstoffes berücksichtigt, spielt in der Kostenbetrachtung die mögliche Preissteigerung durch Versorgungsrisiken die zentrale Rolle. Die verschiedenen Aggregationsvarianten für das Versorgungsrisiko auf Technologieebene werden bei Helbig et al. (2016c) für Dünnschicht-Photovoltaik und bei Helbig et al. (2018) für Lithium-Ionen-Akkumulatoren getestet.

### 2.2.7 Kritikalitätsbewertungen in Life Cycle Sustainability Assessments

Sonnemann et al. (2015) skizzieren den Rahmen für die Integration von Kritikalitätsbewertung in *Life Cycle Sustainability Assessments* (LCSA) – dies ist Ausgangspunkt für die Entwicklung der *GeoPolRisk* genannten Methode zur Bewertung von geopolitischen Risiken

in Wertschöpfungsketten von Produkten<sup>22</sup>. Die grundsätzliche Methode als länderspezifische Bewertung aufgrund von globaler Marktkonzentration sowie der politischen Stabilität der spezifischen Import-Partnerländer wird von Gemechu et al. (2016) vorgestellt. Während die Marktkonzentration mit dem Herfindahl-Hirschman-Index der Länderproduktion berechnet wird, ergibt sich die politische Stabilität aus dem gewichteten Mittel der *Worldwide Governance Indicators* der jeweiligen Handelspartner.

In der Basisversion dieser Bewertung ist die Versorgungsrisikobewertung  $SR$  eines Materials  $m$  für ein Land  $c_1$  abhängig von den Produktionen aller Länder  $c_2$ , deren Anteil an den Gesamtimporten  $f$  ins Land  $c_1$  und den normierten Bewertungen der Politischen Stabilität  $g$  der jeweiligen Herkunftsländer  $c_2$  (Gemechu et al. 2016):

$$SR_{m,c_1} = HHI_m \cdot \overline{WGI_{m,c_1}} = \left( \sum_{c_2} \frac{p_{m,c_2}^2}{P_m^2} \right) \cdot \left( \sum_{c_2} g_{c_2} \frac{f_{m,c_2,c_1}}{p_{m,c_1} + F_{m,c_1}} \right) \quad (2.7)$$

In einer Erweiterung kann die Bewertung auch auf verschiedene Stufen der Supply Chain angewandt werden. Von Helbig et al. (2016a) wird dies anhand des Beispiels der petrochemischen Wertschöpfungskette für Polyacrylnitril (PAN) dargestellt. In dieser Erweiterungsstufe wird außerdem die Bedeutung heimischer Produktion als geopolitisch risikofreie Versorgung mitberücksichtigt. Es wird darauf verzichtet, eine Aggregation der Versorgungsrisikobewertungen unterschiedlicher Wertschöpfungsstufen durchzuführen.

$$\begin{aligned} GPSR_{m_1,c_1} &= HHI_{m_2} \cdot \overline{WGI_{m_2,m_1,c_1}} \\ &= \left( \sum_{c_2} p_{m_2,c_2}^2 \right) \cdot \left( \sum_{c_3,c_2} g_{c_3} \frac{f_{m_2,c_3,c_2}}{p_{m_2,c_2} + F_{m_2,c_2}} \cdot \frac{f_{m_1,c_2,c_1} + \delta_{c_2,c_1} p_{m_1,c_1}}{p_{m_1,c_1} + F_{m_1,c_1}} \right) \end{aligned} \quad (2.8)$$

In einer dritten Stufe arbeiten Cimprich et al. (2017b) heraus, dass dieser Indikator eigentlich nur für die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Versorgungsausfalls geeignet ist und für eine vollständige Risikoanalyse eigentlich noch mit der Schadenshöhe multipliziert werden müsste. Dies wäre konsistent mit der ISO-Risikonorm 31000 und den Ausführungen von Glöser et al. (2015). Für die entsprechende Vulnerabilitätsanalyse werden von Cimprich et al. (2017b) die wirtschaftliche Bedeutung und der Massenanteil vorgeschlagen. Die Methode der Bewertung des geopolitischen Risikos wird in Fallstudien auf Elektrofahrzeuge (Gemechu et al. 2015) und digitale Röntgengeräte angewandt (Cimprich et al. 2017a).

## 2.3 Bewertung der dissipativen Materialverluste

Neben der Bewertung der Nachhaltigkeit der Metallgewinnung ist auch die Nachhaltigkeit der Metallverluste entscheidend. Hier kommt es auf die Bewertung der *Dissipation* an. Da

<sup>22</sup>Die *GeoPolRisk*-Methode ist eine Zusammenarbeit von Forschern der Universität Augsburg, der Université de Bordeaux in Frankreich, und der University of Waterloo in Kanada.

Metalle bei ihrer Nutzung nicht zerstört werden, stellen dissipative Verluste die eigentlichen Metallverbräuche dar. Zimmermann und Gößling-Reisemann (2013) definieren dissipative Verluste folgendermaßen:

„Dissipative Verluste sind Materialverluste in die Umwelt, andere Materialflüsse oder dauerhafte Abfalllager, die zu solchen Konzentrationen im Empfangsmedium führen, sodass eine Rückgewinnung dieser Materialien aus technischen oder ökonomischen Gründen nicht durchführbar ist.“ (Zimmermann und Gößling-Reisemann 2013, S. 775, übersetzt)

Diese Definition ist genau wie die Reservemenge eines Rohstoffes dynamisch, da sie sowohl von der technologischen Entwicklung als auch von Rohstoffpreisen abhängig ist.

Dissipative Verluste werden bei Krausmann et al. (2017) als Teilmenge der globalen Ausflüsse aus den Nutzlagerbeständen betrachtet. Dies sind in ihrer Modellierung nicht recycelte, verworfene Bestände nach der Nutzungsphase. Sie werden als Festkörperabfälle bezeichnet, welche deponiert werden, ungenutzt am Standort verbleiben oder die Umwelt belasten. In den Jahren 1900 bis 2010 sind demnach insgesamt 11 Gt an Metallen zu Feststoffabfällen geworden und dissipiert (Krausmann et al. 2017). Filella und Rodríguez-Murillo (2017) untersuchen die Konzentration von Technologiemetallen in der Natur empirisch und stellen zunächst fest, dass die Datenlage sehr lückenhaft ist. Sie finden jedoch kein Anzeichen dafür, dass die bisherige Nutzung der Metalle in modernen Technologien die Umweltkonzentrationen erhöht hat. Dagegen sammeln Thorenz und Reller (2011) Informationen zur Dissipation zu Platin aus Abgaskatalysatoren und Zytostatika und weisen darauf hin, dass an Straßenrändern und Gewässern sehr wohl Proben mit erhöhten Metallkonzentrationen gefunden werden. Bergbäck et al. (2001) analysieren als eine der ersten Studien Dissipationseffekte für Metalle anhand der urbanen Emissionen Stockholms. Neben dieser punktuellen, empirischen Analyse müssen dissipative Verluste aber auch phänomenologisch beschrieben werden. Hierzu finden sich in der Literatur fünf Aspekte zur Charakterisierung dissipativer Verluste:

- nach dem Maß der Verteilung bzw. der Materialverluste,
- nach dem Grund oder der Absicht der Dissipation,
- nach dem Empfangsmedium der dissipativen Verluste,
- nach dem Abstand zur Recyclingfähigkeit, und
- nach der Geschwindigkeit der Dissipation.

Jede dieser Charakterisierungen liefert Ansätze zur quantitativen Bewertung dissipativer Verluste von Metallen.

### 2.3.1 Thermodynamische Betrachtungen

Thermodynamisch betrachtet können zwei Aspekte für einen Verbrauch eines Metalls sprechen: Entweder wird ein Metall dadurch verbraucht, dass physikalische Irreversibilitäten eintreten, oder dadurch, dass die Metallkonzentration erheblich abgesenkt wird.

Bei Valero und Valero (2015) spielt der Exergieverbrauch eine wichtige Rolle. Exergie ist eine thermodynamisch definierte Größe, die den nutzbaren Anteil einer Energie angibt. Exergie kann, anders als Energie, nicht nur umgewandelt, sondern auch vernichtet werden. Die Definition von Exergie ist allerdings von der jeweiligen Referenzumgebung abhängig. Dissipative Verluste sind demnach Materialflüsse, die durch einen Exergieverbrauch eine Erhöhung der Entropie des Systems bewirken, was ein irreversibler Vorgang ist.

Ähnlich argumentieren Rechberger und Brunner (2002) bei der Einführung der Methode der *Relativen Statistischen Entropie*. Eine Verteilung eines Materials liegt demnach vor, wenn die relative statistische Entropie, berechnet über die Massenflüsse und die Konzentrationen in den entsprechenden Medien, von einer Prozessstufe zur nächsten ansteigt. Der umgekehrte Fall liegt vor, wenn die relative statistische Entropie sinkt, dann findet eine Aufkonzentrierung statt. Wichtig ist hierfür eine Unterscheidung zwischen Materialflüssen und Stoffströmen. Während ein Stoffstrom bei Rechberger und Graedel (2002) aus einer bestimmten Substanz  $X_i$  besteht und stets erhalten bleibt, ist dieser aber nur zu einer gewissen Konzentration  $c_i$  in einem Material  $M_i$  enthalten.

$$\dot{X}_i = c_i \dot{M}_i \quad (2.9)$$

Materialien können chemisch umgewandelt, d.h. erzeugt und zerstört werden, Substanzen bleiben hingegen stets erhalten.

Die *Relative Statistische Entropie* ist über die Massenflüsse und Substanzkonzentrationen definiert. Dabei beschreibt  $m_i$  die Zählhäufigkeit der Konzentration im Materialfluss  $i$ .

$$m_i = \frac{\dot{M}_i}{\sum_{i=1}^k \dot{X}_i} \quad (2.10)$$

Die Statistische Entropie berechnet sich entsprechend über die Zählhäufigkeit und die Konzentration, wobei der informationstheoretische Zweierlogarithmus  $\text{ld}$  zur Berechnung herangezogen wird.

$$H(c_i, m_i) = - \sum_{i=1}^k m_i c_i \text{ld}(c_i) \geq 0 \quad (2.11)$$

Die Relative Statistische Entropie wird dann als Verhältnis der tatsächlich berechneten Statistischen Entropie und dem theoretischen Maximum bei gleicher Konzentration der Substanz in allen Materialflüssen angegeben.

$$RSE \equiv \frac{H}{H_{max}} \quad (2.12)$$

Ein Dissipationsprozess gleicht also die Konzentrationen der Substanz in den Materialflüssen an, und erhöht dadurch die Statistische Entropie.

Rechberger und Graedel (2002) zeigen dies für das Beispiel Kupfer: Aus Kupfererz wird durch Aufbereitung und Schmelzen ein fast reines Kupferprodukt erzeugt, welches danach durch Einbau in z.B. elektronische Geräte bereits etwas feiner verteilt vorliegt und durch Abfallbehandlung noch weiter vermischt wird. Diese Definition von Dissipation geht nicht von einem Zustand der Dissipation aus, sondern von einem Grad. Das Materialsystem wirkt insgesamt dissipativ, wenn die relative Statistische Entropie durch die Summe aller Prozesse erhöht wird. Es liegen die Elemente anschließend in stärker verteilter Form vor und eine Aufrechterhaltung der technischen Nutzung wird auf lange Sicht erschwert. Ein Schwellenwert, ab dem ein Material unwiederbringlich verloren ist, wird in dieser Methode jedoch nicht ermittelt. Sobaňtka et al. (2012) wenden diese zuvor noch auf Metalle angewandte Methode auch auf chemische Verbindungen an, insbesondere Stickstoffverbindungen.

Für die Quantifizierung der Relativen Statistischen Entropie sind für jedes Metall detaillierte Informationen zu Massenflüssen und Substanzkonzentrationen notwendig, auch für die dissipativen Materialflüsse. Da diese Daten gerade für Technologiemetalle oftmals nicht vorhanden sind, ist eine Bewertung aufgrund thermodynamischer Betrachtungen in der vorliegenden Arbeit nicht möglich.

#### 2.3.2 Dissipationsintentionen

Das Phänomen der dissipativen Verluste kann auch nach der Intention von Verwendung und Feinverteilung bewertet werden. Lifset et al. (2012) unterscheiden am Beispiel Kupfer drei dissipative Verwendungsarten: (i) sowohl beabsichtigte Verwendung als auch Verteilung, (ii) beabsichtigte Verwendung, aber unbeabsichtigte Verteilung und (iii) unbeabsichtigte Verwendung und Verteilung. Zur ersten Dissipationsart gehören zum Beispiel Fungizide, Pestizide, oder auch die Nutzung in Feuerwerkskörpern. Hier erfüllt das Metall erst seinen Zweck, wenn es verteilt wird. Zur zweiten Dissipationsart gehören unter anderem Abriebe von Bremsbelägen oder Korrosion von Kupferrohren. In diesen Fällen wird das Metall zwar bewusst verwendet, die Dissipation während der Nutzungsphase ist aber nur ein ungewollter Aspekt der Nutzung. Gänzlich ungewollt ist die Dissipation während der Nutzung bei der dritten Dissipationsart, was jedoch bei Verunreinigungen von Brennstoffen oder durch Reifenabrieb geschehen kann. Hier tauchen Metalle nur in Spuren auf und erfüllen auch keinen besonderen Zweck, doch aufgrund der der großen eingesetzten Materialmengen sind auch hier die dissipierten Metallmengen nicht vernachlässigbar (Lifset et al. 2012).

Lifset et al. (2012) quantifizieren nicht nur die verschiedenen Dissipationspfade anhand der Vereinigten Staaten für die Jahre 1975 bis 2000, sie berücksichtigen auch, dass das dissipierte Kupfer in unterschiedlichen Verbindungen verteilt wird, und damit potentiell unterschiedlich auf die Umwelt wirkt. So sind die beiden größten dissipativen Kupfer-Materialflüsse in den USA im Jahr 2000 auf die Kupfer-Korrosion in wässrige Lösung als  $\text{Cu}^{2+}$ -Ionen sowie auf Fungizide als Bodeneintrag in Form von Kupfersulfat  $\text{CuSO}_4$  zurückzuführen. Zusammen belaufen sich diese auf etwa ein Drittel aller betrachteten dissipativen Verluste. Insgesamt

sind die dissipativen Verluste bei Lifset et al. (2012) allerdings um zwei Größenordnungen kleiner als die Kupferanwendungen, da nur dissipative Verluste während der Nutzungsphase berücksichtigt werden.

### 2.3.3 Empfangsmedien

Bezüglich der in ihrer Dissipationsdefinition erwähnten Empfangsmedien unterscheiden Zimmermann und Gößling-Reisemann (2013) zwischen *Umwelt* (Luft, Boden und Gewässer), *Fremdmaterialien* und *Deponien*. Wie in Abbildung 2.8 dargestellt, können die Einträge in diese drei Empfangsmedien laut Zimmermann und Gößling-Reisemann während des Produktionsprozesses, der Nutzungsphase oder des Abfallmanagements auftreten. Auch eine verzögerte Freisetzung von zunächst in Deponien gelangter dissipierter Metalle in die Umwelt ist bei fehlendem Deponiemanagement möglich. Die drei Empfangsmedien können hinsichtlich der Mobilisierung der Materialien und der Umweltwirkung bewertet werden. Dissipative Verluste sind in abgedichteten Deponien weder mobil noch umweltschädlich – diese Dissipationskategorie ist daher am wenigsten problematisch. In Fremdmaterialien sind die Materialien zwar mobil, jedoch in der Regel in anderen Materialien gebunden und gelangen nicht in die Umwelt, womit sie nicht schädigend wirken. Problematisch sind dissipative Verluste in Fremdmaterialien vor allem dann, wenn sie als Verunreinigungen die Qualität verringern und damit die Nutzung des Empfangsmaterials behindern. Am schlimmsten zu bewerten ist die Dissipation in die Umwelt, da hier sowohl eine Mobilisierung als auch eine potentielle Umweltschädigung stattfindet.

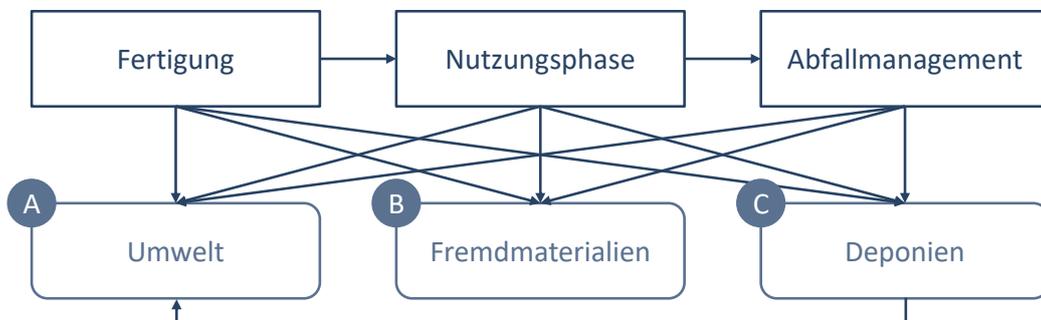


Abbildung 2.8: Dissipationskategorien nach Empfangsmedium, eigene Abbildung nach Zimmermann und Gößling-Reisemann (2013, S. 776).

Zimmermann und Gößling-Reisemann (2013) berechnen in ihrer Arbeit Dissipationsquoten für die 13 kritischen Elemente aus der ersten EU-Studie (European Commission 2010a). Diese Dissipationsquoten entsprechen im Wesentlichen dem nicht ausgeschöpften End-of-Life Recycling-Potential. Bei Antimon, Seltenen Erden und Tantal dissipiert jeweils mehr als 13 % des Materials in die Umwelt (Zimmermann und Gößling-Reisemann 2013). Zimmermann (2017) quantifiziert die dissipativen Verluste kritischer Metalle mit dynamischen Materialflussanalysen. Seine Anwendungsbeispiele umfassen Indium in Dünnschicht-Photovoltaik-

Zellen aus Kupfer-Indium-Gallium-Selenid (CIGS), Germanium als Katalysator zur PET-Flaschen-Produktion und Yttrium in Hitzeschild-Beschichtungen.

Oftmals ist eine quantitative Angabe zu Empfangsmedien dissipativer Verluste jedoch schwierig. Selbst Zimmermann und Gößling-Reisemann (2013) geben nur an, in welche Empfangsmedien ein Metall überwiegend dissipiert, nicht aber zu welchen Anteilen. Auch in vielen Materialflussanalysen werden Empfangsmedien entweder gar nicht angegeben, oder nur Möglichkeiten mitgeteilt. Daher sind die Angaben zu Empfangsmedien zwar wichtig für die Einschätzung langfristiger Umweltschäden durch Dissipation, zur Bewertung der derzeitigen dissipativen Verluste kann diese Unterscheidung jedoch nicht vorrangig herangezogen werden.

### 2.3.4 Recyclingpotentiale

Neben der genannten Konzentration des Metalls im Abfallstrom hängt die Recyclingfähigkeit auch von den begleitenden Metallen und der chemischen Verbindung ab, in der die Materialien vorliegen. Aus Abfallströmen werden oftmals nur die konzentrierten oder hochpreisigen Metalle zurückgewonnen und die Grenze kann mit einem metallspezifischen *Sherwood Plot* abgeschätzt werden (Johnson et al. 2006). Erhebliche Unterschiede hinsichtlich der metallurgischen Trennbarkeit ergeben sich zum Beispiel zwischen Aluminiumlegierungen und Eisenlegierungen (Castro et al. 2004). Während die meisten Legierungsmetalle des Eisens durch Aufschmelzen und Sauerstoffzufuhr separierbar sind, reagiert bei ähnlichen Bedingungen Aluminium zuerst mit dem Sauerstoff und verhindert damit die weitere Separation. Metalle, die innerhalb des Recyclingprozesses nicht zurückgewonnen werden, gelangen entweder als potentiell schädliche Verunreinigungen in Fremdmaterialien oder werden deponiert.

Bei Ciacci et al. (2015) wird untersucht, wie weit von einer Kreislaufwirtschaft entfernt die Metalle des Periodensystems sind. Für dissipative Verluste während der Nutzungsphase spielt es keine Rolle, warum es zur Dissipation kommt, denn in jedem Fall ist ein Recycling ausgeschlossen. Für die Abfallströme unterscheiden Ciacci et al., wie in Abbildung 2.9 dargestellt, zwischen *derzeit nicht recycelbar* und *potentiell recycelbar*, wobei letzteres weiter in *funktionell recycelt* und *nicht zurückgewonnen* unterteilt werden kann. Diese letzte Unterscheidung wird von Ciacci et al. (2015) allerdings nicht mehr quantifiziert.

Aus der quantitativen Analyse von 56 Metallen durch Ciacci et al. (2015) stechen Zink, Arsen, Selen, Thulium, Ytterbium, Lutetium, Quecksilber, und Bismuth mit Dissipationsanteilen über 10 % während und nach der Nutzungsphase hervor. Ciacci et al. (2016) verwenden diese Dissipationsanteile, um den Materialverlusten einen verlorenen Energieaufwand beziehungsweise einen Beitrag zum Treibhauseffekt beizumessen. Dazu berücksichtigen sie einerseits die totalen dissipativen Verluste (in kg), andererseits die spezifischen *Gross Energy Requirements* (GER) bzw. *Greenhousegas Emissions* (GHG) je kg der Metalle. Gemessen an allen drei Größen (Masse, GER und GHG) treten die größten Verluste durch In-Use Dissipation und ineffizientes Recycling bei Eisen, Aluminium und Zink auf. Gefolgt werden

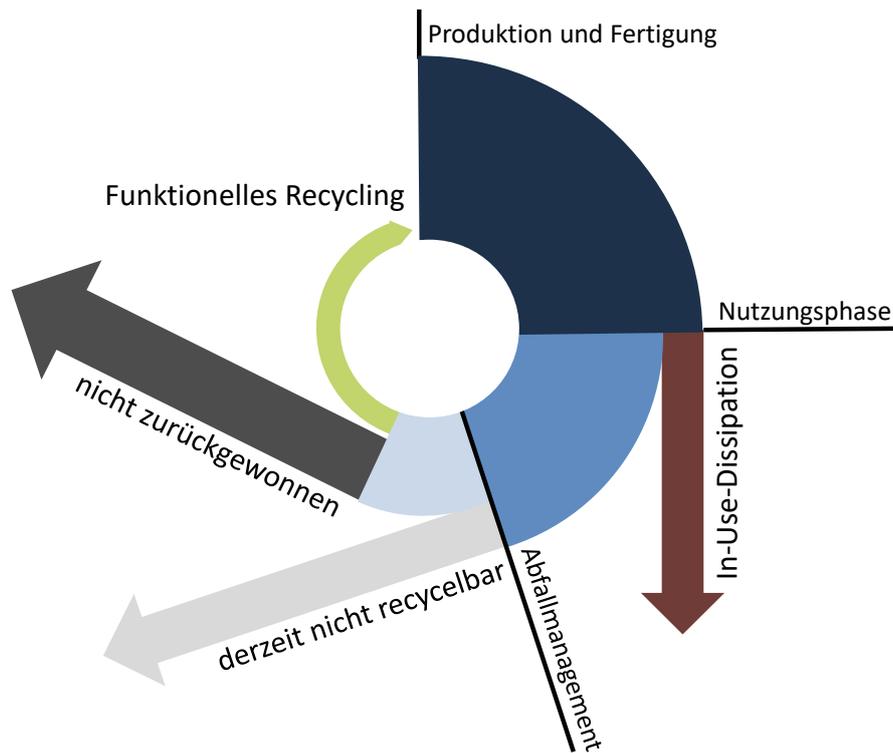


Abbildung 2.9: Dissipationskategorien nach Recyclingpotential. Je länger das Material innerhalb des Kreises verbleibt, umso eher ist ein Recycling möglich. Eigene Darstellung nach Ciacci et al. (2015).

sie bei Massenanteilen von Mangan, Chrom und Kupfer, nach Energiebedarf und Treibhausgasemissionen von Kupfer, Titan und Chrom (Ciacci et al. 2016). Ciacci et al. (2016) berechnen jedoch gemäß ihrer Definition lediglich dissipative Verluste während oder nach der Nutzungsphase. Verluste durch Bergbau und Aufbereitung sowie Produktionsverluste werden nicht berücksichtigt, obwohl diese je nach Metall erheblich sein können.

### 2.3.5 Dissipationsgeschwindigkeiten

Mit dem *MaTrace*-Modell kann der Zeitpunkt der Materialverluste innerhalb eines Metallnutzungs- und Recyclingsystems berechnet werden (Nakamura et al. 2014). Grundidee des Modells ist die Verfolgung einer Materialkohorte während der Nutzung in Produkten und deren weiterer Durchlauf durch Schrottsammelprozesse, Recycling und die Herstellung neuer Produkte mit Sekundärmaterialien sowie dem globalen Handel. Das Modell wird zunächst auf Stahlrecycling nur in Japan angewandt (Nakamura et al. 2014), die spätere Erweiterung als weltweites Modell *MaTrace Global* umfasst 25 Regionen (Pauliuk et al. 2017b). Das Fallbeispiel bezieht sich dabei auf Stahl im Automobilsektor oder Bausektor, jeweils in den USA, Europa, China oder Japan. Mit dem *MaTrace*-Modell können durch eine dynamische Mate-

rialflussanalyse die dissipativen Materialverluste im Lauf der Jahre während der Nutzung, der Schrottsammlung, des Recyclings und des Fertigungsprozesses berechnet werden.

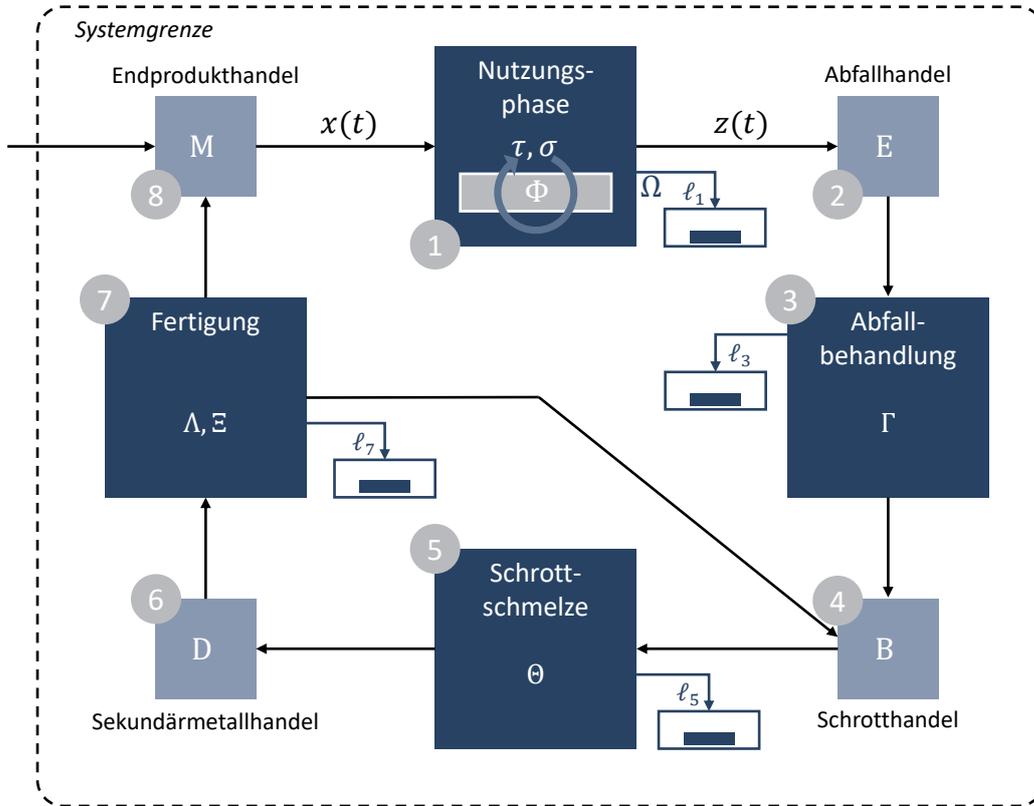


Abbildung 2.10: Blockflussdiagramm des MaTrace-Modells nach Nakamura et al. (2014) und Pauliuk et al. (2017b). Materialflüsse sind als Pfeile dargestellt, Transformationsprozesse als große Blöcke mit griechischen Buchstaben ( $\Gamma$ ,  $\Theta$ ,  $\Lambda$ ,  $\Xi$ ), Märkte als kleine Blöcke mit lateinischen Buchstaben ( $E$ ,  $B$ ,  $D$ ,  $M$ ). Die Materialflüsse des Nutzlagers werden mit Lebensdauervertelungen  $\Phi$  je nach Anwendung unter Berücksichtigung des Produktalters  $\tau$  und der Schwankungsbreite  $\sigma$  berechnet. Materialverluste können während der Nutzungsphase und bei allen Transformationsprozessen auftreten.

Abbildung 2.10 zeigt die Abfolge von Transformations- und Distributionsprozessen im MaTrace-Modell. Die Produktion  $x(t)$  neuer Produkte zum Zeitpunkt  $t$  aus dem Material der zum Zeitpunkt  $t_0$  in Nutzung gebrachten Materialkohorte ergibt sich im MaTrace-Modell aus der Abfolge verschiedener Kreislaufwirtschaftsprozesse: dem Abfallstromvektor  $z(t)$ , der Sammeleffizienz für Altschrott  $\Gamma$ , der Verarbeitungseffizienz  $\Theta$ , der Produktionseffizienz  $\Lambda$  und dem Produktionsabfall-Sammelrate  $\Xi$ <sup>23</sup>. Außerdem werden Allokationsmatrizen von Schrottmaterialien ( $B$ ) und Sekundärmaterialien ( $D$ ) berücksichtigt. Die Märkte für Endprodukte  $M$  und für End-of-Life Abfälle  $E$  werden nur bei Modellen mit mehreren Regionen berücksichtigt, eine Sortierung oder Allokation findet hier nicht statt.

<sup>23</sup>Die Transformationsfaktoren  $\Gamma$ ,  $\Theta$ ,  $\Lambda$  und  $\Xi$  sind in der Regel als Matrizen modelliert, können jedoch je nach Komplexitätsreduktion als Vektoren  $\vec{\gamma}$ ,  $\vec{\theta}$ ,  $\vec{\lambda}$  und  $\vec{\xi}$  oder Skalare  $\gamma$ ,  $\theta$ ,  $\lambda$  und  $\xi$  angegeben werden.

Bei bekannter Produktion der vorherigen Jahre kann der Abfallstromvektor  $z(t)$  im Jahr  $t$  aus den diskretisierten Verteilungskurven der Produktlebensdauern  $\Phi(t, t')$  bzw. ihrer Produktausfallwahrscheinlichkeiten  $\phi(t, t')$  und der vorangegangenen Produktion  $x(t')$  berechnet werden:

$$z(t) = \sum_{t'=t_0}^t \phi(t, t')x(t') \quad (2.13)$$

Diese Abfallmenge wird dann je nach Abfallart mit unterschiedlicher Effizienz  $\Gamma$  gesammelt und sortiert. Dieser Schrott kann über einen Schrottmarkt  $B$  gehandelt werden. Schrott wird je nach Schrottart mit der Effizienz  $\Theta$  aufbereitet und dem Sekundärmetallhandel  $D$  zugeführt. Ohne Berücksichtigung von Produktionsverlusten ergibt sich die zunächst für die Sekundärproduktion verfügbare Materialmenge  $y(t)$  gemäß Nakamura et al. (2014)<sup>24</sup>:

$$y(t) = D\hat{\theta}B\Gamma z(t) \quad (2.14)$$

In Summenschreibweise lässt sich dies mit der Produktausfallwahrscheinlichkeit  $\phi(t - t')$  folgendermaßen schreiben, wobei  $p$  und  $q$  Produkte sind,  $s$  Schrottarten und  $m$  Metalle bzw. Sekundärprodukte (Nakamura et al. 2014):

$$y_q(t) = \sum_{m=1}^R d_{qm} \theta_m \sum_{s=1}^S b_{ms} \sum_{p=1}^P \gamma_{sp} \underbrace{\sum_{t'=t_0}^t \phi_p(t - t')x_p(t')}_{\text{Abfälle}} \quad (2.15)$$

Berücksichtigt man zusätzlich noch Produktionsverluste, welche als  $(\mathbf{1} - \hat{\lambda})$  mit der Einheitsmatrix  $\mathbf{1}$  angegeben werden, welche wiederum mit einer Effizienz  $\Xi$  dem Schrottaufbereitungsprozess zugeführt werden können, ergibt sich folgender Zusammenhang zwischen Abfallmenge  $z(t)$  und Sekundärproduktion  $x(t)$  innerhalb des gleichen Jahres  $t$  (Nakamura et al. 2014):

$$x(t) = \hat{\lambda}(\mathbf{1} - D\hat{\theta}B\Xi(\mathbf{1} - \hat{\lambda}))^{-1}D\hat{\theta}B\Gamma z(t) \quad (2.16)$$

Verluste treten im MaTrace-Basismodell an vier Stellen auf: als dissipative Anwendungen  $\ell_1$ , Sammlungsverluste  $\ell_3$ , (iii) Aufbereitungsverluste  $\ell_5$  und (iv) Fertigungsverluste  $\ell_7$ . Dadurch, dass Fabrikationsabfälle auch wieder der Aufbereitung zugeführt werden können, ist

<sup>24</sup>Mit  $\hat{\theta}$  ist die Matrix gemeint, welche nur auf der Diagonale die Einträge  $\theta_m$  des Vektors  $\vec{\theta}$  enthält.

die saubere Zuordnung zwischen  $\ell_5$  und  $\ell_7$  nicht ganz einfach (Nakamura et al. 2014)<sup>25</sup>:

$$\begin{aligned}
 \ell_3(t) &= \underbrace{(\iota_n^T - \gamma)z(t)}_{\text{Sammlungsverlust}} \\
 \ell_5(t) &= \underbrace{\iota_R^T(\mathbb{1} - \hat{\theta})B\{\mathbb{1} + \Xi(\mathbb{1} - \hat{\lambda})(\mathbb{1} - D\hat{\theta}B\Xi(\mathbb{1} - \hat{\lambda}))^{-1}D\hat{\theta}B\}\Gamma z(t)}_{\text{Aufbereitungsverlust}} \\
 \ell_7(t) &= \underbrace{(\iota_n^T - \xi)(I - \hat{\lambda})(\mathbb{1} - D\hat{\theta}B\Xi(\mathbb{1} - \hat{\lambda}))^{-1}D\hat{\theta}B\Gamma z(t)}_{\text{Fabrikationsverlust}}
 \end{aligned} \tag{2.17}$$

Die *MaTrace-alloy*-Erweiterung des Modells unterscheidet zusätzlich zwischen Legierungszusammensetzungen des Stahls, wobei von Nakamura et al. (2017) die Chrom- und Nickel-Materialflüsse verfolgt werden.

Bewertet werden die Materialverluste sowohl im *MaTrace Global*-Modell als auch im *MaTrace-alloy*-Modell nur nach dem Zeitpunkt der Dissipation, nicht nach der Quelle. Pauliuk et al. (2017b) schlagen vor, den als *Circularity* bezeichneten Wert der durchschnittlich noch in Nutzung befindlichen Bestände der ursprünglich in Nutzung gebrachten Materialkohorte innerhalb eines bestimmten Betrachtungszeitraums als Bewertungsgegenstand heranzuziehen:

$$\text{Circ}(T) = \frac{1}{T - t_0} \int_{t_0}^T \langle x_U(t), w \rangle dt \tag{2.18}$$

Dabei wird nur unterschieden, ob ein Materialbestand  $x_U(t)$  zum Zeitpunkt  $t$  noch genutzt wird:

$$w = \begin{cases} 1 & \text{Nutzungsphase} \\ 0 & \text{Verlust} \end{cases} \tag{2.19}$$

Dies ist also ein Wert zwischen 0 % und 100 %, der immer in Bezug auf den Betrachtungszeitraum anzugeben wäre: Für das selbe Materialsystem wäre der Circularity Indikator bei längeren Betrachtungszeiträumen immer kleiner, da innerhalb einer Kohorte der Anteil des insgesamt verlorenen Materials nicht sinken kann, solange dissipative Materialverluste als Senken gelten, aus denen eine Wiederaufkonzentrierung und Rückgewinnung unmöglich ist (was ja der Definition von Dissipation entspricht). Im Fall von Stahl, das in US-Fahrzeuge im Jahr 2015 eingebaut wird und in die Nutzungsphase gelangt, liegt die Circularity bei einem Betrachtungszeitraum bis zum Jahr 2100 im Regelfall bei 87 %, was sich je nach Szenario auf 90 % steigern ließe, jedoch auch auf 77 % sinken könnte (Pauliuk et al. 2017b).

Bei Nakamura et al. (2017) wird das Verfahren zur Berechnung der Circularity aufgegriffen und in *Cumulative Service Index*  $\mu(T)$  umbenannt, wiederum auf die Betrachtungslänge  $T$  der Systemgrenze bezogen. Hierbei wird der binäre Gewichtungsfaktor  $w$  von Pauliuk et al. (2017b) in das Funktionalisierungsmaß  $w_{ij}$  umgewandelt. Nakamura et al. (2017) wenden dafür die *Embodied Energy* von Ciacci et al. (2016) und Nuss und Eckelman (2014) an.

<sup>25</sup>Mit  $\iota_n$  ist ein Einheitsvektor mit dem Eintrag 1 im Eintrag  $n$  gemeint.

Dies führt für Chrom und Nickel als Stahllegierungsmetalle dazu, dass die beiden Metalle bereits als verloren zählen, sobald diese im MaTrace-Modell als Sekundärmaterial dem eigentlich unlegierten Kohlenstoffstahl zugeführt werden. Die Betrachtung ermöglicht es also, nicht-funktionelles Recycling zu quantifizieren, welches zu dissipativen Verlusten in Fremdmaterialien führt.

Die Unterscheidung nach verschiedenen Prozessstufen von Nakamura et al. (2014) und Nakamura et al. (2017) sind die einzigen Methoden in der Literatur, in der zwischen Dissipationsquellen unterschieden wird. Nicht berücksichtigt bleiben in allen *MaTrace*-Modellen allerdings solche Verluste, die bereits während der Primärproduktion anfallen. Bisher werden die Modelle auch nur auf Stahl und Stahllegierungsmetalle angewandt, wodurch diese nicht als Datenquelle für die Bewertung der Dissipation verschiedener Metalle nutzbar sind. Aufgrund dieser Einschränkungen sind die MaTrace-Publikationen zwar eine gute Grundlage für die Identifikation von End-of-Life Materialverlusten von Stahl, aber noch nicht vollständig als Grundlage der Bewertung von dissipativen Verlusten geeignet.

# 3 Konkretisierung des Forschungsvorgehens

Zusammenfassend sind die Methoden der Industrial Ecology unterschiedlich gut geeignet, um die in Abschnitt 1.2 gestellten Forschungsfragen zu beantworten. Die Ansätze zur Bewertung globaler Ressourcenverfügbarkeit können als Indikatoren in die Bewertung der Versorgungsrisiken einfließen. Input-Output-Analysen spielen für die Materialbewertung in der Regel keine Rolle, können jedoch Auskunft für den Handel von Massenmetallen geben, welche in dynamischen Materialflussanalysen wie dem MaTrace-Modell integriert werden (Pauliuk et al. 2017b). Materialflussanalysen sind entscheidend für die Quantifizierung dissipativer Verluste und des Recyclings, womit die Methode auch wichtig für die Versorgungsrisikobewertung ist. Obwohl Ökobilanzierungen unser Verständnis der Umweltauswirkungen anthropogenen Handelns bestimmen, können Sie dennoch keine Daten für die Bewertung von Metallen aus Sicht der Versorgungsrisiken oder der dissipativen Verluste liefern.

Die Versorgungsrisikobewertungen werden sich an dem für Kritikalitätsbewertungen üblichen Aufbau halten, siehe Abschnitt 2.2. Bei den dissipativen Verlusten liegt die größte Forschungslücke in der Quantifizierung der Dissipationsquellen im gesamten Materialkreislauf.

## 3.1 Einbettung des Forschungsvorgehens

Das Vorgehen ist integriert in die Forschungsgruppe *Resource Lab* der Universität Augsburg, daher sind Teile der Forschungsarbeit zu dieser Dissertation bereits veröffentlicht. Abbildung 3.1 ordnet die bestehenden Veröffentlichungen den Teilaspekten und den Bereichen Literaturüberblick, Methodenentwicklung und Fallstudien zu. In einem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projekt wurde ein Indikatorenmodell für die Rohstoffbewertung in Unternehmen auf Basis des Versorgungsrisikos sowie ökologischer und sozialer Kriterien entwickelt (Tuma et al. 2014). Die Rohstoffbewertung als Entscheidungsunterstützung im unternehmerischen Kontext sind in der Zeitschrift *Journal of Cleaner Production* veröffentlicht (Kolotzek et al. 2018). Die Überblicke über Versorgungsrisiko- und Vulnerabilitätsbewertung aus der Zeitschrift *Resources Policy* wurden bereits im Kapitel 2 aufgegriffen (Achzet und Helbig 2013; Helbig et al. 2016b). Die Konzeption eines Entscheidungsunterstützungssystems für Kleine und Mittelständische Unternehmen (KMUs) wurde zu einem Konferenzbeitrag auf der *Hawaii International Conference on System Sciences*

### 3 Konkretisierung des Forschungsvorgehens

(Bensch et al. 2015). Die Entwicklung der Methode zur Bewertung Geopolitischer Risiken von Rohstoffen, Wertschöpfungsketten oder Produkten aus einer Forschungskoope-ration mit der Université de Bordeaux in Frankreich und der University of Waterloo in Kanada führte zu Veröffentlichungen im Bereich des Life Cycle Sustainability Assessments im *Journal of Industrial Ecology* und *Journal of Cleaner Production* (Cimprich et al. 2017b; Gemechu et al. 2016; Helbig et al. 2016a). Das im Rahmen des DBU-Projektes (Tuma et al. 2014) entwickelte Indikatorenset für das Versorgungsrisiko wird in *Applied Energy* auf Dünnschicht-Photovoltaik (Helbig et al. 2016c) und im *Journal of Cleaner Production* auf Lithium-Ionen-Akkumulatoren (Helbig et al. 2018) angewandt, womit die Übertragbarkeit von Rohstoffbe-wertungen auf die Technologieebene gezeigt wird. Die Möglichkeit der Berücksichtigung von Kritikalitätsbewertungen in frühen Phasen des Produktlebenszyklus für die materialwissen-schaftliche Forschung wird in der Zeitschrift *Sustainable Materials and Technologies* gezeigt (Helbig et al. 2017).

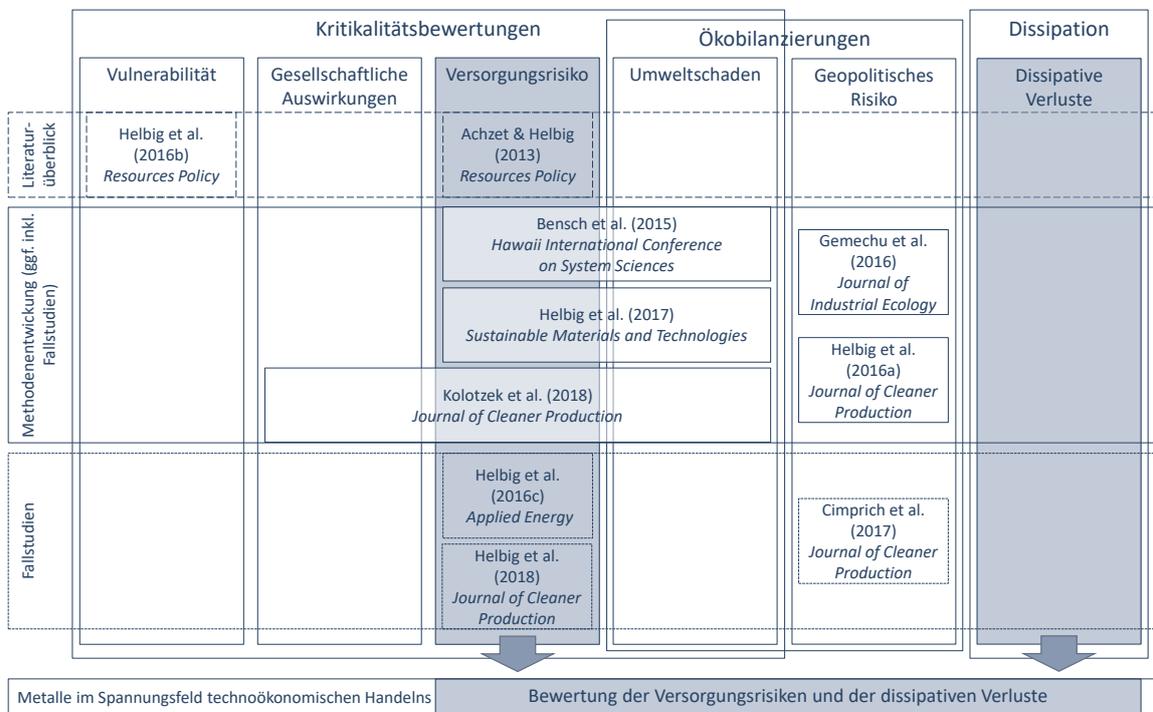


Abbildung 3.1: Übersicht bereits in der Arbeitsgruppe *Resource Lab* veröffentlichter Literaturüberblicke, Methodenentwicklungen und Fallstudien in den Bereichen Vulnerabilität, gesellschaftliche Auswirkungen, Versorgungsrisiken, Umweltschaden, Geopolitisches Risiko und dissipative Verluste.

Auf Basis der im Bereich der Versorgungsrisiken bereits veröffentlichten Publikationen kann die Versorgungsrisikobewertung in der vorliegenden Arbeit erweitert werden. Darüber hinaus muss die Methode der Dissipationsbewertung erst erarbeitet werden.

## 3.2 Zielsetzung und Untersuchungsrahmen der Bewertung

Um die in Kapitel 1 gestellten Forschungsfragen zu beantworten, werden die Methoden der Versorgungsrisikobewertung und der Bewertung dissipativer Verluste entwickelt. Dies geschieht in zwei getrennten Kapiteln. Für Teilfrage **Q1** ,*Wie muss das Indikatorenset der Versorgungsrisikobewertung zur Adressierung zukünftiger globaler Versorgungsrisiken erweitert werden?*‘ wird zunächst ein Indikatorenset festgelegt. Für Teilfrage **Q2** ,*Mit welchen Indikatoren können globale dissipative Verluste quantitativ bewertet werden?*‘ müssen dissipative Verluste beschrieben, quantifiziert und ausgewertet werden, wofür ebenfalls eine Methode entwickelt wird. Um eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse sicherzustellen, sollen die Anwendungen der für beider Forschungsfragen entwickelten Methoden auf die gleichen Metalle erfolgen. Für die Beantwortung der Teilfrage **Q3** ,*Welche Bewertungen ergeben sich aufgrund der entwickelten Indikatorensets für ausgewählte Metalle?*‘ soll die Auswahl der Metalle möglichst viele Elemente des Periodensystems abdecken, für die jeweils beide Bewertungen durchgeführt werden können. Es werden in dieser Arbeit grundsätzlich nur Metalle und Halbmetalle bewertet. Für eine detaillierte Betrachtung der Auswirkungen von technoökonomischen Handlungsoptionen zur Versorgungsabsicherung und Dissipationsvermeidung lohnt es sich jedoch, diese Elementauswahl noch einmal einzuschränken. Hierfür sollten Elemente betrachtet werden, deren Versorgungsrisiko oder dissipative Verluste als problematisch bewertet werden, oder die aufgrund ihrer großen technoökonomischen Bedeutung hervorstechen. Dies ermöglicht die Beantwortung der Teilforschungsfrage **Q4** ,*Welche Zielkonflikte entstehen durch technoökonomische Handlungsoptionen als Gegenmaßnahmen zu Versorgungsrisiken und zu dissipativen Verlusten?*‘.

Für beide Bereiche, Versorgungsrisiken und dissipative Verluste, soll die Bewertung aus einer globalen, gesamtgesellschaftlichen Perspektive erfolgen. Dies ist für Nachhaltigkeitsbetrachtungen die intuitive Sicht und vermeidet nationale oder branchenspezifische Verzerrungen. Einer späteren Anpassung der Methode auf regionale oder technologische Besonderheiten steht dies nicht im Wege.

Die Bewertungen erfolgen, sofern möglich, mit den Daten für das Jahr 2015. Sollte für dieses Jahr keine Daten vorliegen, so werden Daten für ein möglichst spätes Jahr vor dem Jahr 2015 herangezogen. Eine Prognose oder Skalierung der Werte auf das Bezugsjahr erfolgt in diesen Fällen nicht.

## 3.3 Auswahl und Beschreibung der bewerteten Metalle

Die Bewertung der Versorgungsrisiken und der dissipativen Verluste soll zur Beantwortung der dritten Forschungsfrage auf möglichst viele Metalle des Periodensystems angewandt werden. Potentiell kommen alle 64 stabilen Metalle und Halbmetalle für die vorliegende Arbeit

in Frage<sup>26</sup>. Versorgungsrisiken können jedoch nur dann bewertet werden, wenn Produktionsmengen, Reserven und Ressourcen für einzelne Elemente verfügbar sind, die Produktionsländer ermittelt werden können, und das Indikatorenset auf die anthropogene Nutzung des Metalls zutreffend ist. Die Dissipation von einzelnen Metallen kann nur dann bewertet werden, wenn als Datengrundlage globale Materialflussanalysen vorliegen, welche alle Phasen des Materialkreislaufs abdecken und Materialverluste bilanzieren. Tabelle 3.1 gibt einen Überblick über die Einschätzung aller 64 stabilen Metalle und Halbmetalle des Periodensystems hinsichtlich der Datenverfügbarkeit zu Versorgungsrisiken (SR) und Materialflussanalysen (MFA). Für 21 der 64 Metalle ist weder eine Versorgungsrisikobewertung noch eine Dissipationsbewertung möglich, für 17 Metalle nur eine Versorgungsrisikobewertung möglich und für zwei Metalle nur eine Dissipationsbewertung. Aufgrund der schlechten Datenqualität und hohen Verknüpfung der Bergbau- und Aufbereitungsprozesse untereinander, wird außerdem die Elementgruppe der Seltenen Erden nicht in die Bewertung eingeschlossen<sup>27</sup>.

Die Bewertungen der Versorgungsrisiken und der dissipativen Verluste in dieser Arbeit beziehen sich daher auf insgesamt 18 Metalle. Nach ihrer Ordnungszahl sortiert sind dies:

Aluminium, Chrom, Eisen, Cobalt, Nickel, Kupfer, Zink, Gallium, Germanium, Selen, Silber, Indium, Zinn, Tellur, Tantal, Wolfram, Rhenium und Blei.

Abbildung 3.2 ordnet die ausgewählten Elemente und hervorgehobenen Fallstudienelemente im Periodensystem ein. Germanium, Selen und Tellur sind Halbmetalle, die 15 anderen Elemente sind Metalle. Vereinfachend werden die 18 Elemente in dieser Arbeit alle als Metalle bezeichnet. Es befinden sich je drei Metalle in der dritten und vierten Hauptgruppe, zwei Metalle in der sechsten Hauptgruppe. Zehn Metalle sind Nebengruppenelemente, auch Übergangsmetalle genannt. Aluminium ist das einzige Metall aus der dritten Periode, neun Metalle entstammen der vierten Periode, jeweils vier Metalle kommen aus der fünften und sechsten Periode des Periodensystems. Als *Fallstudienelemente* für die Auswirkungen von technoökonomischen Handlungsoptionen werden drei Paare von jeweils einem Hauptprodukt und einem dazugehörigen Koppelprodukt betrachtet: *Aluminium* und *Gallium*, *Kupfer* und *Tellur*, sowie *Zink* und *Indium*.

Tabelle 3.2 gibt einen Überblick über ausgewählte physikalisch-chemische Eigenschaften der 18 Metalle: Die Elektronenkonfiguration der Metalle, die Atommasse, die Dichte in Reinform bei Normalbedingungen, den Schmelzpunkt, den elektrischen Widerstand, die Wärmeleitfähigkeit und die spezifische Wärme der Metalle. Aluminium ist das leichteste Element in der Auswahl der 18 Metalle, gemessen an der Atommasse, gefolgt von Chrom und Eisen. Blei ist das schwerste Element, noch vor Rhenium und Wolfram. Aluminium weist als gediegenes Metall bei Normalbedingungen auch die geringste Dichte auf, es folgen Selen und

<sup>26</sup>Das natürlich vorkommende Bismut liegt fast ausschließlich im äußerst schwach radioaktiven Isotop <sup>209</sup>Bi vor, wird aber ebenfalls berücksichtigt.

<sup>27</sup>Zur Gruppe der Seltenen Erden gehören die stabilen Elemente Yttrium, Lanthan, Cer, Praseodym, Neodym, Samarium, Europium, Gadolinium, Terbium, Dysprosium, Holmium, Erbium, Thulium, Ytterbium und Lutetium. Die Problematiken der Seltenen Erden können bei Zepf (2013) nachgelesen werden.

Tabelle 3.1: Einschätzung aller 64 stabilen Metalle und Halbmetalle des Periodensystems hinsichtlich der Bewertbarkeit (✓) oder Nichtbewertbarkeit (✗) aufgrund der Datenverfügbarkeit zu Versorgungsrisiken (SR) und dissipativer Verluste mit Materialflussanalysen (MFA). Ausgewählt für die Bewertung in dieser Arbeit sind die **18 hervorgehobenen Elemente**.

Elem.	Name	SR	MFA	Elem.	Name	SR	MFA
<sub>3</sub> Li	Lithium	✓	✗	<sub>48</sub> Cd	Cadmium	✓	✗
<sub>4</sub> Be	Beryllium	✗	✗	<b><sub>49</sub>In</b>	<b>Indium</b>	✓	✓
<sub>5</sub> B	Bor	✓	✗	<b><sub>50</sub>Sn</b>	<b>Zinn</b>	✓	✓
<sub>11</sub> Na	Natrium	✗	✗	<sub>51</sub> Sb	Antimon	✓	✗
<sub>12</sub> Mg	Magnesium	✓	✗	<b><sub>52</sub>Te</b>	<b>Tellur</b>	✓	✓
<b><sub>13</sub>Al</b>	<b>Aluminium</b>	✓	✓	<sub>55</sub> Cs	Caesium	✗	✗
<sub>14</sub> Si	Silizium	✗	✗	<sub>56</sub> Ba	Barium	✓	✗
<sub>19</sub> K	Kalium	✗	✗	<sub>57</sub> La	Lanthan	✓	✓
<sub>20</sub> Ca	Calcium	✗	✗	<sub>58</sub> Ce	Cer	✓	✓
<sub>21</sub> Sc	Scandium	✓	✗	<sub>59</sub> Pr	Praseodym	✓	✓
<sub>22</sub> Ti	Titan	✓	✗	<sub>60</sub> Nd	Neodym	✓	✓
<sub>23</sub> V	Vanadium	✓	✗	<sub>62</sub> Sm	Samarium	✓	✓
<b><sub>24</sub>Cr</b>	<b>Chrom</b>	✓	✓	<sub>63</sub> Eu	Europium	✓	✓
<sub>25</sub> Mn	Mangan	✓	✗	<sub>64</sub> Gd	Gadolinium	✓	✓
<b><sub>26</sub>Fe</b>	<b>Eisen</b>	✓	✓	<sub>65</sub> Tb	Terbium	✗	✓
<b><sub>27</sub>Co</b>	<b>Cobalt</b>	✓	✓	<sub>66</sub> Dy	Dysprosium	✗	✓
<b><sub>28</sub>Ni</b>	<b>Nickel</b>	✓	✓	<sub>67</sub> Ho	Holmium	✗	✗
<b><sub>29</sub>Cu</b>	<b>Kupfer</b>	✓	✓	<sub>68</sub> Er	Erbium	✗	✗
<b><sub>30</sub>Zn</b>	<b>Zink</b>	✓	✓	<sub>69</sub> Tm	Thulium	✗	✗
<b><sub>31</sub>Ga</b>	<b>Gallium</b>	✓	✓	<sub>70</sub> Yb	Ytterbium	✗	✗
<b><sub>32</sub>Ge</b>	<b>Germanium</b>	✓	✓	<sub>71</sub> Lu	Lutetium	✗	✗
<sub>33</sub> As	Arsen	✗	✗	<sub>72</sub> Hf	Hafnium	✗	✗
<b><sub>34</sub>Se</b>	<b>Selen</b>	✓	✓	<b><sub>73</sub>Ta</b>	<b>Tantal</b>	✓	✓
<sub>37</sub> Rb	Rubidium	✗	✗	<b><sub>74</sub>W</b>	<b>Wolfram</b>	✓	✓
<sub>38</sub> Sr	Strontium	✓	✗	<b><sub>75</sub>Re</b>	<b>Rhenium</b>	✓	✓
<sub>39</sub> Y	Yttrium	✓	✓	<sub>76</sub> Os	Osmium	✗	✗
<sub>40</sub> Zr	Zirkonium	✓	✗	<sub>77</sub> Ir	Iridium	✗	✗
<sub>41</sub> Nb	Niob	✓	✗	<sub>78</sub> Pt	Platin	✓	✗
<sub>42</sub> Mo	Molybdän	✓	✗	<sub>79</sub> Au	Gold	✓	✗
<sub>44</sub> Ru	Ruthenium	✗	✗	<sub>80</sub> Hg	Quecksilber	✗	✗
<sub>45</sub> Rh	Rhodium	✗	✗	<sub>81</sub> Tl	Thallium	✗	✗
<sub>46</sub> Pd	Palladium	✓	✗	<b><sub>82</sub>Pb</b>	<b>Blei</b>	✓	✓
<b><sub>47</sub>Ag</b>	<b>Silber</b>	✓	✓	<sub>83</sub> Bi	Bismut	✗	✗

	I A	Alkalimetalle	II A	Erdalkalimetalle	III B	IV B	V B	VI B	VII B	VIII B	VIII B	VIII B	I B	II B	III A	Borgruppe	IV A	Kohlenstoffgruppe	V A	Stickstoffgruppe	VI A	Chalkogene	VII A	Halogene	VIII A	Edelgase	
<b>1. Periode</b>	<sup>1</sup> H																								<sup>2</sup> He	K-Schale	
<b>2. Periode</b>	<sup>3</sup> Li	<sup>4</sup> Be													<sup>5</sup> B	<sup>6</sup> C	<sup>7</sup> N	<sup>8</sup> O	<sup>9</sup> F	<sup>10</sup> Ne						L-Schale	
<b>3. Periode</b>	<sup>11</sup> Na	<sup>12</sup> Mg													<sup>13</sup> Al	<sup>14</sup> Si	<sup>15</sup> P	<sup>16</sup> S	<sup>17</sup> Cl	<sup>18</sup> Ar						M-Schale	
<b>4. Periode</b>	<sup>19</sup> K	<sup>20</sup> Ca	<sup>21</sup> Sc	<sup>22</sup> Ti	<sup>23</sup> V	<sup>24</sup> Cr	<sup>25</sup> Mn	<sup>26</sup> Fe	<sup>27</sup> Co	<sup>28</sup> Ni	<sup>29</sup> Cu	<sup>30</sup> Zn	<sup>31</sup> Ga	<sup>32</sup> Ge	<sup>33</sup> As	<sup>34</sup> Se	<sup>35</sup> Br	<sup>36</sup> Kr								N-Schale	
<b>5. Periode</b>	<sup>37</sup> Rb	<sup>38</sup> Sr	<sup>39</sup> Y	<sup>40</sup> Zr	<sup>41</sup> Nb	<sup>42</sup> Mo	<sup>43</sup> Tc	<sup>44</sup> Ru	<sup>45</sup> Rh	<sup>46</sup> Pd	<sup>47</sup> Ag	<sup>48</sup> Cd	<sup>49</sup> In	<sup>50</sup> Sn	<sup>51</sup> Sb	<sup>52</sup> Te	<sup>53</sup> I	<sup>54</sup> Xe								O-Schale	
<b>6. Periode</b>	<sup>55</sup> Cs	<sup>56</sup> Ba		<sup>72</sup> Hf	<sup>73</sup> Ta	<sup>74</sup> W	<sup>75</sup> Re	<sup>76</sup> Os	<sup>77</sup> Ir	<sup>78</sup> Pt	<sup>79</sup> Au	<sup>80</sup> Hg	<sup>81</sup> Tl	<sup>82</sup> Pb	<sup>83</sup> Bi	<sup>84</sup> Po	<sup>85</sup> At	<sup>86</sup> Rn								P-Schale	
<b>7. Periode</b>	<sup>87</sup> Fr	<sup>88</sup> Ra		<sup>104</sup> Rf	<sup>105</sup> Db	<sup>106</sup> Sg	<sup>107</sup> Bh	<sup>108</sup> Hs	<sup>109</sup> Mt	<sup>110</sup> Ds	<sup>111</sup> Rg	<sup>112</sup> Cn	<sup>113</sup> Nh	<sup>114</sup> Fl	<sup>115</sup> Mc	<sup>116</sup> Lv	<sup>117</sup> Ts	<sup>118</sup> Og								Q-Schale	
			<b>Lanthanoide</b>	<sup>57</sup> La	<sup>58</sup> Ce	<sup>59</sup> Pr	<sup>60</sup> Nd	<sup>61</sup> Pm	<sup>62</sup> Sm	<sup>63</sup> Eu	<sup>64</sup> Gd	<sup>65</sup> Tb	<sup>66</sup> Dy	<sup>67</sup> Ho	<sup>68</sup> Er	<sup>69</sup> Tm	<sup>70</sup> Yb	<sup>71</sup> Lu									
			<b>Actinoide</b>	<sup>89</sup> Ac	<sup>90</sup> Th	<sup>91</sup> Pa	<sup>92</sup> U	<sup>93</sup> Np	<sup>94</sup> Pu	<sup>95</sup> Am	<sup>96</sup> Cm	<sup>97</sup> Bk	<sup>98</sup> Cf	<sup>99</sup> Es	<sup>100</sup> Fm	<sup>101</sup> Md	<sup>102</sup> No	<sup>103</sup> Lr									

<b>Legende</b>	<span style="background-color: #1a3d4d; color: white; padding: 2px 5px;">13Al</span> Fallstudienelement	<span style="background-color: #1a3d4d; color: white; padding: 2px 5px;">24Cr</span> Versorgungsrisiko & Dissipative Verluste	<span style="background-color: #1a3d4d; color: white; padding: 2px 5px;">3Li</span> Nicht ausgewähltes Metall	<span style="background-color: #1a3d4d; color: white; padding: 2px 5px;">1H</span> Nichtmetall	<span style="background-color: #1a3d4d; color: white; padding: 2px 5px;">43Tc</span> Radioaktives Element
----------------	---	---	---	--	---

Abbildung 3.2: Einordnung der 18 ausgewählten Metalle im Periodensystem der Elemente. Für sechs Fallstudienelemente werden zusätzlich zur Bewertung der Versorgungsrisiken und der dissipativen Verluste noch die Auswirkungen technökonomischer Handlungsoptionen ausgewertet.

Germanium. Rhenium hat eine noch höhere Dichte als Wolfram oder Tantal. Den geringsten elektrischen Widerstand hat Silber, gefolgt von Kupfer und Aluminium. Die Elemente Germanium, Selen und Tellur sind nicht elektrisch leitend und gerade deswegen eigentlich als Halbmetalle einzustufen. Da gute elektrische Leiter oftmals auch gute Wärmeleiter sind, ist es nicht verwunderlich, dass Silber, Kupfer und Aluminium auch die höchsten Wärmeleitfähigkeiten unter den 18 Metallen aufweisen. Die geringsten thermischen Leitfähigkeiten haben Tellur, Blei und Germanium. Die höchste spezifische Wärmekapazität hat Aluminium, gefolgt von Chrom und Eisen. Blei, Wolfram und Rhenium haben dagegen sehr geringe spezifische Wärmekapazitäten.

Die genannten physikalisch-chemischen Eigenschaften sind nur eine kleine Auswahl von Eigenschaften der Metalle, die für die Nutzung in der Anthroposphäre relevant sind. Weitere Eigenschaften können sein: die Duktilität, also plastische Verformbarkeit, die Härte, das elektrochemische Standardpotential, das heißt die Korrosionsbeständigkeit, die Bandlücke von Halbleitern oder auch die Farbe des Metalls und seiner chemischen Verbindungen.

Im Preismonitor der *Deutschen Rohstoffagentur* sind für das Jahr 2016 17 der 18 Metalle aufgelistet (DERA 2016). In diesem werden übliche Marktpreise für den Handel von Metallen und Mineralen veröffentlicht, da viele dieser Rohstoffe nicht an Börsen wie der *London Metal Exchange* gehandelt werden und daher Marktpreise oftmals auch nicht transparent sind. Tabelle B.1 im Anhang B gibt die Jahresdurchschnittspreise für den Handel im Jahr 2016 an. Unter den 18 ausgewählten Metallen ist der Rohstoff Eisenerz pro Kilogramm am günstigsten mit 58,3 US-Dollar pro Tonne. Den höchsten Preis am Weltmarkt hat Silber mit 17,1 US-Dollar pro Feinunze<sup>28</sup>.

Insgesamt wird mit den 18 Metallen die Anforderung der breiten Elementauswahl erreicht. Mehr als ein Viertel der stabilen Elemente des Periodensystems werden ausgewählt, darunter die drei meistproduzierten Metalle Aluminium, Eisen und Chrom. Die Auswahl deckt sowohl Hauptmetalle als auch Koppelproduktmetalle ab. Technologiemetalle wie Gallium, Germanium, Indium, Tellur oder Rhenium finden sich genauso unter den ausgewählten 18 Metallen wie die Konfliktminerale Cobalt, Zinn und Wolfram. Mit Silber wird auch ein Edelmetall betrachtet und Blei ist ein giftiges Schwermetall, dessen Nutzung mittlerweile strengen Auflagen unterliegt. Von der Europäischen Union werden Cobalt, Gallium, Germanium, Indium, Tantal und Wolfram als kritisch bezeichnet (European Commission 2017). In den USA zählen Aluminium, Chrom, Cobalt, Gallium, Germanium, Indium, Zinn, Tellur, Tantal, Wolfram und Rhenium zu den kritischen Mineralen (Fortier et al. 2018). Daher sollte diese Elementauswahl das gesamte Spektrum der Besonderheiten hinsichtlich Versorgungsrisiken und dissipativer Verluste abdecken können.

---

<sup>28</sup>Eine Feinunze entspricht dem Gewicht von 31,103 g.

### 3 Konkretisierung des Forschungsvorgehens

Tabelle 3.2: Physikalisch-chemische Eigenschaften der 18 Metalle. Daten aus Haynes et al. (2013) und Mejía et al. (2016).

Elem.	Elektronenkonfiguration <sup>a</sup>	Atommasse		Dichte <sup>c</sup> g cm <sup>-3</sup>	Schmelzpunkt °C	Elektr. Widerstand <sup>d</sup> 10 <sup>-8</sup> Ω m	Wärmeleitfähigkeit <sup>e</sup> W m <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup>	Spezifische Wärme <sup>f</sup> J kg <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup>
		u <sup>b</sup>	u <sup>b</sup>					
<sup>13</sup> Al	[Ne] 3s <sup>2</sup> 3p <sup>1</sup>	26,98	27,0	2,70	660,3	2,42	237	897
<sup>24</sup> Cr	[Ar] 3d <sup>5</sup> 4s <sup>1</sup>	52,00	7,15	7,15	1907	11,8	93,7	449
<sup>26</sup> Fe	[Ar] 3d <sup>6</sup> 4s <sup>2</sup>	55,85	7,87	7,87	1538	8,57	80,2	449
<sup>27</sup> Co	[Ar] 3d <sup>7</sup> 4s <sup>2</sup>	58,93	8,86	8,86	1495	5,6	100	421
<sup>28</sup> Ni	[Ar] 3d <sup>8</sup> 4s <sup>2</sup> / 3d <sup>9</sup> 4s <sup>1</sup>	58,69	8,90	8,90	1455	6,16	53,7	265
<sup>29</sup> Cu	[Ar] 3d <sup>10</sup> 4s <sup>1</sup>	63,55	8,96	8,96	1085	1,54	401	385
<sup>30</sup> Zn	[Ar] 3d <sup>10</sup> 4s <sup>2</sup>	65,38	7,13	7,13	419,5	5,46	116	388
<sup>31</sup> Ga	[Ar] 3d <sup>10</sup> 4s <sup>2</sup> 4p <sup>1</sup>	69,72	5,91	5,91	29,76	13,6	40,6	373
<sup>32</sup> Ge	[Ar] 3d <sup>10</sup> 4s <sup>2</sup> 4p <sup>2</sup>	72,63	5,32	5,32	2833	nicht leitend <sup>g</sup>	64,0	322
<sup>34</sup> Se	[Ar] 3d <sup>10</sup> 4s <sup>2</sup> 4p <sup>4</sup>	78,97	4,81 <sup>h</sup>	4,81 <sup>h</sup>	220,8 <sup>h</sup>	nicht leitend <sup>g</sup>	45,2 <sup>i</sup>	293
<sup>47</sup> Ag	[Kr] 4d <sup>10</sup> 5s <sup>1</sup>	107,9	10,5	10,5	961,8	1,47	429	235
<sup>49</sup> In	[Kr] 4d <sup>10</sup> 5s <sup>2</sup> 5p <sup>1</sup>	114,8	7,31	7,31	156,6	8,0	81,6	233
<sup>50</sup> Sn	[Kr] 4d <sup>10</sup> 5s <sup>2</sup> 5p <sup>2</sup>	118,7	7,29 <sup>i</sup>	7,29 <sup>i</sup>	231,9 <sup>i</sup>	11,5	66,6	227
<sup>52</sup> Te	[Kr] 4d <sup>10</sup> 5s <sup>2</sup> 5p <sup>4</sup>	127,6	6,23	6,23	449,5	nicht leitend <sup>g</sup>	33,8 <sup>i</sup>	197
<sup>73</sup> Ta	[Xe] 4f <sup>14</sup> 5d <sup>3</sup> 6s <sup>2</sup>	181,0	16,4	16,4	3017	12,2	57,5	140
<sup>74</sup> W	[Xe] 4f <sup>14</sup> 5d <sup>4</sup> 6s <sup>2</sup>	183,8	19,3	19,3	3414	4,82	174	132
<sup>75</sup> Re	[Xe] 4f <sup>14</sup> 5d <sup>5</sup> 6s <sup>2</sup>	186,2	20,8	20,8	3185	17,2	47,9	137
<sup>82</sup> Pb	[Xe] 4f <sup>14</sup> 5d <sup>10</sup> 6s <sup>2</sup> 6p <sup>2</sup>	207,2	11,3	11,3	327,5	19,2	35,3	130

<sup>a</sup> Zur Abkürzung ist die jeweilige Edelgaskonfiguration (Neon, Argon, Krypton, Xenon) mit vollbesetzten s<sup>2</sup> und p<sup>6</sup> Orbitalen in eckigen Klammern vorangestellt.

<sup>b</sup> 1 u = 1,66 · 10<sup>-27</sup> kg

<sup>c</sup> Als reines Metall bei Normalbedingungen von 25 °C und 101,325 kPa.

<sup>d</sup> Bei 273 K

<sup>e</sup> Bei 27 °C

<sup>f</sup> Bei 25 °C und konstantem Druck

<sup>g</sup> Für Halbleiter kann keine elektrische Leitfähigkeit angegeben werden.

<sup>h</sup> Graues Selen

<sup>i</sup> Die Wärmeleitfähigkeit für Selen und Tellur ist richtungsabhängig.

<sup>j</sup> Weißes Zinn

## 4 Entwicklung und Anwendung einer Bewertungsmethode für Versorgungsrisiken

Kritikalitätsbewertungen können auf globaler, nationaler, regionaler, sowie Unternehmens- oder Technologieebene durchgeführt werden (Achzet und Helbig 2013; Helbig et al. 2016b). Zwar spielt diese Unterscheidung für Vulnerabilitätsbewertungen eine noch viel größere Rolle, doch auch Versorgungsrisikobewertungen können abhängig von der Perspektive sehr unterschiedlich ausgeführt werden. Dies ist insbesondere der Fall, wenn unterschiedliche Zeithorizonte betrachtet werden. So bestimmen beispielsweise Graedel et al. (2012) das Versorgungsrisiko auf globaler Ebene langfristig, auf nationaler Ebene oder Unternehmensebene jedoch kurz- bis mittelfristig<sup>29</sup>. Die Bewertung der Versorgungsrisiken in der vorliegenden Arbeit erfolgt aus einer mittelfristigen Perspektive von mehreren Jahren<sup>30</sup>.

Die Bewertung der Versorgungsrisiken darf nicht mit einer Lieferantenbewertung verwechselt werden (Boer et al. 2001). Diese wird in der Betriebswirtschaft basierend auf historischen Daten zur Lieferantenzuverlässigkeit sowie Auditierungen durchgeführt. Kurzfristigere Versorgungsrisiken haben insbesondere für Unternehmen eine Bedeutung im Supply Chain Management und der Materialbeschaffung. Lieferantenbewertungen sind jedoch im Grundsatz materialunabhängig.

Die Versorgungsrisikobewertung von Materialien hingegen wird aufgrund geologischer, ökonomischer, materialwissenschaftlicher sowie technologischer Daten durchgeführt. Diese globale und interdisziplinäre Perspektive erfordert systemische Betrachtungen. Eine Versorgungsrisikobewertung beruht auf Sekundärdaten. Materialbewertungen sind in der Regel unabhängig vom Lieferanten, können aber für spezifische Supply Chains angepasst werden<sup>31</sup>.

---

<sup>29</sup>Die Begriffe kurz-, mittel- und langfristig sind immer kontextspezifisch. Im Operations Management umfassen sie als *operative*, *taktische* oder *strategische* Entscheidungen von täglichen bis höchstens wenige Jahre umfassende Zeithorizonte. Dagegen stehen die ebenfalls als kurz-, mittel- und langfristig zu interpretierenden Perspektiven *Individualist*, *Hierarchist* und *Egalitarian* bei Life Cycle Impact Assessments für Zeiträume von wenigen Jahren bis vielen Generationen.

<sup>30</sup>In dieser Arbeit wird kurzfristig als Zeitraum bis zu einem Jahr verstanden, mittelfristig ein Zeitraum von mehreren Jahren, langfristig ein Zeitraum von Jahrzehnten.

<sup>31</sup>Eine solche Anpassung findet sich beispielsweise für das Geopolitische Versorgungsrisiko bei Gemechu et al. (2015), wobei zwischen den tatsächlichen Import-Export-Beziehungen zwischen Ländern unterschieden wird, siehe Abschnitt 2.2.7. Auch die neue Kritikalitätsbewertung der Europäischen Kommission unterscheidet zwischen globalen und europäischen Lieferketten (European Commission 2017).

Die hier entwickelte Methode zur Quantifizierung globaler Versorgungsrisiken soll eine Reihe von Anforderungen erfüllen:

- die Grundmethodik der Bewertung von Versorgungsrisiken in Kritikalitätsbewertungen soll erhalten bleiben,
- die Versorgungsrisiken mit literaturbasierten, relevanten und anwendbaren Indikatoren bewertet werden, die für alle ausgewählten 18 Metalle quantifizierbar sind,
- ein mittelfristiges Versorgungsrisiko über einige Jahre hinweg betrachten und
- dabei eine globale Perspektive einnehmen.

Da in dieser Arbeit statt Technologien Metalle bewertet werden, entfällt die Aggregation der Versorgungsrisiken auf Technologieebene (siehe Abschnitt 2.2.6).

Die Grundmethodik für Kritikalitätsbewertungen wurde bereits in Abschnitt 2.2 vorgestellt. Ausgehend von überwiegend frei zugänglichen Datenquellen werden Kennzahlen für Rohstoffe, in diesem Fall Metalle, ermittelt. Diese Kennzahlen können durch Normierung auf eine gemeinsame Skala als Indikatoren für zuvor bestimmte Risikoaspekte interpretiert werden. Die Indikatoren werden anschließend gewichtet und aggregiert, so dass alle Risikoaspekte zu einer Gesamtaussage über das Zielkriterium, in diesem Fall das Versorgungsrisiko, zusammengefasst werden.

Die entwickelte Versorgungsrisikobewertung basiert auf bereits zuvor angewandten und veröffentlichten Methoden der Arbeitsgruppe *Resource Lab* der Universität Augsburg: Einerseits der Bewertung im Unternehmenskontext (Kolotzek et al. 2018) und andererseits der Bewertung für die Materialwissenschaft (Helbig et al. 2017). Die für diese Arbeit entwickelte Bewertungsmethode kombiniert die in Abschnitt 2.2 beschriebenen Einzelmethoden. Für den globalen, mittelfristigen Kontext wird die Methode angepasst und ergänzt.

### 4.1 Indikatorenset

Das Indikatorenset besteht aus insgesamt zwölf Indikatoren in den Bereichen *Risiko eines Versorgungsengpasses durch Angebotsreduzierung* (Indikatoren A1-A3), *Risiko eines Versorgungsengpasses durch Nachfrageanstieg* (N1-N4), *Konzentrationsrisiko der Produktion* (K1-K2) und *Politisches Risiko* (P1-P3). Die Zuordnung der Indikatoren zu den vier Bereichen ist in Abbildung 4.1 dargestellt. Auf das Risiko der Angebotsreduzierung wirken die Indikatoren *Statische Reichweite der Reserven* (A1), *Statische Reichweite der Ressourcen* (A2) und der *Sekundärproduktionsanteil aus Altschrott* (A3). Das Risiko des Nachfrageanstiegs wird durch die *erwartete Zukunftstechnologienachfrage* (N1), den *Koppelproduktionsanteil* (N2), die *Sector Competition* (N3) und die *Substituierbarkeit* (N4) bestimmt. Das Konzentrationsrisiko ergibt sich aus den *Marktkonzentrationen der Produktionsländer* (K1) und der produzierenden *Unternehmen* (K2). Als politische Risiken werden die *Stabilität der Produktionsländer* (P1), ihre *Policy Perception* (P2) und ihr *Regulierungsrisiko* (P3) berücksichtigt.

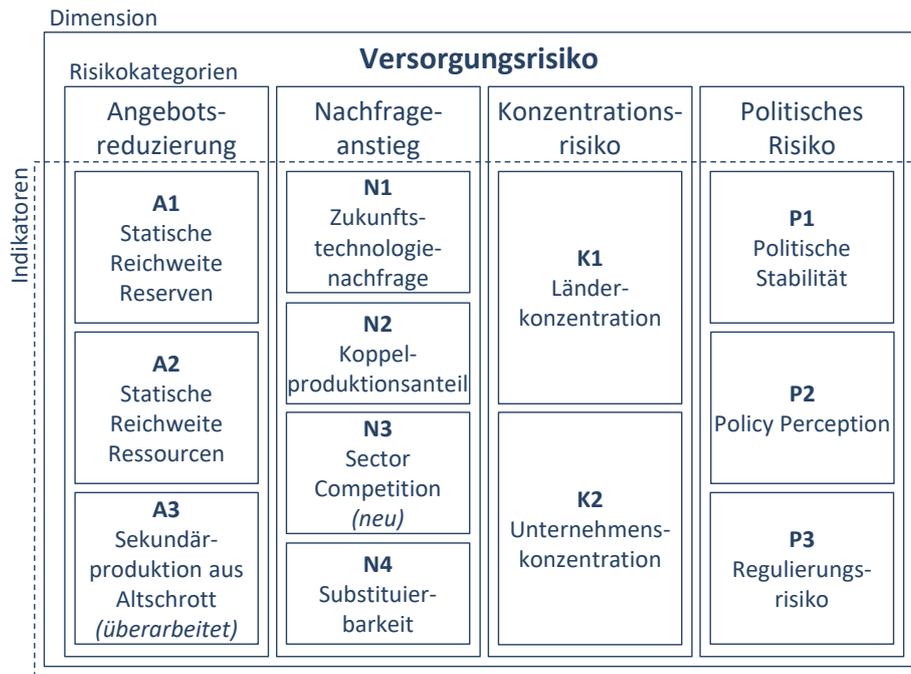


Abbildung 4.1: Risikokategorien und Indikatoren für die Bewertung des Versorgungsrisikos.

Im Vergleich zur Bewertungsmethode im Unternehmenskontext bei Kolotzek et al. (2018) kommt die Sector Competition von Helbig et al. (2017) neu hinzu, die End-of-Life Recycling Rate wird durch den Sekundärproduktionsanteil aus Altschrott ersetzt. Diese Anpassungen begründen sich durch die erweiterte Literaturbasis und die gewählte globale Betrachtung statt des unternehmensspezifischen Fokus. Mit dieser Auswahl werden auch die am häufigsten in Kritikalitätsbewertungen verwendeten Versorgungsrisikoindikatoren aus Abschnitt 2.2.2 abgedeckt.

Da insbesondere keine nationale oder regionale Perspektive eingenommen wird, verzichtet die Methode auf importabhängige Bewertungen. Solche Importbewertungen finden sich hingegen sowohl in der Definition für *Critical Minerals* von Trump (2017) als auch in der aktualisierten Kritikalitätsbewertung der Europäischen Union (Blengini et al. 2017). Selbst in der aktualisierten *GeoPolRisk*-Methode von Helbig et al. (2016a) findet sich eine Bevorzugung heimischer Produktion. Aus globaler Sicht spielt diese für die Versorgungsrisiken keine Rolle. Entscheidend ist nicht, dass ein Material aus dem Ausland bezogen wird, sondern aus welcher Region ein Material stammt, ob diese ein Monopol aufweist und ob diese politisch oder gesellschaftlich instabil ist.

## 4.2 Gewichtung der Indikatoren

Für die Gewichtung der Versorgungsrisikoindikatoren auf eine aggregierte Bewertung können verschiedene Verfahren eingesetzt werden. In der Bewertung für die Materialforschung

verwenden Helbig et al. (2017) eine Gleichgewichtung, wohingegen Kolotzek et al. (2018), Helbig et al. (2016c) und Helbig et al. (2018) ein AHP-Modell mit verschiedenen Expertenrunden anwenden. Blengini et al. (2017) verwenden statt einem gewichteten Mittelwert die Multiplikation einzelner Versorgungsrisikoindikatoren.

In dieser Arbeit wird aufgrund der globalen Betrachtung eine Gleichgewichtung der Indikatoren in jedem Risikobereich und eine Gleichgewichtung der Risikobereiche verwendet. Dafür werden die bereits auf eine Skala von 0 bis 100 Punkte normierten Indikatorwerte verwendet, womit die Gesamtversorgungsrisikobewertung  $SR$  ebenfalls auf einer Skala von 0 bis 100 Punkten liegt. Die Berechnung der Gesamtbewertung des Versorgungsrisikos  $SR$  folgt also folgender Formel:

$$SR = \frac{\frac{A1+A2+A3}{3} + \frac{N1+N2+N3+N4}{4} + \frac{K1+K2}{2} + \frac{P1+P2+P3}{3}}{4} \quad (4.1)$$

Tabelle 4.1 gibt die jeweiligen Gewichte der Indikatoren bei der Bildung des gewichteten Mittelwertes an.

Tabelle 4.1: Gewichtung der Versorgungsrisikoindikatoren bei Gleichgewichtung der Risikokategorien und innerhalb der Risikokategorien.

Nr.	Indikator	Gewichtung
A1	Statische Reichweite der Reserven	8,33 %
A2	Statische Reichweite der Ressourcen	8,33 %
A3	Sekundärproduktion aus Altschrott	8,33 %
N1	Erwartete Zukunftstechnologienachfrage	6,25 %
N2	Koppelproduktionsanteil	6,25 %
N3	Sector Competition	6,25 %
N4	Substituierbarkeit	6,25 %
K1	Marktkonzentration der Produktionsländer	12,5 %
K2	Marktkonzentration der Unternehmen	12,5 %
P1	Politische Stabilität (WGI)	8,33 %
P2	Policy Perception (PPI)	8,33 %
P3	Regulierungsrisiko (HDI)	8,33 %

### 4.3 Normierung der Indikatoren und Bewertung der Versorgungsrisiken der Metalle

In den folgenden Abschnitten werden die Bewertungsmöglichkeiten der Indikatoren, ihre Normierung sowie Datenquellen vorgestellt und die Bewertung der 18 Metalle in allen zwölf Indikatoren durchgeführt. Die Normierung erfolgt stets auf eine Skala von 0 bis 100 Punkten, wobei 0 Punkte den unkritischsten Wert, also kein Versorgungsrisiko, und 100 Punkte den kritischsten Wert angibt, also ein besonders hohes Versorgungsrisiko. Die Indikatoren werden

in der Reihenfolge der Risikokategorien *Angebotsreduzierung* (A1-A3), *Nachfrageanstieg* (N1-N4), *Konzentrationsrisiko* (K1-K2) und *Politisches Risiko* (P1-P3) beschrieben. Für alle Indikatoren wird zusätzlich der Mittelwert und die Standardabweichung der 18 Bewertungen angegeben.

#### 4.3.1 Statische Reichweiten der Reserven und der Ressourcen

Die Statische Reichweite  $\tau_R$  ist ein Maß für den Explorationsdruck im Markt. Sie wird als *Statische Reichweite der Reserven*  $\tau_{R_1}$  durch das Verhältnis aus Reservemenge  $R_1$  und der Produktionsrate  $P$  eines Rohstoffs berechnet und wird in Jahren angegeben.

$$\tau_{R_1} = \frac{R_1}{P} \quad (4.2)$$

Die Reservemenge und Produktionsrate können sich entweder auf den Metallgehalt im Erz oder das abgebaute Erz beziehen<sup>32</sup>. Die Reichweite sagt in der simpelsten Interpretation aus, wie lange bei Aufrechterhaltung der derzeitigen Produktionsrate die bereits identifizierten und ökonomisch abbaubaren Reserven ausreichen würden.

Die Angabe der Statischen Reichweite vernachlässigt allerdings die Veränderlichkeit der Datengrundlage und berücksichtigt keinerlei Unterschiede zwischen einzelnen Lagerstätten oder Produktionsländern. Die Produktionsrate ändert sich aufgrund von Schwankungen in der Nachfrage, Preisschwankungen, Neuerschließungen und Produktionsstörungen laufend. Sie wird üblicherweise als Jahressumme für die Vergangenheit angegeben<sup>33</sup>, wobei die Angaben zwischen verschiedenen Publikationen erheblich abweichen können. Die Reservemenge ist ebenfalls eine dynamische Größe, welche abhängig von der Bewertung der Lagerstätten ist: Um als Reserve zu zählen, muss die Lagerstätte identifiziert sein und ein Abbau technisch wie ökonomisch möglich sein, siehe Abschnitt 2.1.1. Durch Exploration und Innovationen bei den Bergbautechnologien wird die Reservemenge erhöht.

Die Statische Reichweite der Reserven wird von vielen Kritikalitätsstudien als Versorgungsrisikoindikator verwendet (Behrendt et al. 2007; Buchert et al. 2009; Erdmann et al. 2011; Rosenau-Tornow et al. 2009; U.S. National Research Council 2008), sie darf aber nicht so interpretiert werden, als dass sie ein Enddatum der Verfügbarkeit des Rohstoffes vorhersagt. Es gibt viele Beispiele, bei denen die Statische Reichweite über einen Zeitraum von Jahrzehnten hinweg stabil bleibt (Alonso et al. 2007). Die Zusammenhänge zwischen Reserven und Produktion sind zum Beispiel für das Metall Kupfer besonders gut erforscht (Sverdrup et al. 2014b). Die Statische Reichweite ist vielmehr ein Maß für den Explorations- und Entwicklungsdruck: Bei einer geringen Statischen Reichweite müssen erhebliche An-

<sup>32</sup>Die Bezugsgröße für Reservemenge und Produktionsrate muss jedoch einheitlich sein.

<sup>33</sup>Dafür werden die Produktionsraten oftmals zunächst geschätzt und anschließend noch einmal korrigiert.

strebungen für Exploration, Lagerstättenerschließung und neue Bergbautechnologien<sup>34</sup> unternommen werden.

Die *Statische Reichweite der Ressourcen*  $\tau_{R_2}$  ist ebenfalls ein Maß für den Explorationsdruck, allerdings mit langfristiger Perspektive. Sie bezieht sich auf die weit weniger dynamische Größe der Ressourcenmenge  $R_2$  und gibt ihr Verhältnis zur Produktionsrate  $P$  an.

$$\tau_{R_2} = \frac{R_2}{P} \quad (4.3)$$

Als Ressourcenmenge zählen bereits Lagerstätten, deren Existenz vermutet wird und deren Abbau technisch oder ökonomisch noch nicht lohnenswert ist, siehe Abschnitt 2.1.1. Die Statische Reichweite der Ressourcen  $\tau_{R_2}$  muss größer sein als die der Reserven  $\tau_{R_1}$ , da die Ressourcenmenge  $R_2$  für jeden Rohstoff stets größer ist als die der Reserven  $R_1$ .

Neben den Statischen Reichweiten der Reserven und Ressourcen verwenden verschiedene Autoren weitere Knappheitsmaße für Rohstoffe. Behrendt et al. (2007) verwenden die Statische Reichweite der Reservenbasis. Da Schätzungen zur Reservenbasis, zum Beispiel vom USGS, nicht mehr veröffentlicht werden, kann diese dritte mögliche Statische Reichweite nicht als Indikator verwendet werden. Morley und Eatherley (2008) verwenden die willkürliche Abgrenzung des Jahres 2050 und die Frage, ob bis dahin die Reserven oder Reservenbasis ausreichen, um die erwartete Produktion abzudecken. Ohne explizite Forderung nach einem Stichjahr sind solche Betrachtungen für eine Rohstoffbewertung nicht geeignet. Graedel et al. (2012) verwenden als Indikator die *Depletion Time*, welche mit der Statischen Reichweite auch noch das Recycling verknüpft. Da die Verfügbarkeit von Sekundärproduktion eigens als Indikator berücksichtigt wird, ist diese Berechnung hier nicht hilfreich.

Es werden also das *Risiko der Angebotsreduzierung* durch eine geringe *Statische Reichweite der Reserven* (A1) und durch eine geringe *Statische Reichweite der Ressourcen* (A2) als Versorgungsrisikoindikatoren herangezogen. Der normierte Wert des Versorgungsrisikos durch die Statische Reichweite der Reserven (Indikator A1) wird durch eine nach unten geöffnete parabolische Funktion berechnet, die durch drei Punkte definiert ist: Eine Statische Reichweite der Reserven von 0 Jahren entspricht einem Versorgungsrisiko von 100 Punkten, 50 Jahre entsprechen 70 Punkten und 100 Jahre keinem Risiko. Statische Reichweiten unter 0 Jahren sind nicht möglich. Statische Reichweiten über 100 Jahren werden generell als unproblematisch angesehen. Diese Berechnung wird von Graedel et al. (2012) übernommen, wobei diese noch Sekundärproduktionsanteile eingerechnet hatten.

$$A1(\tau_{R_1}) = \begin{cases} 100 - 0,2 \frac{\tau_{R_1}}{1a} - 0,008 \left( \frac{\tau_{R_1}}{1a} \right)^2 & , \text{ wenn } \tau_{R_1} \leq 100 \text{ a} \\ 0 & , \text{ wenn } \tau_{R_1} > 100 \text{ a} \end{cases} \quad (4.4)$$

<sup>34</sup>Für fossile Energieträger sind Schiefergase oder Fracking Beispiele für die Erschließung zuvor unrentabler, bekannter Lagerstätten durch neue Fördertechnologien.

### 4.3 Normierung der Indikatoren und Bewertung der Versorgungsrisiken der Metalle

Die Berechnung des Versorgungsrisikos aufgrund der Statistischen Reichweite der Ressourcen (Indikator A2) folgt ebenfalls einer parabolischen Funktion, allerdings sind die Zeiträume verdoppelt, um den größeren Werten der Ressourcen Rechnung zu tragen. Statistische Reichweiten der Ressourcen unter 0 Jahren sind erneut nicht möglich, 100 Jahre entsprechen einem Versorgungsrisiko von 70 Punkten, 200 Jahre entsprechen keinem Risiko.

$$A2(\tau_{R_2}) = \begin{cases} 100 - 0,1 \frac{\tau_{R_2}}{1a} - 0,002 \left( \frac{\tau_{R_2}}{1a} \right)^2 & , \text{ wenn } \tau_{R_2} \leq 200 \text{ a} \\ 0 & , \text{ wenn } \tau_{R_2} > 200 \text{ a} \end{cases} \quad (4.5)$$

In Abbildung 4.2 wird der Verlauf der Bewertung der Indikatoren A1 und A2 dargestellt.

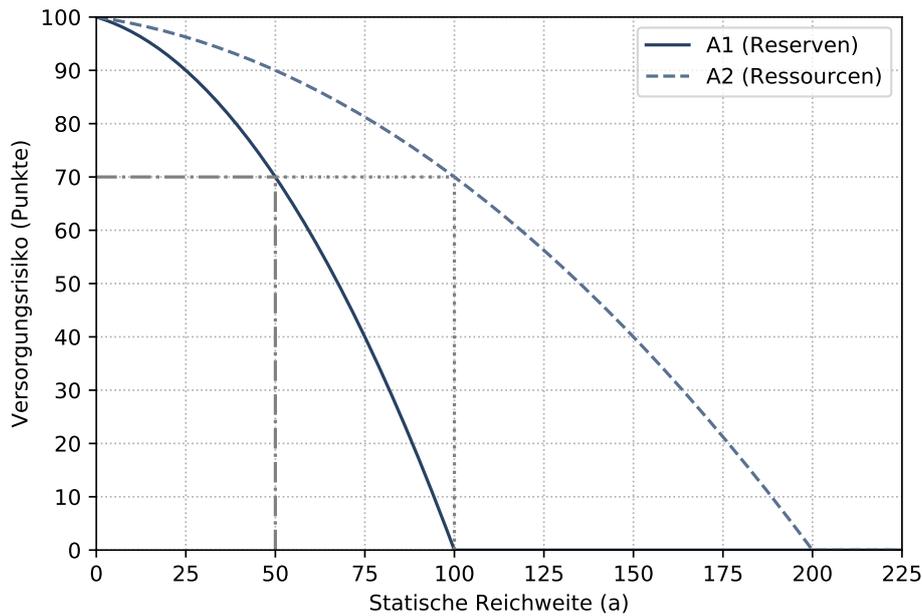


Abbildung 4.2: Parabolische Normierung der Indikatoren Statische Reichweite der Reserven (A1) und der Ressourcen (A2) durch Gleichung 4.4 und Gleichung 4.5.

Daten zu Produktionsmengen und Reserven sowie globale Ressourcen lassen sich für die meisten Metalle beim *United States Geological Survey* abrufen (USGS 2017b). Die zweiseitigen *Mineral Commodity Summaries* (MCS) werden für alle wirtschaftlich relevanten Metalle und Minerale zu Jahresbeginn aktualisiert und enthalten unter anderem jeweils für die letzten beiden Jahre die Produktionsmengen und Reservemengen der wichtigsten Produktionsländer des Rohstoffs. Aus den *Mineral Commodity Summaries* von 2017 lassen sich also die bereits einmal korrigierten Produktions- und Reservemengen des Jahres 2015 ablesen. Zusätzlich wird in der Regel eine Einschätzung zur globalen Ressourcenmenge angegeben. Die Produktionsmengen werden, teilweise jedoch erst nach einigen Jahren, vom USGS in *Mineral Yearbooks* nach Ländern aufgeschlüsselt und gegebenenfalls nochmals korrigiert. Das *British Geological Survey* (BGS) veröffentlicht in unregelmäßigen Abständen das Buch *World Mineral Production*, zuletzt für die Jahre 2011 bis 2015 (T. J. Brown et al. 2017). Jährlich

publiziert werden außerdem die *World Mining Data* des *World Mining Congress* mit Unterstützung des österreichischen Wissenschaftsministeriums (Reichl et al. 2017). Wenn die Daten des USGS zu ungenau oder unvollständig sind, werden für die Produktions- und Reservemengen Einzelquellen herangezogen, zum Beispiel für Indium. Für einige der Metalle sind keine Ressourcenschätzungen von USGS (2017b) angegeben. Manchmal wird dies damit begründet, dass die Ressourcen in jedem Fall groß genug seien. In diesen Fällen kann für den Zweck der Versorgungsrisikobewertung angenommen werden, dass die Statische Reichweite der Ressourcen mindestens 200 Jahre betragen wird und somit kein Risiko darstellt. Für die Koppelproduktmetalle Gallium, Selen und Tellur kann die Ressourcenmenge über das Verhältnis der Ressourcen zu Reserven des Hauptmetalls und dem Verhältnis der Reserven des Hauptmetalles und des Koppelproduktes abgeschätzt werden.

Abbildung 4.3 zeigt die Reserven, Ressourcen und Jahresproduktion der 18 Metalle in doppelt logarithmischer Darstellung. Metalle mit gleicher Statischer Reichweite liegen dabei auf einer Geraden. Exemplarisch sind die Geraden für 10, 100 und 1000 Jahre eingezeichnet.

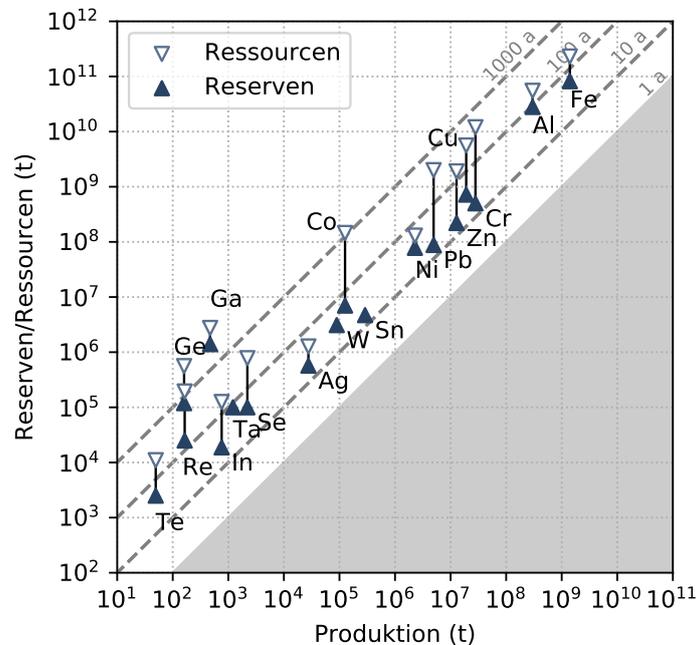


Abbildung 4.3: Reserven, Ressourcen und Jahresproduktion der 18 Metalle. Für Zinn, Tantal und Wolfram gibt es keine quantifizierten Ressourcenangaben. Der grau markierte Bereich hätte eine Statische Reichweite von weniger als einem Jahr und kann daher nicht erreicht werden. Unterbrochene Linien kennzeichnen gleiche statische Reichweiten von 10, 100 und 1000 Jahren. Eigene Darstellung mit Daten aus Tabelle 4.2.

Tabelle 4.2 gibt neben den Produktionsmengen  $P$ , Reserven  $R_1$  und Ressourcen  $R_2$  der 18 Metalle die Statischen Reichweiten der Reserven  $\tau_{R_1}$  und Ressourcen  $\tau_{R_2}$  an und listet die normierten Indikatorwerte A1 und A2 auf. Im Fall von Aluminium und Chrom sind die Produktions- und Reservemengen nicht als Metallproduktion angegeben, sondern als

### 4.3 Normierung der Indikatoren und Bewertung der Versorgungsrisiken der Metalle

Tabelle 4.2: Produktion, Reserven und Ressourcen im Jahr 2015 sowie Statische Reichweiten der 18 Metalle für die Berechnung der Indikatoren A1 nach Gleichung 4.4 und A2 nach Gleichung 4.5. Wenn nicht anders angegeben, Daten aus Reichl et al. (2017) und USGS (2017b,c).

Elem.	Produktion	Reserven	Ressourcen	$\tau_{R_1}$ (a)	$\tau_{R_2}$ (a)	A1	A2
Al	299 Mt <sup>a</sup>	28 Gt <sup>a</sup>	55 Gt <sup>a</sup>	94	184	11	14
Cr	28,0 Mt <sup>b</sup>	500 Mt <sup>b</sup>	12 Gt <sup>b</sup>	18	429	94	0
Fe	1,4 Gt	82 Gt	230 Gt	59	164	61	30
Co	126 kt	7 Mt	145 Mt	56	1151	64	0
Ni	2,28 Mt	78 Mt	130 Mt	34	57	84	88
Cu	19,1 Mt	720 Mt	5,6 Gt	38	293	81	0
Zn	12,8 Mt	220 Mt	1,9 Gt	17	148	94	41
Ga	470 t	1,4 Mt <sup>c</sup>	2,75 Mt <sup>c</sup>	2979	5851	0	0
Ge	160 t	119 kt <sup>d</sup>	559 kt <sup>d</sup>	744	3494	0	0
Se	2,2 kt	100 kt	778 kt <sup>e</sup>	45	354	74	0
Ag	27,6 kt	570 kt	1,27 Mt <sup>f</sup>	23	51	91	90
In	759 t <sup>g</sup>	18,8 kt <sup>g</sup>	125 kt <sup>g</sup>	25	165	90	29
Sn	289 kt	4,7 kt	umfangreich	16	$\geq 200$	95	0
Te	164 t	25 kt	194 kt <sup>h</sup>	152	1183	0	0
Ta	1,21 kt	100 kt	ausreichend	83	$\geq 200$	29	0
W	89,4 kt	3,1 Mt	beachtlich	35	$\geq 200$	83	0
Re	49,4 t	2,5 kt	11 kt	51	223	69	0
Pb	4,95 Mt	88 Mt	2 Gt	18	404	94	0

<sup>a</sup> Aluminium ist angegeben als Trockengewicht des Bauxits, wobei aus 4 t Bauxit etwa 2 t Aluminiumoxid produziert werden können und daraus wiederum etwa 1 t Aluminium (USGS 2017c). Für die Ressourcen wurde die untere Grenze von 55 Gt bis 75 Gt angenommen.

<sup>b</sup> Chrom ist angegeben als Chromiterz, welches üblicherweise 45 % Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub> enthält (USGS 2017c).

<sup>c</sup> Galliumreserven und -ressourcen berechnet ausgehend von einer durchschnittlichen Konzentration im Bauxiterz von 50 ppm.

<sup>d</sup> Daten aus Frenzel et al. (2014).

<sup>e</sup> Selenressourcen berechnet ausgehend von den Kupferressourcen und einem Verhältnis von Selenreserven zu Kupferreserven von 100:720000.

<sup>f</sup> Differenz aus Ultimate Recoverable Reserves und bereits gefördertem Silber laut Sverdrup et al. (2014a).

<sup>g</sup> Daten aus Schwarz-Schampera (2014).

<sup>h</sup> Tellurressourcen berechnet ausgehend von den Kupferressourcen und einem Verhältnis von Tellurreserven zu Kupferreserven von 25:720000.

Masse des jeweiligen Erzes, also für Aluminium als Bauxit, für Chrom als Chromiterz. Die Mengenangaben unterscheiden sich zwischen den 18 Metallen jeweils um sieben bis acht Größenordnungen. Für alle drei Angaben sind die Mengen im Fall von Rhenium am kleinsten, im Fall von Eisen am größten. So wurden von Rhenium im Jahr 2015 nur 49,4 t produziert, die Reserven werden auf 2,5 kt geschätzt und die Ressourcen für Rhenium auf 11 kt. Hingegen wurden durch den Eisenerzbergbau 1,4 Gt Eisen produziert, die Reserven werden auf

82 Gt geschätzt und die Ressourcen auf 230 Gt. Die Statische Reichweite der Reserven liegt typischerweise unter 100 Jahren, die der Ressourcen zwischen 50 und 500 Jahren. Die geringsten Statischen Reichweiten der Reserven werden für Zinn, Zink, Chromit und Blei mit jeweils 16 bis 18 Jahren berechnet. Für Germanium und Gallium werden hingegen Statische Reichweiten der Reserven von 744 und 2979 Jahren berechnet. Die Statischen Reichweiten der Ressourcen liegen zum Teil deutlich höher, die Werte für Silber und Nickel mit 46 und 57 Jahren sind noch die niedrigsten. Für Cobalt, Gallium und Germanium werden Statische Reichweiten der Ressourcen von über 1000 Jahren berechnet, was eindeutig kein Versorgungsrisiko mehr darstellt.

Insgesamt gibt es damit drei Metalle, bei denen durch die Statische Reichweite der Reserven (A1) gar kein Versorgungsrisiko entsteht: Gallium, Germanium und Tellur. Für die sechs Metalle Chrom, Zink, Silber, Indium, Zinn und Blei liegt der Indikatorwert A1 hingegen bei mindestens 90 Punkten. Der Mittelwert der Bewertung A1 liegt bei 62 Punkten, die Standardabweichung bei 29 Punkten. Bei der Statischen Reichweite der Ressourcen (A2) liegen sogar zwölf Metalle bei 0 Versorgungsrisikopunkten. Lediglich Nickel und Silber erhalten für diesen Indikator mit 88 und 91 Punkten hohe Werte. Der Mittelwert der Bewertung A2 liegt bei 16 Punkten, die Standardabweichung bei 29 Punkten.

#### 4.3.2 Sekundärproduktion aus Altschrott

Risikomindernd im Bereich der Angebotsreduzierung wirkt Recycling, konkret das *End-of-Life Recycling*. Durch die Rückgewinnung von Sekundärrohstoffen aus Altprodukten können Primärrohstoffe eingespart werden. Dies verlängert die Reichweite der bestehenden Reserven durch eine verringerte Primärproduktion. Außerdem verringert sich die Abhängigkeit von Bergbauländern, da das Recycling dort stattfinden kann, wo Abfälle entstehen und Produkte verwendet werden<sup>35</sup>. Für Stahl wird dieser Effekt in den nächsten Jahrzehnten sogar dazu führen, dass es Regionen gibt, in denen das Schrottaufkommen den Bedarf an neuen Produkten übersteigt und damit die Sekundärproduktion dieser Region die Primärproduktion ohne Berücksichtigung von Schrotthandel vollständig ersetzen könnte (Pauliuk et al. 2013). Welche unterschiedlichen Materialflüsse für die Berechnung von Recyclingraten herangezogen werden können, dargestellt in Abbildung 4.4, beschreiben Graedel et al. (2011b).

Versorgungsrisikobewertungen nehmen als Indikator typischerweise die *End-of-Life Recycling Rate* (EoL-RR), so zum Beispiel Erdmann et al. (2011) und indirekt (über die Depletion Time) auch Graedel et al. (2012). Die EoL-RR gibt das Verhältnis aus recyceltem Material aus End-of-Life Abfällen ( $g$  in Abbildung 4.4) und den End-of-Life Abfällen  $d$  an (Graedel

---

<sup>35</sup>Ressourceneinsparung am Ende des Produktnutzungszyklus sollte allerdings der Abfallhierarchie folgen: (1) Vermeidung, (2) Vorbereitung zur Wiederverwendung, (3) Recycling, (4) Verwertung, (5) Beseitigung. Ressourcen können also durch die Nicht-Verwendung von Rohstoffen und die Verlängerung der Produktlebensdauer noch effektiver geschont werden als durch das Recycling (European Commission 2012).

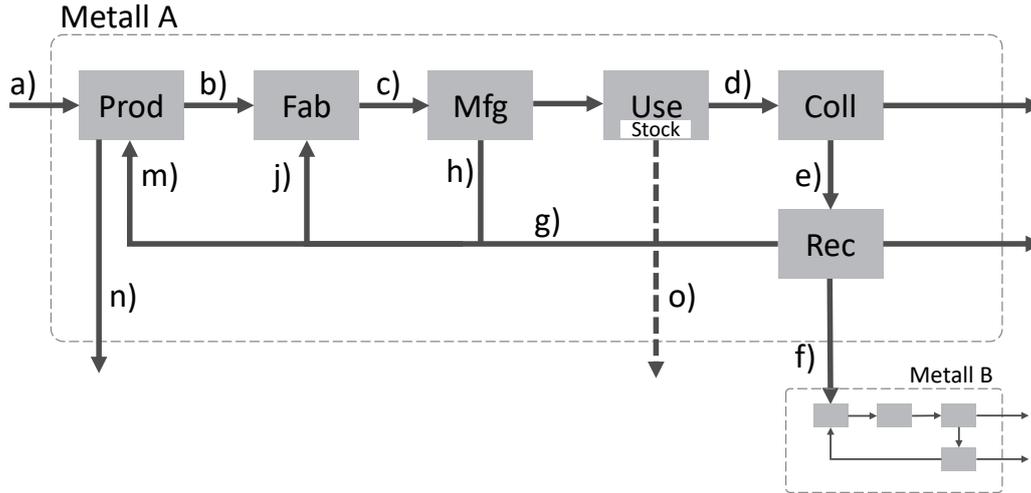


Abbildung 4.4: Materialflüsse zur Bestimmung von Recyclingraten nach Graedel et al. (2011b). Prod = Production, Fab = Fabrication, Mfg = Manufacturing, Use = Nutzungsphase, Coll = Collection, Rec = Recycling, a = Primärmetallinput, b = aufbereitetes Metall, c = Zwischenprodukte, d = End-of-Life (EoL) Abfälle, e = gesammelte EoL-Abfälle, f = nicht-funktionales Recycling, g = recycelte EoL-Abfälle (Altschrott), h = Fabrikationsabfälle (Neuschrott), j = Sekundärmaterial zur Fabrikation, m = Sekundärmaterial zur Metallherstellung, n = Abraumhalden und Schlacken, o = In-Use Dissipation

et al. 2011b).

$$\text{EoL-RR} = \frac{g}{d} \quad (\text{funktionelles Recycling}) \quad (4.6)$$

Daneben können die *Old Scrap Ratio* (OSR), also der Anteil an Altschrotten an allen Recyclingströmen, und die *Recycled Content Ratio* (RCR), die auch als *Recycling Input Ratio* (RIR) bezeichnet wird, also der Anteil an Sekundärmaterial an allen Inputs berechnet werden (Graedel et al. 2011b).

$$\text{OSR} = \frac{g}{g + h} \quad (4.7)$$

$$\text{RCR} = \text{RIR} = \frac{j + m}{a + j + m} = \frac{g + h}{a + g + h} \quad (4.8)$$

Da die Primärproduktion vieler Metalle stark steigt, kann das End-of-Life Recycling nur begrenzt Auskunft über die Verfügbarkeit von Sekundärmaterialien für die Supply Chain geben. Es kann schließlich nicht mehr Abfall anfallen, als in der Vergangenheit in Produkten verwendet wurde (Glöser-Chahoud 2017). Es ist daher sinnvoller, die *Recycled Content Ratio* (RCR) heranzuziehen, genauer die *End-of-Life Recycling Input Rate* (EoL-RIR), so wie dies auch von der Kritikalitätsbewertung von European Commission (2017) getan wird. Die Recycling Input Rate wird in Prozent angegeben, sie kann definitionsgemäß nur zwischen 0% und 100% liegen.

$$\text{EoL-RIR} = \text{OSR} \cdot \text{RCR} = \frac{g}{a + g + h} \quad (4.9)$$

Eine direkte Verbindung von der End-of-Life Recycling Input Rate zur End-of-Life Recycling Rate lässt sich ohne dynamische Materialflussanalyse und Kenntnis der Lebensdauerverteilungen nicht schließen.

Tabelle 4.3: Old Scrap Ratio (OSR), Recycled Content Ratio (RCR) und End-of-Life Recycling Rate (EoL-RR) der 18 Metalle nach Graedel et al. (2011a) für die Berechnung der End-of-Life Recycling Input Rate (EoL-RIR) nach Gleichung 4.9 und damit des Indikators A3 nach Gleichung 4.10. Zum Vergleich die End-of-Life Recycling Input Rate für Europa nach Mathieux et al. (2017).

Elem.	OSR <sup>a</sup> (%)	RCR <sup>a</sup> (%)	EoL-RR <sup>a</sup> (%)	EoL-RIR		A3
				Europa (%)	global (%)	
Al	45	35	57	12	16	84
Cr	66	19	90	21	13	87
Fe	59	40	72	23	24	76
Co	50	32	68	35	16	84
Ni	78	35	59	34	27	73
Cu	51	29	48	55	15	85
Zn	43	23	40	31	10	90
Ga	< 1	25-50	< 1	0	0	100
Ge	0	35	< 1	2	0	100
Se	k.A.	1-10	< 5	1	0	100
Ag	80	27	40	55	22	78
In	1	25-50	< 1	0	0	100
Sn	50	22	75	32	11	89
Te	k.A.	k.A.	< 1	1	0	100
Ta	1-10	10-25	< 1	1	1	99
W	80	46	10-25	42	37	63
Re	50	10-25	> 50	50	9	91
Pb	96	52	69	75	50	50

k.A. = keine Angabe

<sup>a</sup> Falls vorhanden, ist der Konsens aus Graedel et al. (2011a) gemeint, sonst der Mittelwert aller Angaben.

Es wird also das *Risiko der Angebotsreduzierung* aufgrund einer geringen *Sekundärproduktion aus Altschrott* (A3) als Versorgungsrisikoindikator verwendet. Dieser ersetzt im Vergleich zur Methode von Kolotzek et al. (2018) den Indikator der *End-of-Life Recycling Rate*. Der Indikator gibt an, inwieweit die Metallproduktion durch das Recycling von Altschrott abgedeckt wird. Risikomindernd wirkt die Sekundärproduktion dadurch, dass die Verfügbarkeit von Abfällen auch gesichert ist, wenn sich die Verfügbarkeit von Primärmaterialien verringert, sei es durch schwindende Reserven, fallende Erzgehalte oder strengere Regulierungen. Die Umrechnung in Versorgungsrisikowerte ist linear: Keine Sekundärproduktion aus Altschrotten entspricht einem Risiko von 100 Punkten, eine vollständige Deckung der

Nachfrage durch Altschrott entspricht keinem Risiko:

$$A3(\text{EoL-RIR}) = 100(1 - \text{EoL-RIR}) \quad (4.10)$$

Zum Recycling von Metallen gibt es viel Einzelliteratur, aber wenige gute Schätzungen, die Vergleiche zulassen. Standardwerk ist daher immer noch der UNEP-Bericht des *International Resource Panel* (IRP) (Graedel et al. 2011a), welcher die Old Scrap Ratio, den Recycled Content und die End-of-Life Recycling Rate für viele Metalle angibt. Die End-of-Life Recycling Input Rate kann als Multiplikation der Old Scrap Ratio und des Recycled Contents nach Gleichung 4.9 berechnet werden.

Tabelle 4.3 gibt die besten Abschätzungen der globalen Werte der Old Scrap Ratio, des Recycled Contents und der End-of-Life Recycling Rate für die 18 Metalle an. Die Old Scrap Ratio (OSR) liegt zwischen 0 % bei Germanium und 96 % bei Blei. Die Recycled Content Ratio (RCR) liegt zwischen 1 % bis 10 % bei Selen und 52 % bei Blei. Die End-of-Life Recycling Rate (EoL-RR) liegt zwischen weniger als 1 % bei Gallium, Germanium, Indium, Tellur und Tantal und 90 % bei Chrom. Die aus der Old Scrap Ratio und der Recycled Content Ratio berechnete End-of-Life Recycling Input Rate (EoL-RIR) liegt zwischen 0 % bei Gallium, Germanium, Selen, Indium und Tellur und 50 % bei Blei.

Damit ergeben sich für den Versorgungsrisikoindikator Sekundärproduktionsanteil aus Altschrott (A3) Werte zwischen 50 Punkten für Blei und 100 Punkten für Gallium, Germanium, Selen, Indium und Tellur. Der Mittelwert aller 18 Metalle des Indikators A3 liegt bei 86 Punkten, die Standardabweichung bei 14 Punkten.

#### 4.3.3 Erwartete Zukunftstechnologienachfrage

Um das Risiko eines Versorgungsengpasses durch Nachfragesteigerungen abzuschätzen, muss zunächst einmal die zukünftige Rohstoffnachfrage abgeschätzt werden. Hierbei wird aber nicht nach dem allgemeinen Trend der Rohstoffnachfrage gefragt, sondern nach systematischen Veränderungen. Langsame Trends können antizipiert werden und im Rahmen der allgemeinen Explorationsanstrengungen und Minerschließungen eingeplant werden. Im Zuge von Technologiewandeln hingegen kann die Nachfrage sehr viel schneller steigen als dies durch Produktionssteigerungen der Metalle abgedeckt werden kann.

Üblicherweise werden hierfür die erwarteten zukünftigen jährlichen Nachfragen ins Verhältnis zur derzeitigen Produktion gesetzt, um abzuschätzen, ob eine solche Produktionssteigerung bis zum gewählten Zeitpunkt realisierbar erscheinen. Dabei werden solche Abschätzungen bei weitem nicht nur für Kritikalitätsbewertungen verwendet. Sie finden sich in vielen wissenschaftlichen Artikeln zur Technikfolgenabschätzung, oftmals jedoch technologie- oder sektorspezifisch. So berechnen Kavlak et al. (2015) die Metallbedarfe für Photovoltaikanlagen, Koning et al. (2018) hinterfragen wiederum die Metallverfügbarkeit für eine Low-Carbon-Economy. Zur Bewertung verschiedenster Metalle muss eine solche Analyse

umfassend sein. Angerer et al. (2009) und Marscheider-Weidemann et al. (2016) schätzen den zukünftige Bedarf wahrscheinlicher Zukunftstechnologien und deren Metallintensität im Auftrag der *Deutschen Rohstoffagentur* (DERA) ab.

Das Risiko eines Versorgungsengpasses steigt demnach mit dem Grad der Überschreitung derzeitiger Produktionsraten und wird als Verhältnis  $\delta$  der Differenz zwischen erwarteter Zukunftstechnologienachfrage  $D_{FT}$  im Jahr  $t$  und aktueller Nachfrage dieser Technologien in einem Basisjahr  $t_0$  und der Gesamtproduktion  $P$  im Basisjahr  $t_0$  abgeschätzt.

$$\delta_{t,t_0} = \frac{D_{FT}(t) - D_{FT}(t_0)}{P(t_0)} \quad (4.11)$$

Die Bewertung des Indikators *Zukunftstechnologienachfrage* (N1) erfolgt gemäß Schneider et al. (2014) aufgrund der mittleren jährlichen Produktionssteigerung  $q$  über den gesamten Betrachtungszeitraum hinweg zur Erfüllung dieser zusätzlichen Nachfrage. Der Wachstumsfaktor  $q$  berechnet sich aus  $\delta_{t,t_0}$  in Abhängigkeit der Länge des Betrachtungszeitraums  $t - t_0$  folgendermaßen:

$$\frac{P(t+1)}{P(t)} = q_{t-t_0} = \frac{t-t_0}{1 \text{ a}} \sqrt{\delta_{t,t_0} + 1} - 1 \quad (4.12)$$

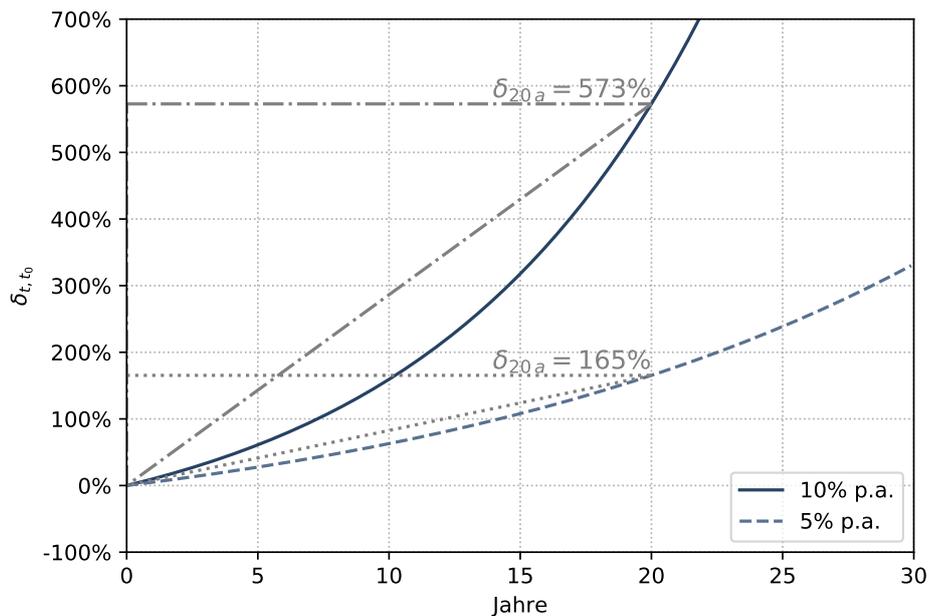


Abbildung 4.5: Entwicklung der Produktion bei jährlichen Produktionssteigerungen für die Fälle von 10% und 5% Zuwachs pro Jahr über einen Zeitraum von 20 Jahren.

Abbildung 4.5 zeigt die notwendige durchschnittliche Produktionssteigerung für eine zusätzliche Nachfrage durch Zukunftstechnologien in einem 20-Jahres-Zeitraum für zwei Fälle. Um beispielsweise in 20 Jahren eine Produktionssteigerung um 573% zu erreichen, wäre eine jährliche Steigerung um 10% notwendig. Für eine Steigerung von 165% wäre hingegen nur eine jährliche Produktionssteigerung von 5% notwendig. Für die Normierung auf die

Skala der Versorgungsrisikobewertung wird keine zusätzliche Nachfrage als unkritisch und ein notwendiger Produktionsanstieg von 10 % pro Jahr mit 100 Punkten bewertet:

$$N1(q) = \begin{cases} 100 & , \text{ wenn } q > 0,1 \\ 1000 \cdot q & , \text{ wenn } 0,1 \geq q \geq 0 \\ 0 & , \text{ wenn } q < 0 \end{cases} \quad (4.13)$$

Als Zukunftstechnologiemetalle werden von Angerer et al. (2009) insbesondere Gallium, Germanium und Indium identifiziert. Für sie wird angegeben, dass im Jahr 2030 die Nachfrage durch Zukunftstechnologien größer sein werde als die Produktionsmenge im Jahr 2006. In der Aktualisierung der Studie für Zukunftstechnologien bis zum Jahr 2035 behält lediglich Tantal diese Einschätzung, Rhenium kommt neu hinzu (Marscheider-Weidemann et al. 2016). Die erwarteten Nachfrageanstiege werden für Gallium, Germanium und Indium zum Teil erheblich heruntersetzt. Für Cobalt hingegen steigt die Einschätzung zur Zukunftstechnologienachfrage.

Tabelle 4.4: Zukunftstechnologienachfrage der 18 Metalle nach Marscheider-Weidemann et al. (2016) für die Berechnung des Indikators N1 nach Gleichung 4.13.

<b>Elem.</b>	$\frac{D_{FT}('13)}{P('13)}$	$\frac{D_{FT}('35)}{P('13)}$	$\delta_{'35,'13}$	$q_{22 \text{ a}}$ (%)	<b>N1</b>
Al	k.A.	k.A.	0	0	0
Cr	k.A.	k.A.	0	0	0
Fe	k.A.	k.A.	0	0	0
Co	0,0	0,9	0,9	3,0	30
Ni	k.A.	k.A.	0	0	0
Cu	0,0	0,3	0,3	1,2	12
Zn	k.A.	k.A.	0	0	0
Ga	0,3	0,4	0,1	0,4	4
Ge	0,4	0,8	0,4	1,5	15
Se	gering <sup>a</sup>	0,11 <sup>a</sup>	0,11 <sup>a</sup>	0,5 <sup>a</sup>	5
Ag	0,2	0,3	0,1	0,4	4
In	0,3	0,5	0,2	0,8	8
Sn	0,6	0,5	-0,1	-0,4	0
Te	k.A.	k.A.	0	1,5 <sup>b</sup>	15 <sup>b</sup>
Ta	0,4	1,6	1,2	3,6	36
W	k.A.	k.A.	0	0	0
Re	1,0	2,5	1,5	4,3	43
Pb	k.A.	k.A.	0	0	0

k.A. = keine Angabe

<sup>a</sup> Daten von Angerer et al. (2009) für den Zeitraum 2006 bis 2030.

<sup>b</sup> Berechnung angepasst von Helbig et al. (2016c) basierend auf Daten von Kavlak et al. (2015).

Tabelle 4.4 listet das Verhältnis der Nachfrage identifizierter Zukunftstechnologien zur Produktion des Basisjahres für die 18 Metalle auf. Die stärkste Zukunftstechnologienachfrage ergibt sich für Rhenium mit einer notwendigen Produktionssteigerung von 4,3 %, gefolgt von Tantal mit 3,6 % und Cobalt mit 3,0 %. Für die Metalle Aluminium, Chrom, Eisen, Nickel, Zink, Zinn, Wolfram und Blei wird keine zusätzliche Zukunftstechnologienachfrage erwartet.

Der Versorgungsrisikoindikator N1 nimmt folglich für acht der Metalle einen Wert von 0 Punkten an. Die höchsten Werte ergeben sich für Rhenium, Tantal und Cobalt mit 43, 36 und 30 Punkten. Der Mittelwert des Indikators N1 liegt bei 10 Punkten, die Standardabweichung bei 13 Punkten.

#### 4.3.4 Koppelproduktionsanteil

Koppelproduktmetalle sind solche Metalle, deren Bergbau alleine derzeit nicht wirtschaftlich wäre. Diese sind in der Produktion vom Bergbau anderer Metalle abhängig und können wirtschaftlich nur von eben diesen (während des Smelting- oder Refining-Prozesses) separiert werden. Die Steigerung der Produktion im Falle eines Nachfrageanstiegs ist durch den Bergbau des Hauptproduktes begrenzt und eine zusätzliche Ausweitung des Bergbaus des Hauptproduktes nur aufgrund der Koppelproduktnachfrage wäre nicht wirtschaftlich. Zur Veranschaulichung der grundsätzlichen Zusammenhänge stellen Nassar et al. (2015a) das *Wheel of Metal Companianality* dar, welches in Abbildung 4.6 um Wolfram und Chrom ergänzt dargestellt ist.

Nassar et al. (2015a) berechnen den Koppelproduktionsanteil (*Companianality*  $\kappa_r$ ) eines Rohstoffs  $r$  als die Summe der Produktionsanteile über alle Minen  $m$ , bei denen die Verkaufserlöse des Rohstoffs  $r$  alleine eine Förderung nicht rentabel machen würden.

$$\kappa_r = \frac{\sum_m \left( \left( 100 \cdot \left( 1 - \min \left( \frac{\text{Revenue}_{r,m}}{\text{Cost of sales}_m}, 1 \right) \right) \right) \cdot \text{Sales volume}_{r,m} \right)}{\text{Sales volume}_r} \quad (4.14)$$

Nach dieser Rechnung sind die meisten der untersuchten 62 Metallen entweder Koppelproduktmetalle oder sogenannte *Host Metals*. Lediglich die sechs Elemente Cer, Lithium, Molybdän, Silber, Tantal und Yttrium liegen zwischen 25 % und 75 % Koppelproduktionsanteil (Nassar et al. 2015a). Wichtige Trägermetalle, die Koppelprodukte enthalten, sind Aluminium, Titan, Eisen, Nickel, Kupfer, Zink, Zinn, Platin, Gold und Blei. Auch Chrom und Wolfram werden überwiegend eigenständig abgebaut, tragen aber wenig zur Produktion von Koppelprodukten bei. An Aluminium hängt praktisch die gesamte Gallium-Produktion, von Titan sind Zirkonium und Hafnium abhängig, von Kupfer Tellur und Selen, von Zink Cadmium und Indium, von Platin die sogenannten Platingruppenmetalle Osmium, Ruthenium, Iridium und Rhodium (Nassar et al. 2015a).

Frenzel et al. (2017a) argumentieren für die Rohstoffe Indium, Germanium und Gallium, dass die Koppelproduktion nur dann zu einem Problem wird, wenn das Produktionspotential ausgeschöpft ist. Sie erkennen also an, dass diese Metalle Koppelproduktmetalle sind,

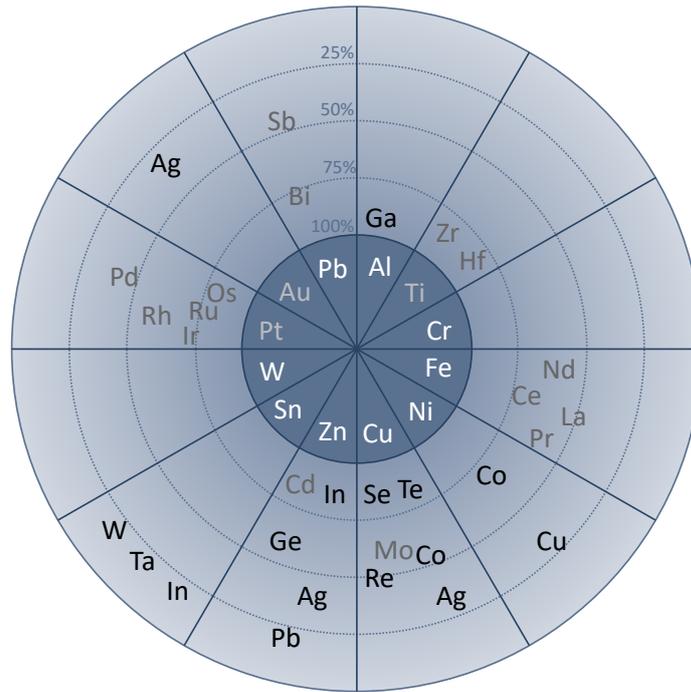


Abbildung 4.6: Abhängigkeiten der Koppelproduktmetalle (außen, schwarz) von Hauptmetallen (innen, weiß) in der Darstellung des *Companionability Wheels*, angepasst von Nassar et al. (2015a, S. 3) und um Wolfram und Chrom ergänzt. Die Positionierung in den Sektoren gibt an, welcher Anteil der Produktion durch den Bergbau des jeweils innen stehenden Hauptmetalls abgedeckt wird. In dieser Arbeit nicht bewertete Metalle sind grau dargestellt.

berechnen aber, wie viel mehr aus der derzeitigen Hauptmetallproduktion separiert werden könnte, um Produktionssteigerungen ohne weiteren Bergbau zu erreichen. Dafür berechnen sie ein *Supply Potential* sowie ein *Utilised Supply Potential (USP)*, welches den Anteil des Supply Potentials angibt, der bereits jetzt gefördert wird. Aus dem Trends des Anstiegs des USPs wird eine *Time-to-Maximum Extraction as a By-Product (TMEB)* berechnet (Frenzel et al. 2017a). Indium wird demnach von den jetzt bereits bestehenden 37% Nutzung des USPs innerhalb von 20 Jahren an eine Produktionsgrenze stoßen. Gallium und Germanium liegen bei 10% und 8% Nutzung des USPs und durch das geringere Wachstum der Produktion wird die TMEB auch mit 58 und 85 Jahren als sehr viel länger eingeschätzt (Frenzel et al. 2017a). Diese Analyse ist sehr aufwändig und für eine breite Masse an Rohstoffen aufgrund von Datenlücken derzeit nicht durchführbar.

Die Berechnung des Koppelproduktanteils in dieser Arbeit entspricht daher der *Companionability* von Nassar et al. (2015a). Dort wird das Phänomen am umfassendsten beschrieben und der Koppelproduktanteil für praktisch alle Metalle berechnet. Die Umrechnung des Indikators *Koppelproduktanteil (N2)* auf die Skala des Versorgungsrisikos erfolgt linear, wobei eine vollständige Abhängigkeit von Trägermetallen mit 100 Punkten bewertet

wird und keine Abhängigkeit als unkritisch betrachtet und daher mit 0 Punkten bewertet wird.

$$N2(\kappa_i) = 100\kappa_i \quad (4.15)$$

Unter den betrachteten Metallen finden sich sowohl Hauptmetalle als auch Koppelprodukte. Aluminium, Chrom, Eisen, Nickel, Kupfer, Zink, Zinn, Wolfram und Blei sind klassische Hauptprodukte des Bergbaus mit jeweils nur bis zu 10 % Koppelproduktionsanteil (Nassar et al. 2015a). Der Betrieb von Minen ist in der Regel allein aus den Erlösen dieser Metalle rentabel. Das Gegenteil ist der Fall bei Gallium, Germanium, Selen, Indium, Tellur und Rhenium, welche jeweils gar keinen eigenständigen Bergbau rechtfertigen, sondern vollständig als Koppelprodukte erst in späteren Produktionsschritten abgetrennt werden. Dabei sind Aluminium, Kupfer und Zink die dazugehörigen Hauptprodukte. Dazwischen liegen Cobalt, Silber und Tantal, für die es jeweils sowohl eigenständigen Bergbau gibt als auch abhängige Förderung. Tabelle 4.5 gibt die Koppelproduktionsanteile aller 18 Metalle sowie deren wichtigste Trägermetalle an (Nassar et al. 2015a).

Der Versorgungsrisikoindikator N2 wird demnach für die Metalle Gallium, Germanium, Selen, Indium, Tellur und Rhenium mit 100 Punkten bewertet. Für die Metalle Aluminium,

Tabelle 4.5: Koppelproduktionsanteile der 18 Metalle und ihre Trägermetalle als *Companionality* nach Nassar et al. (2015a) für die Berechnung des Indikators N2 nach Gleichung 4.15.

<b>Elem.</b>	<b>Companionality</b>	<b>Trägermetalle</b>	<b>N2</b>
Al	0 %	-	0
Cr	2 %	Pt (2 %)	2
Fe	1 %	Ti/V/Cu (1 %)	1
Co	85 %	Ni (50 %), Cu (35 %)	85
Ni	2 %	Pt (2 %)	2
Cu	9 %	Ni (5 %), Au (2 %), Pb/Zn (2 %)	9
Zn	10 %	Cu (4 %), Ag (3 %), Au (2 %), Pb (1 %)	10
Ga	100 %	Al (100 %)	100
Ge	100 %	Zn (60 %), Kohle-Flugasche (40 %)	100
Se	100 %	Cu (90 %), Ni/Zn/Ag/Hg/Pb (10 %)	100
Ag	71 %	Zn/Pb (37 %), Cu (24 %), Au (10 %)	71
In	100 %	Zn (80 %), Sn (15 %), Cu (5 %)	100
Sn	2 %	Zn (2 %)	2
Te	100 %	Cu (90 %), Pb/Bi (10 %)	100
Ta	28 %	Sn-Schlacke (15 %), Nb (13 %)	28
W	5 %	Sn (5 %)	5
Re	100 %	Cu-Mo (71 %), Cu (29 %)	100
Pb	10 %	Zn/Cu-Zn (10 %)	10

Chrom, Eisen, Nickel und Zinn liegen die Werte bei höchstens 2 Punkten. Der Mittelwert des Indikators N2 liegt bei 46 Punkten, die Standardabweichung bei 44 Punkten.

### 4.3.5 Sector Competition

Wenn die Produktion nicht schnell genug erhöht werden kann, stellt sich die Frage, ob die Nachfrage eines bestimmten Sektors innerhalb des Marktes eine dominante Stellung einnimmt. Hierzu wird, auf Basis der Entwicklung für die materialwissenschaftliche Forschung, der *Sector Competition Index* (SCI) herangezogen (Helbig et al. 2017). Dieser SCI richtet sich nach der Rohstoffproduktivität der Wirtschaftsbereiche<sup>36</sup>. Die Rohstoffproduktivität  $P_s$  wird als Verhältnis zwischen Wertschöpfung  $W_s$  des Sektors  $s$  und den Materialeinsätzen  $m_{rs}$  aller Rohstoffe  $r$  im Sektor  $s$  berechnet:

$$P_s = \frac{W_s}{\sum_r m_{rs}} \quad (4.16)$$

Die *Sector Competition* ist dann hoch, wenn der Rohstoff überwiegend in Sektoren verwendet wird, die eine hohe Rohstoffproduktivität aufweisen. Diese hohe Wertschöpfung pro Materialeinsatz spricht dafür, dass diese Branche höhere Marktpreise akzeptieren könnte und im Falle eines Versorgungsengpasses durch einen Nachfrageanstieg prioritär versorgt würde. Der *Sector Competition Index* berechnet sich als gewichteter Mittelwert zwischen auf eine Skala von 0 bis 100 normierten Rohstoffproduktivitäten  $P_s^*$  der Sektoren  $s$ , wobei der unproduktivste Sektor den Wert 0 und der produktivste Sektor den Wert 100 erhält.

$$P_s^* = 100 \frac{\log P_s - \log \min_{s'} P_{s'}}{\log \max_{s'} P_{s'} - \log \min_{s'} P_{s'}} \quad (4.17)$$

$$SCI_r = \frac{\sum_s m_{rs} P_s^*}{\sum_s m_{rs}} \quad (4.18)$$

Auf Basis des neuen Kritikalitätsberichtes (European Commission 2017) kann die Berechnung von Helbig et al. (2017) aktualisiert werden, das Berechnungsverfahren bleibt das gleiche. Da der Indikator *Sector Competition* (N3) bereits auf einer Skala von 0 bis 100 Punkten normiert vorliegt, kann der Wert direkt herangezogen werden.

$$N3(SCI_r) = SCI_r \quad (4.19)$$

Um den Materialeinsatz in einem Sektor und damit die Rohstoffproduktivität zu berechnen, werden für 74 Rohstoffe aus dem EU-Kritikalitätsbericht der Materialverbrauch und die Verwendungsanteile nach zweistelligen NACE Rev. 2 Sektoren erfasst (European Commission 2017). Informationen zu den Wirtschaftssektoren hinsichtlich Wertschöpfung und der sich daraus ergebenden Rohstoffproduktivität sind in Tabelle B.2 angegeben. Die zur Be-

<sup>36</sup>Als Wirtschaftsbereiche werden die zweistelligen NACE Rev. 2-Sektoren verwendet, siehe Abschnitt B.2.

rechnung der Rohstoffproduktivität notwendigen Anwendungsanteile der Metalle innerhalb der NACE-Sektoren befinden sich in Tabelle B.3. Die größte metallische Rohstoffproduktivität haben die Sektoren Koks- und Petroleumprodukte (C19), Nahrungsmittel (C10) und Pharmazeutika (C21). In diesen drei Sektoren wird jeweils über 100 Euro Wertschöpfung pro Kilogramm Rohstoffeinsatz erwirtschaftet (European Commission 2017). Die geringste Rohstoffproduktivität haben hingegen die Sektoren Mineralische Produkte (C23) und Basismetalle (C24). Diese weisen jeweils nur eine Rohstoffproduktivität von 0,5 EUR/kg auf. Bei Aluminium kann die Sector Competition sowohl für das Aluminiumerz Bauxit als auch für das Metall Aluminium berechnet werden. Die mittlere Rohstoffproduktivität der Bauxit-Verwendung ist erwartungsgemäß sehr niedrig. Aus diesem Grund wird für den Indikator Sector Competition die Bewertung von Aluminium verwendet, nicht von Bauxit.

Tabelle 4.6: Sector Competition Index (SCI) der 18 Metalle für die Berechnung des Indikators N3 nach Gleichung 4.19. Daten von European Commission (2017).

Elem.	Rohstoffgebrauch	SCI	N3
Al	15,3 Mt <sup>a</sup> ; 6,12 Mt <sup>b</sup>	1 <sup>a</sup> ; 28 <sup>b</sup>	28
Cr	875 kt	20	20
Fe	143 Mt <sup>c</sup>	24 <sup>c</sup>	24
Co	20 kt	42	42
Ni	296 kt	29	29
Cu	5,07 Mt	41	41
Zn	2,31 Mt	18	18
Ga	275 t	55	55
Ge	37 t	56	56
Se	1,37 kt	22	22
Ag	12,1 kt	34	34
In	22 t	47	47
Sn	60 kt	26	26
Te	k.A.	46	46
Ta	1,6 kt	44	44
W	19,5 kt	35	35
Re	65 t	48	48
Pb	261 kt	57	57

k.A. = keine Angabe

<sup>a</sup> Wert bezieht sich auf Bauxit.

<sup>b</sup> Wert bezieht sich auf Aluminium.

<sup>c</sup> Wert bezieht sich auf Eisenerz.

In Tabelle 4.6 sind die berechneten Werte für den Sector Competition Index der 18 Metalle aufgelistet und jeweils der Indikator *Sector Competition* (N3) angegeben. Die größten Versorgungsrisiken aufgrund der Sector Competition ergeben sich für Blei, Germanium und Gallium mit 57, 56 und 55 Punkten. Die geringsten Versorgungsrisiken treten bei Zink mit

18 Punkten und Chrom mit 20 Punkten auf. Der Mittelwert des Versorgungsrisikoindikatoren N3 liegt bei 37 Punkten, die Standardabweichung bei 12 Punkten.

#### 4.3.6 Substituierbarkeit

Risikomindernd wirkt in der Kategorie Nachfrageanstieg die Substituierbarkeit des Metalls. Wenn eine Verknappung des Materials eintritt, können manche Anwendungen auf alternative Materialien zurückgreifen. Diese Alternativen können allerdings mit Qualitätsverlusten oder Preissteigerungen verbunden sein. Nassar (2015) untersucht die Auswirkungen von Preisschwankungen auf die Nachfrage von Platingruppenmetall-Anwendungen. Habib und Wenzel (2016) beschreiben die verschiedenen Ebenen der Substitution durch Produktdesigns anhand des Anwendungsfalls neodymhaltige Permanentmagneten in Windrädern. Tilton (1991) beschreibt den Einfluss eines Technologiewandels auf die Materialsubstitution. Bei Holmes (1990) ist das Versorgungsrisiko ein Grund für Materialsubstitutionen von Batterieherstellern, neben Rohstoffpreisänderungen, Preisrisiken sowie technischen und regulatorischen Gründen. Eine weitere wichtige Beschreibung von Materialsubstitution findet sich bei Graedel (2002), welcher die Substitution als Möglichkeit zur Ressourcenerschließung beschreibt. Ziemann und Schebek (2010) beschreiben insbesondere die Substitution als Handlungsoption für knappe Materialien. Materialsubstitutionen unterliegen außerdem oftmals Pfadabhängigkeiten (Messner 2002).

Konkret wird die Substituierbarkeit der meisten Metalle von Graedel et al. (2015b) und von European Commission (2010a) semi-quantitativ durch Experteneinschätzung für die Hauptanwendungen jedes Metalls bewertet. So verteilen Graedel et al. (2015b) für mögliche Substitute je nach *Performance* des Stoffes im Vergleich zum Ausgangsstoff Punkte, jeweils den Mittelwert der Quartile einer Skala von 0 bis 100 Punkten: 13,5 (*exemplary*), 37,5 (*good*), 62,5 (*adequate*) oder 87,5 (*poor*). Ist in einer Anwendung gar kein Substitut verfügbar, so wird die Wertung 100 Punkte vergeben. Die gesamte Substituierbarkeit  $S_r$  ist dann der über die Anwendungsanteile  $d_s$  gewichtete Mittelwert der Substituierbarkeiten  $S_{rs}$  in den Hauptanwendungen des Materials.

$$S_r = \sum_s S_{rs} d_s \quad (4.20)$$

Die European Commission (2017) ersetzt die Substituierbarkeitsbewertung im Vergleich zu Vorgängermethoden durch eine Substitutionsbewertung, allerdings ohne besondere Details dazu anzugeben<sup>37</sup>. Im begleitenden Methodik-Artikel von Blengini et al. (2017) werden diese Veränderungen in der Substitutionsbewertung nicht erklärt, es wird lediglich darauf hingewiesen, dass die Methodik verändert wurde, um nur Substitute zu berücksichtigen wel-

<sup>37</sup>Diese methodische Änderung ist in der neuesten EU-Kritikalitätsstudie für viele Metalle der wichtigste Grund für einen Anstieg der Versorgungsrisikobewertung (European Commission 2017).

che sofort zur Verfügung stünden und die neue Berechnung gegebenenfalls in einer baldigen Veröffentlichung erklärt wird. Dies ist bisher nicht geschehen.

Tabelle 4.7: Substituierbarkeit der 18 Metalle nach Graedel et al. (2015b) auf einer Skala von 0 (perfekt substituierbar) bis 100 (kein Substitut bekannt) für die Berechnung des Indikators N4 nach Gleichung 4.21. Zum Vergleich sind zusätzlich die Substitution Indizes (SI) für Economic Importance (EI) und Supply Risk (SR) der European Commission (2017) auf einer Skala von 0 (perfekt substituierbar) bis 1 (kein Substitut verfügbar) angegeben.

Elem.	$S_r = N4$	SI	
		EI	SR
Al	44	0,8	0,9
Cr	76	1,0	1,0
Fe	57	0,9	1,0
Co	54	1,0	1,0
Ni	62	0,9	1,0
Cu	70	1,0	1,0
Zn	38	0,9	0,9
Ga	38	0,9	1,0
Ge	44	1,0	1,0
Se	47	0,9	0,9
Ag	44	1,0	1,0
In	60	0,9	1,0
Sn	36	0,9	0,9
Te	38	0,8	0,9
Ta	41	0,9	0,9
W	53	0,9	1,0
Re	90	1,0	1,0
Pb	100	1,0	1,0

Die EU-Kritikalitätsstudie berücksichtigt außerdem, dass Substituierbarkeit in zwei verschiedene Dimensionen wirken kann (European Commission 2017): Sie kann die Wahrscheinlichkeit für Versorgungsengpässe senken, aber auch die Schadenshöhe im Falle eines Versorgungsengpasses verringern. Entsprechend wird die Substituierbarkeit sowohl für Versorgungsrisikobewertungen als auch für Vulnerabilitätsbewertungen herangezogen, siehe Anhang A (Achzet und Helbig 2013; Helbig et al. 2016b). Der Indikator *Substituierbarkeit* (N4) muss in der von Graedel et al. (2015b) definierten Weise nicht weiter umgerechnet werden, da er bereits auf einer Skala von 0 bis 100 Punkten vorliegt.

$$N4(S_r) = S_r \tag{4.21}$$

Tabelle 4.7 gibt die Substituierbarkeitsbewertungen der 18 Metalle von Graedel et al. (2015b) an, welche aufgrund der gleichen Skala exakt den Indikatorwert N4 ergeben. Blei hat die schlechteste Substituierbarkeit mit 100 Punkten, da in allen Anwendungsfeldern kein

Substitut bekannt ist. Ähnlich schwer substituierbar ist Rhenium mit einer Bewertung von 90 Punkten. Die beste Substituierbarkeit hat Zinn, mit einer Bewertung von 36 Punkten, gefolgt von Zink, Gallium und Tellur mit jeweils 38 Punkten. Der Mittelwert des Indikators N4 liegt bei 55 Punkten, die Standardabweichung bei 18 Punkten.

### 4.3.7 Konzentrationsrisiko der Länder und der Unternehmen

Das Konzentrationsrisiko besteht aus den Indikatoren der Marktkonzentration der Länder und der Marktkonzentration der Unternehmen. Die Konzentration eines Marktes wird typischerweise mit dem Herfindahl-Hirschman-Index (HHI) gemessen, welcher als Summe der Anteilsquadrate  $a_i$  der Marktteilnehmer berechnet wird. Der HHI geht auf die Arbeiten von Herfindahl (1950) und Hirschman (1980) zurück, die unabhängig von einander mathematisch äquivalente Konzentrationsmaße entwickelt haben. In der üblichen Notation des HHI werden die Anteile in Prozentwerten angegeben, womit der HHI Werte zwischen 0 (extrem viele Marktteilnehmer mit homogenen Anteilen) und 10000 (Monopol) annehmen kann. Mögliche andere Maße der Marktkonzentration sind laut T. Brown (2018) die Anzahl der Produzenten, der Marktanteil des größten Produzenten, der Dominanzindex nach Kwoka oder die entropische Diversität.

$$\text{HHI} = \sum_i a_i^2 \quad (4.22)$$

Fälle, in denen die hohe Länderkonzentration der Produktion zu einem Problem geworden ist, sind die Cobalt-Krise in den 1970er Jahren (Alonso et al. 2007) und die Selten-Erd-Krise in den frühen 2010er Jahren (Zepf 2013). Bei Oligopolsituationen können die wenigen Marktteilnehmer die Märkte dominieren und gegebenenfalls Preisabsprachen treffen oder Produktionsmengen drosseln. Ein Beispiel sind die erdölproduzierenden Länder, welche sich in der OPEC regelmäßig über Fördermengen absprechen, um den Ölpreis hoch zu halten.

Zur Bewertung der Konzentration wird von Graedel et al. (2012) eine logarithmische Umrechnung vorgeschlagen, bei der ein HHI von 10000 einem Risiko von 100 Versorgungsrisikopunkten ein HHI von 1800 noch 70 Punkten entspricht. Für den Indikator *Länderkonzentration* (K1) wird dieser Vorschlag leicht angepasst. Ein HHI von 10000 entspricht weiterhin dem höchsten Risikowert, doch ein hohes Risiko von 70 Versorgungsrisikopunkten wird erst bei einem HHI von 2500 vergeben (Helbig et al. 2016c).

$$\begin{aligned} \text{K1}(\text{HHI}_L) &= \frac{100 - 70}{\ln(10000) - \ln(2500)} (\ln(10000) - \ln(\text{HHI}_L)) + 70 \\ &= 21,64 \ln(\text{HHI}_L) - 99,31 \end{aligned} \quad (4.23)$$

Für den Indikator *Unternehmenskonzentration* (K2) wird den grundsätzlich niedrigeren Unternehmenskonzentrationen  $\text{HHI}_U$  Rechnung getragen. Die Versorgungsrisikobewertung von 70 Punkten wird hier bereits bei einem  $\text{HHI}_U$  von 1500 vergeben.

$$\begin{aligned} \text{K2}(\text{HHI}_U) &= \frac{100 - 70}{\ln(10000) - \ln(1500)} (\ln(10000) - \ln(\text{HHI}_U)) + 70 \\ &= 15,81 \ln(\text{HHI}_U) - 45,62 \end{aligned} \quad (4.24)$$

Abbildung 4.7 zeigt die Zuordnung von Konzentrationsmaßen der Produktion der Länder und der Unternehmen auf eine Punktzahl für das Versorgungsrisiko anschaulich. Für die Bewertung eines Metalls sind alle Produktionsstufen entscheidend. In die Gesamtbewertung fließt nur die Produktionsstufe mit der höchsten Marktkonzentration ein, da an dieser Stelle der Flaschenhals der Rohstoffproduktion auftritt.

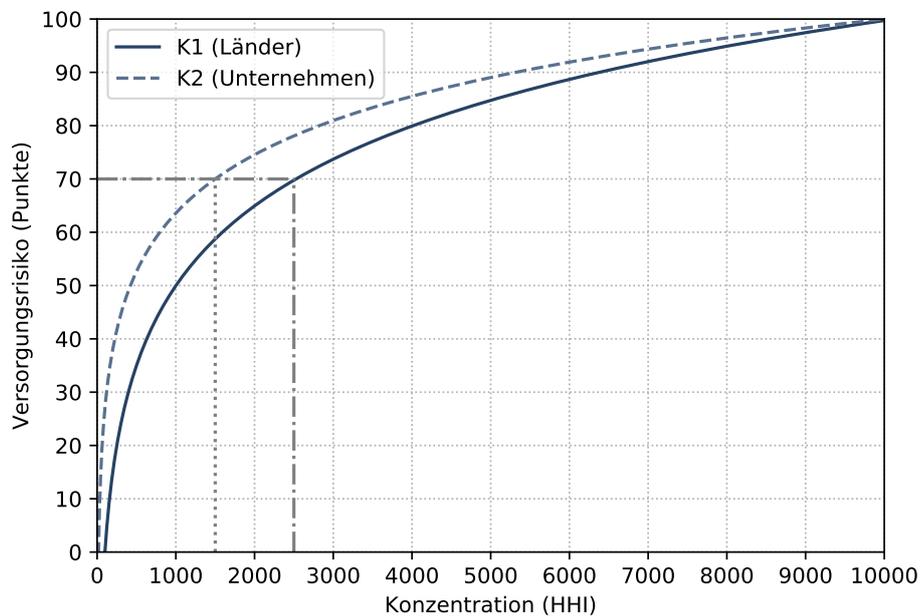


Abbildung 4.7: Normierung des Herfindahl-Hirschman-Index (HHI) für die Länder- und Unternehmenskonzentration als logarithmische Umrechnung mit zwei Fixpunkten gemäß Gleichung 4.23 und Gleichung 4.24.

Laut Gaustad et al. (2017) sind Beryllium, Seltenerdoxide, Antimon, Germanium und Platin die Metalle mit dem höchsten Anteil des wichtigsten Produzentenlandes an der Gesamtförderung. So stammten im Jahr 2015 92 % der Beryllium-Produktion aus den USA, 85 % der Seltenerd-Produktion, 77 % der Antimon-Produktion und 73 % der Germanium-Produktion aus China sowie 70 % der Platin-Produktion aus Südafrika. Hiervon ist lediglich Germanium unter den 18 ausgewerteten Metallen dieser Arbeit.

Die Länderkonzentration wird aus den länderspezifischen Produktionsdaten berechnet, welche für alle 18 Metalle in Anhang A angegeben sind. Die Aufteilung der globalen Pro-

Tabelle 4.8: Marktkonzentration der 18 Metalle in den Produktionsstufen *Mining*, *Refining* und *Smelting* nach Produktionsländern und Unternehmen für die Berechnung der Indikatoren K1 nach Gleichung 4.23 und K2 nach Gleichung 4.24. Für die Produktionsländer ist zusätzlich das Land mit dem größten Produktionsanteil angegeben. Daten aus Buchholz et al. (2015), Erdmann et al. (2011), Reichl et al. (2017) und USGS (2017c).

Elem.	M/R/S	HHI <sub>L</sub>	Hauptproduktionsland	K1	HHI <sub>U</sub>	K2
Al	M	1628	Australien (27 %)	-	771	-
Al	R	2848	China (49 %)	-	2198	-
Al	S	3114	China (55 %)	75	2221	76
Cr	M	2523	Südafrika (43 %)	70	551	-
Cr	R	2276	Südafrika (35 %)	-	1854	73
Fe	M	1919	Australien (35 %)	-	837	-
Fe	R	3311	China (56 %)	76	k.A.	-
Fe	S	2638	China (50 %)	-	2269	77
Co	M	2704	Dem. Rep. Kongo (50 %)	-	449	-
Co	R	2755	China (50 %)	72	1902	74
Ni	M	1123	Philippinen (24 %)	-	624	-
Ni	R	1501	China (33 %)	59	1191	66
Cu	M	1256	Chile (30 %)	-	469	-
Cu	S	1627	China (35 %)	61	k.A.	-
Cu	R	1498	China (35 %)	-	1108	65
Zn	M	1561	China (34 %)	-	1666	-
Zn	S	2135	China (44 %)	66	1794	73
Ga	R	6925	China (83 %)	92	1667	72
Ge	R	5069	China (69 %)	85	2269 <sup>a</sup>	
Se	R	2352	Japan (35 %)	69	1108 <sup>b</sup>	65
Ag	M	1038	Mexiko (21 %)	51	391	49
In	R	2994	China (46 %)	74	1867	73
Sn	M	2101	China (38 %)	-	1500	-
Sn	S	2691	China (48 %)	71	2238	76
Te	R	2329	USA (30 %)	68	1108 <sup>b</sup>	65
Ta	M	2329	Ruanda (34 %)	68	2002 <sup>a</sup>	
W	M	6849	Wolfram (82 %)	92	6920	94
Re	R	3403	Chile (53 %)	77	2533 <sup>a</sup>	
Pb	M	2559	China (47 %)	70	2782	80

M = Mining, R = Refining, S = Smelting, k.A. = keine Angabe

<sup>a</sup> Berechnet aus der Top-3-Unternehmenskonzentration  $a$  von Erdmann et al. (2011) über die Abschätzung  $HHI = (3 + \lfloor \frac{100-a}{a/3} \rfloor)(\frac{a}{3})^2 + (100 - a - \lfloor \frac{100-a}{a/3} \rfloor \frac{a}{3})^2$ .

<sup>b</sup> Wert aufgrund fehlender spezifischer Daten vom Hauptmetall Kupfer übernommen. Da nicht alle Kupferhütten Selen, Tellur und Rhenium separieren, dürfte die Unternehmenskonzentration etwas höher liegen.

duktionsmenge auf Länder findet sich in der Regel in den Publikationen des USGS, wie in Abschnitt 4.3.1 beschrieben. Daten zur Unternehmenskonzentration werden unter anderem von der *Deutschen Rohstoffagentur* (DERA) zusammengetragen. In der alle zwei Jahre aktualisierten *Rohstoffliste* werden diese auch für verschiedene Produktionsstufen angegeben. In der letzten Publikation für das Jahr 2016 allerdings nur noch mit den Angaben zu den drei größten Firmen, nicht mehr mit einem Herfindahl-Hirschman-Index (DERA 2017). Es wird daher die vorangegangene Studie für 2014 verwendet (Buchholz et al. 2015).

Die Werte des Herfindahl-Hirschman-Index für die 18 Metalle in den relevanten Produktionsstufen (*Mining, Refining, Smelting*) für Länder (K1) und Unternehmen (K2) sind in Tabelle 4.8 aufgelistet. Besonders hohe Länderkonzentrationen weisen Gallium mit einem HHI von 6925 und Wolfram mit einem HHI von 6849 auf. In beiden Fällen ist China mit Abstand das wichtigste Produktionsland. Für Gallium und Wolfram führt diese Marktkonzentration zu einem Konzentrationsrisiko der Länder von 92 Punkten. Die größte Diversität an Produktionsländern liegt bei Silber vor, dessen HHI von 1038 Punkten nur mit einem Indikatorwert von 51 Punkten bewertet wird. Der Mittelwert aller Länderkonzentrationsbewertungen (K1) liegt bei 72 Punkten, die Standardabweichung bei 10 Punkten. Wolfram ist auch das Metall mit der höchsten Unternehmenskonzentration, der HHI von 6920 wird mit 94 Punkten bewertet. Die Refining-Produktionsstufe von Kupfer führt aufgrund eines HHIs von 1108 zur geringsten Bewertung des Konzentrationsrisikos der Unternehmen mit 65 Punkten. Insgesamt liegt der Mittelwert aller Versorgungsrisikobewertungen der Unternehmenskonzentration (K2) bei 73 Punkten, die Standardabweichung bei 9 Punkten.

#### 4.3.8 Politische Stabilität, Policy Perception und Regulierungsrisiko

Das Politische Risiko wird durch die drei Indikatoren Politische Stabilität, Policy Perception und Regulierungsrisiko abgebildet. Die Bewertung der Metalle erfolgt auf Basis der Produktionsländer und -regionen, gemittelt über ihre jeweiligen Produktionsanteile. Für die Produktionsanteile der Länder können die gleichen Quellen herangezogen werden wie für das Konzentrationsrisiko (siehe Abschnitt 4.3.7). Die länderspezifischen Produktionsdaten für das Jahr 2015 der 18 Metalle sind im Abschnitt B.3 angegeben.

Die Worldwide Governance Indicators sind von der Weltbank veröffentlichte Indikatoren zur Regierungsqualität und Stabilität von Ländern (Kaufmann et al. 2010). Die Daten werden jährlich aktualisiert und sowohl als online einsehbares interaktives Tool als auch zum Download bereitgestellt (Kaufmann und Kraay 2015). Insgesamt gibt es sechs Teile der Worldwide Governance Indicators, von denen insbesondere der Teil *Political Stability and Absence of Violence/Terrorism* (WGI-PV) als Versorgungsrisikoindikator herangezogen wird. Andere Teilbereiche behandeln *Voice and Accountability, Government Effectiveness, Regulatory Quality, Rule of Law* und *Control of Corruption*. Die Worldwide Governance Indicators sind als Meta-Indikatoren konstruiert, das heißt es werden keine eigenen Daten erhoben, sondern Daten zu einer Vielzahl von Aspekten gesammelt, den jeweiligen Governance-

Bereichen zugeordnet, und auf eine Skala von 0 bis 1 renormiert<sup>38</sup>. Die Länderbewertungen werden anschließend mit einem *Unobserved Components Model* vergleichbar gemacht (Kaufmann et al. 2010). Diese Datenquellen werden je nach Datenmuster neu gewichtet<sup>39</sup>. Per Konstruktion sollen die Ergebnisse aller bewerteten Länder eines WGI für ein Jahr den Mittelwert 0 und die Standardabweichung 1 haben. Dadurch weichen die Länderbewertungen typischerweise nicht mehr als zweieinhalb Standardabweichungen vom Mittelwert ab, es gibt allerdings Ausnahmen wie die Bewertung des Bürgerkriegslandes Syrien im Jahr 2015 mit einem WGI-PV von  $-2,94$ . Somit kann, nach Maßstäben des WGI, die Welt insgesamt nicht politisch stabiler oder instabiler werden und die Bewertung der meisten Länder wird im Mittelbereich liegen (Kaufmann et al. 2010).

Der WGI-PV eines Metalls wird als über die Produktionsanteile  $a_c$  gewichteter Mittelwert der Politischen Stabilität  $wgi_c$  aller Produktionsländer  $c$  berechnet und liegt damit auf der gleichen Skala wie die Bewertungen der Einzelländer.

$$\text{WGI} = \sum_c wgi_c a_c \quad (4.25)$$

Die Verwendung der Worldwide Governance Indicators innerhalb von Kritikalitätsstudien unterscheidet sich in der Auswahl der berücksichtigten Bereiche: Graedel et al. (2012) verwenden lediglich den WGI-PV, Schneider et al. (2014) drei Bereiche<sup>40</sup>, Erdmann et al. (2011) sowie Bach et al. (2016) beziehen für das Länderrisiko alle sechs WGI-Aspekte mit ein. Für den Indikator *Politische Stabilität* (P1) wird wie bei Graedel et al. (2012) lediglich der Aspekt politische Stabilität (WGI-PV) berücksichtigt, die Skala bei  $-2,5$  (höchst kritisch) und  $2,5$  (unkritisch) abgeschnitten und dazwischen eine lineare Umrechnung zugrunde gelegt.

$$\text{P1(WGI)} = \begin{cases} 100 & , \text{ wenn } \text{WGI} < -2,5 \\ 20(2,5 - \text{WGI}) & , \text{ wenn } -2,5 \leq \text{WGI} \leq 2,5 \\ 0 & , \text{ wenn } \text{WGI} > 2,5 \end{cases} \quad (4.26)$$

Tabelle 4.9 listet die über die Produktionsanteile der Länder gemittelten Werte der *Worldwide Governance Indicators* im Bereich *Political Stability and Absence of Violence/Terrorism* in allen möglichen Produktionsstufen (Mining, Refining, Smelting) auf. Wie schon beim Konzentrationsrisiko bestimmt die Produktionsstufe mit der geringsten politischen Stabilität den Indikatorwert des Metalls. Die politische Stabilität der Produktionsländer ist für Cobalt und

<sup>38</sup>Für den Bereich Politische Stabilität werden die Datenquellen *Economist Intelligence Unit Riskwire & Democracy Index, World Economic Forum Global Competitiveness Report, Cingranelli Richards Human Rights Database and Political Terror Scale, iJET Country Security Risk Ratings, Institutional Profiles Database, Political Risk Services International Country Risk Guide* und *Global Insight Business Conditions and Risk Indicators* zur Berechnung herangezogen (Kaufmann und Kraay 2015).

<sup>39</sup>Die *Global Insight Business Conditions and Risk Indicators* haben mit einer Gewichtung von 38% den größten Einfluss auf den WGI-PV (Kaufmann und Kraay 2015).

<sup>40</sup>Political Stability, Voice and Accountability und Government Effectiveness.

Tantal am niedrigsten, mit einem WGP-PV von  $-1,12$  und  $-1,10$ . Dies sind die einzigen beiden Metalle unter einem Wert von  $-1$ . Selen-Refining ( $0,71$ ), Tellur-Refining ( $0,47$ ) und Eisenerz-Mining ( $0,00$ ) sind die einzigen Produktionsstufen mit positiven Einschätzungen zur politischen Stabilität. Im Fall von Eisen überwiegt bei der Bewertung der politischen Stabilität jedoch die Refining-Produktionsstufe mit einem WGI-PV von  $-0,37$ .

Der Policy Perception Index (PPI) ist ein vom kanadischen *Fraser Institute* jährlich herausgegebener Index, der die *Bergbaufreundlichkeit* von Staaten bzw. deren Gesetze und Regulierungen anhand von Umfragen im Bergbausektor bewertet (Jackson und Green 2017). Das Fraser Institute wird als politisch eher konservative Einrichtung eingeschätzt. Neben dem Policy Perception Index werden in der Publikation auch der Investment Attractiveness Index und der Best Practices Mineral Potential Index veröffentlicht. Der PPI wird in Zahlen zwischen 0 (bergbauunfreundlich) und 100 (bergbaufreundlich) veröffentlicht. Bei der letzten Umfrage aus dem Herbst 2016 wurden 2700 Experten auf elektronischem Wege befragt (Jackson und Green 2017). Erneut wurde Irland als bergbaufreundlichstes Land und Venezuela als bergbauunfreundlichstes Land bewertet. Die Besonderheit des PPI für die Bewertung der USA, Argentiniens, Australiens und Kanadas ist, dass sich die Daten auf Bundesstaaten- bzw. Provinz- und Territorien-Ebene beziehen. Damit sind zur Bewertung der Produktion in diesen Ländern regionale Produktionsdaten notwendig, welche schlecht dokumentiert sein können. Allerdings nimmt das Fraser Institute auch für diverse Länder gar keine Bewertung vor. Für diese Länder wird ohne weitere Information ein Mittelwert von 50 Punkten angenommen. Ansonsten berechnet sich die Policy Perception der Produktionsländer wie bei den Worldwide Governance Indicators als gewichteter Mittelwert aller Regionen.

$$\text{PPI} = \sum_r \text{ppi}_r a_r \quad (4.27)$$

Für die Normierung des Indikator *Policy Perception* (P2) muss die Skala des PPI umgedreht werden.

$$\text{P2(PPI)} = 100 - \text{PPI} \quad (4.28)$$

Tabelle 4.9 listet alle über die Produktionsanteile gemittelten Werte des Policy Perception Index für die im Bergbau produzierten Metalle auf. Da sich der PPI explizit nur auf den Bergbau bezieht, wird für Koppelproduktmetalle die Bewertung vom Hauptprodukt übernommen. Die Policy Perception des Bergbaus ist für Kupfer am wenigsten problematisch, hier liegt der gewichtete Mittelwert der Produktionsländer bei 69. Dieser Wert wird auch für die Koppelprodukte Selen, Tellur und Rhenium übernommen. Der geringste PPI-Wert liegt mit 44 bei Zinn und Tantal.

Der Human Development Index (HDI) gibt den Entwicklungsstand der Bevölkerung eines Landes an (UNDP 2015). Er wird in jährlichen Human Development Reports vom United

Nations Development Programme herausgegeben und anhand der Kombination aus Lebenserwartungsindex (LEI)<sup>41</sup>, Bildungsindex (BI)<sup>42</sup> und Einkommensindex (EI)<sup>43</sup> bestimmt.

$$\text{hdi}_c = \sqrt[3]{\text{LEI}_c \cdot \text{BI}_c \cdot \text{EI}_c} \quad (4.29)$$

Der HDI nimmt Werte zwischen 0 (unentwickelt) und 1 (höchst entwickelt) an. Als sehr hoher Entwicklungsstand wird ein HDI oberhalb von 0,8 bezeichnet. Für das Jahr 2015 hatte Norwegen von den 188 untersuchten Ländern mit einem HDI von 0,949 den höchsten Entwicklungsstand. In Norwegen lag die Lebenserwartung bei Geburt bei 81,7 Jahren, die erwartete und durchschnittliche Ausbildungsdauer bei 17,1 und 12,7 Jahren und das Bruttonationaleinkommen pro Kopf bei 67 614 US-Dollar Kaufkraftparität. Die Zentralafrikanische Republik hatte den niedrigsten HDI-Wert mit 0,352 im Jahr 2015. Dort liegt die Lebenserwartung nur bei 51,5 Jahren, die erwartete Ausbildungsdauer bei 7,1 Jahren, die durchschnittliche Ausbildungsdauer bei 4,2 Jahren und das durchschnittliche Einkommen bei 587 US-Dollar. Bis auf Swasiland und Syrien weisen alle Länder der Welt im Jahr 2015 einen höheren Entwicklungsstand als 1990 auf (UNDP 2015).

Als Kritikalitätsindikator eingeführt wird der HDI von Graedel et al. (2012). Dort wird auch definiert, dass ein hoher Entwicklungsstand eines Produktionslandes für die Versorgungssicherheit hinderlich ist: Der HDI soll nämlich eine Regulierungswahrscheinlichkeit einer *Not-In-My-Backyard*-Politik abschätzen. Wie der WGI-PV und der PPI wird auch der HDI für die Bewertung eines Metalls über alle Produktionsländer anhand der Produktionsanteile gewichtet.

$$\text{HDI} = \sum_c \text{hdi}_c a_c \quad (4.30)$$

Für die Umrechnung als Versorgungsrisikoindikator multiplizieren Graedel et al. (2012) den HDI mit dem Faktor 100. Problematisch ist bei dieser Berechnung, dass der idealtypische Rohstoff mit dem niedrigsten Versorgungsrisiko-Wert zu 100 % in der Zentralafrikanischen Republik gefördert werden müsste, jedoch immer noch 35 Versorgungsrisikopunkte aufweisen würde, der problematischste Rohstoff mit 100 % Produktion in Norwegen nur 95 Punkte. Dies schränkt den Wertebereich künstlich ein und der allgemeine Trend hin zu höheren Entwicklungsgraden würde die Versorgungsrisikobewertung im Laufe der Zeit verschlechtern. Daher wird für den Indikator *Regulierungsrisiko* (P3) die Skala um den Minimal- und Maximalwert aller Länder aufgefächert.

<sup>41</sup>Der Lebenserwartungsindex (LEI) berechnet sich aus der Lebenserwartung bei Geburt (LE) in Jahren:  $\text{LEI} = \frac{\text{LE}-20}{65}$  (UNDP 2015).

<sup>42</sup>Der Bildungsindex (BI) berechnet sich als Mittelwert aus erwarteter Ausbildungsdauer (EAD) und mittlerer Ausbildungsdauer (MAD), jeweils in Jahren:  $\text{BI} = \frac{1}{2} \left( \frac{\text{EAD}}{18} + \frac{\text{MAD}}{15} \right)$  (UNDP 2015).

<sup>43</sup>Der Einkommensindex (EI) berechnet sich aus dem Bruttonationaleinkommen pro Kopf (BNEpk) in US-Dollar von 2011:  $\text{EI} = \frac{\ln(\text{BNEpk}) - \ln 100}{\ln 75000 - \ln 100}$  (UNDP 2015).

Tabelle 4.9: Politisches Risiko der Produktionsländer der 18 Metalle in den Produktionsstufen *Mining*, *Refining* und *Smelting* nach Worldwide Governance Indicators (Kaufmann und Kraay 2015), Policy Perception Index (Jackson und Green 2017) und Human Development Index (UNDP 2015) für die Berechnung der Indikatoren P1 nach Gleichung 4.26, P2 nach Gleichung 4.28 und P3 nach Gleichung 4.31. Die angegebenen Tabellen im Abschnitt B.3 geben Aufschluss über die Produktionsmengen der Länder. Tabelle B.22 listet Bewertung aller relevanten Länder hinsichtlich der drei politischen Indizes auf.

Elem.	M/R/S	Polit. Stabilität		Pol. Perc.		Regulierung		Details
		WGI-PV	P1	PPI	P2	HDI	P3	
Al	M	-0,05	-	60	40	0,77	-	
Al	R	-0,18	-	-	-	0,79	73	Tabelle B.4
Al	S	-0,24	55	-	-	0,78	-	
Cr	M	-0,37	57	58	42	0,71	-	
Cr	R	-0,33	-	-	-	0,72	62	Tabelle B.5
Fe	M	0,00	-	67	33	0,81	77	
Fe	R	-0,35	57	-	-	0,77	-	Tabelle B.6
Fe	S	-0,28	-	-	-	0,78	-	
Co	M	-1,12	72	50	50	0,59	-	
Co	R	-0,08	-	-	-	0,77	70	Tabelle B.7
Ni	M	-0,25	55	55	45	0,76	-	
Ni	R	-0,05	-	-	-	0,80	75	Tabelle B.8
Cu	M	-0,03	-	69	31	0,78	-	
Cu	R	-0,14	53	-	-	0,78	-	Tabelle B.9
Cu	S	-0,09	-	-	-	0,79	73	
Zn	M	-0,19	54	61	39	0,78	-	
Zn	S	-0,13	-	-	-	0,80	74	Tabelle B.10
Ga	R	-0,46	59	60 <sup>a</sup>	40	0,76	68	Tabelle B.11
Ge	R	-0,27	55	61 <sup>b</sup>	39	0,78	72	Tabelle B.12
Se	R	0,71	36	69 <sup>c</sup>	31	0,90	91	Tabelle B.13
Ag	M	-0,30	56	63	37	0,78	71	Tabelle B.14
In	R	-0,01	50	61 <sup>b</sup>	39	0,83	79	Tabelle B.15
Sn	M	-0,59	62	44	56	0,70	-	
Sn	S	-0,40	-	-	-	0,75	66	Tabelle B.16
Te	R	0,47	41	69 <sup>c</sup>	31	0,89	90	Tabelle B.17
Ta	M	-1,10	72	44	56	0,52	28	Tabelle B.18
W	M	-0,48	60	46	54	0,74	64	Tabelle B.19
Re	R	0,44	41	69 <sup>c</sup>	31	0,84	83	Tabelle B.20
Pb	M	-0,27	55	58	42	0,78	72	Tabelle B.21

M = Mining, R = Refining, S = Smelting

<sup>a</sup> PPI-Bewertung von Ga entspricht dem Hauptmetall Al.

<sup>b</sup> PPI-Bewertung von Ge und In entspricht dem Hauptmetall Zn.

<sup>c</sup> PPI-Bewertung von Se, Te und Re entspricht dem Hauptmetall Cu.

$$P3(\text{HDI}, \text{hdi}_{\min}, \text{hdi}_{\max}) = 100 \frac{\text{HDI} - \text{hdi}_{\min}}{\text{hdi}_{\max} - \text{hdi}_{\min}} \quad (4.31)$$

Tabelle 4.9 listet neben den Werten des Human Development Index für alle Produktionsstufen der 18 Metalle auch die Werte der Indikatoren P1, P2 und P3 auf. Für die Berechnung der Indikatoren P1 und P3 wird im Fall mehrerer Produktionsstufen der kritischere Wert herangezogen. Der mit Abstand geringste Wert für die menschliche Entwicklung ergibt sich für Tantal, dessen Produktionsländer auf einen HDI von 0,54 kommen. Die Produktion von Selen und Tellur findet überwiegend in entwickelten Ländern statt, weswegen die HDI-Werte dieser beiden Metalle mit 0,91 und 0,90 die höchsten sind.

Für den Indikator Politische Stabilität (P1) ergeben sich für Cobalt und Tantal mit 72 Punkten die höchsten Versorgungsrisikowerte. Die niedrigsten Versorgungsrisiken weisen Tellur und Rhenium mit 41 Punkten auf. Der Mittelwert des Indikators P1 liegt bei 55 Punkten, die Standardabweichung bei 9 Punkten.

Für den Indikator Policy Perception (P2) haben Zinn und Tantal mit 56 Punkten die höchsten Versorgungsrisikowerte. Die niedrigsten Versorgungsrisiken ergeben sich für Kupfer mit 31 Punkten, wobei dieser Wert auch für die Koppelprodukte Selen, Tellur und Rhenium übernommen wird. Der Mittelwert des Indikators P2 liegt bei 41 Punkten, die Standardabweichung bei 8 Punkten.

Für Tantal wird mit 28 Versorgungsrisikopunkten das niedrigste Regulierungsrisiko (P3) berechnet. Das Regulierungsrisiko von Selen und Tellur wird mit 91 und 90 Punkten am kritischsten bewertet. Der Mittelwert des Indikators P3 liegt bei 72 Punkten, die Standardabweichung bei 13 Punkten.

## 4.4 Gesamtbewertung der Versorgungsrisiken

Abbildung 4.8 fasst die Bewertungen der 18 Metalle in allen zwölf Indikatoren zusammen. Die Einzelwerte können zusammen mit statistischen Angaben zu den jeweiligen Indikatoren in Tabelle B.23 nachgeschlagen werden. Im Mittel liegen die Versorgungsrisiken als Indikatorwerte am höchsten bei dem *Sekundärproduktionsanteil aus Altschrotten (A3)* mit 86 Punkten. Die Versorgungsrisiken durch *Unternehmenskonzentration*, durch *Länderkonzentration* und durch *Regulierungsrisiken* liegen mit 73 und zweimal 72 Punkten ebenfalls sehr hoch. Die niedrigsten Versorgungsrisiken werden im Mittel bei der Zukunftstechnologienachfrage mit nur 10 Punkten und der Statischen Reichweite der Ressourcen mit 16 Punkten vergeben.

Die Standardabweichung für die Indikatoren Länderkonzentration, Unternehmenskonzentration, Politische Stabilität und Policy Perception liegt nur zwischen 10 und 8 Punkten. Am stärksten variieren die Bewertungen der Koppelproduktion, da hier sehr häufig von den Metallen Extremwerte angenommen werden: Die Standardabweichung liegt mit 44 Punkten

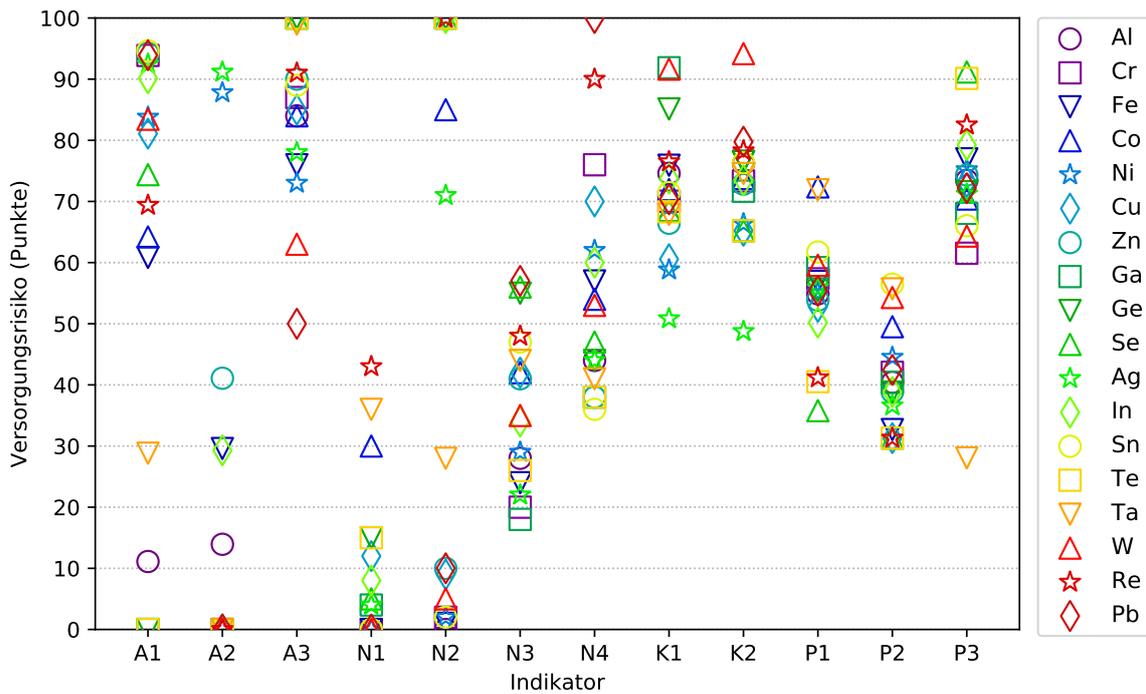


Abbildung 4.8: Ergebnis der Versorgungsrisikobewertung der 18 Metalle in allen zwölf Indikatoren. A1 = Statische Reichweite der Reserven, A2 = Statische Reichweite der Ressourcen, A3 = Sekundärproduktion aus Altschrott, N1 = Erwartete Zukunftstechnologienachfrage, N2 = Koppelproduktionsanteil, N3 = Sector Competition, N4 = Substituierbarkeit, K1 = Länderkonzentration, K2 = Unternehmenskonzentration, P1 = Politische Stabilität, P2 = Policy Perception, P3 = Regulierungsrisiko.

sogar noch über den Standardabweichungen der Statischen Reichweiten mit 35 Punkten bei Reserven und 29 Punkten bei Ressourcen.

Abbildung 4.9 zeigt die Bewertung der 18 Metalle in den vier Risikokategorien *Angebotsreduzierung*, *Nachfrageanstieg*, *Konzentrationsrisiko* und *Politisches Risiko*. Die Werte des Angebotsreduzierung der 18 Metalle liegen zwischen 30 und 90 Punkten. Am stärksten von einem sinkenden Angebot bedroht sind die Versorgung mit Silber, Nickel, Zink und Indium. Die Werte für das Risiko einer Versorgungslücke durch Nachfrageanstieg liegt in der Regel zwischen 10 und 60 Punkten, einzig Rhenium liegt mit 70 Punkten deutlich über diesem Bereich. Das politische Risiko liegt bei allen Metallen zwischen 50 und 70 Versorgungsrisikopunkten, wobei Zinn und Cobalt die einzigen Metalle mit über 60 Punkten in dieser Kategorie sind. Das Konzentrationsrisiko liegt allgemein hoch, zwischen 50 und 100 Punkten. Die Extremwerte werden hier von Silber, dessen Marktkonzentration nur mit 50 Versorgungsrisikopunkten bewertet wird und Wolfram mit 93 Punkten eingenommen.

Abbildung 4.10 zeigt die Gesamtergebnisse der Versorgungsrisikobewertung der 18 Metalle bei Gleichgewichtung der vier Risikokategorien und Gleichgewichtung der Indikatoren

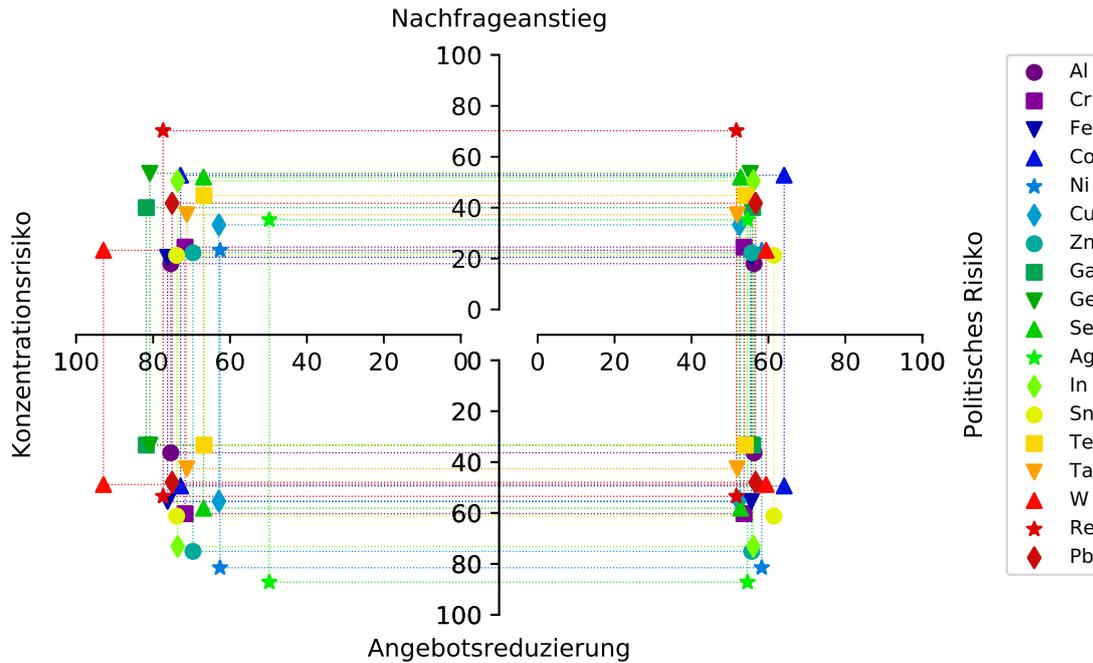


Abbildung 4.9: Ergebnis der Versorgungsrisikobewertung der 18 Metalle in den vier Risikokategorien Angebotsreduzierung, Nachfrageanstieg, Konzentrationsrisiko und Politisches Risiko. Die Mittelwerte der Indikatorwerte jedes Metalls sind jeweils auf zwei der vier Achsen eingetragen. Die Punkte bilden für jedes Metall die Ecken eines Rechtecks. Metalle höherer Kritikalität haben in dieser Darstellung einen größeren Rechtecksumfang.

innerhalb einer Risikokategorie gemäß Abschnitt 4.2. Der Mittelwert der Versorgungsrisikobewertungen der 18 Metalle liegt bei 55 Punkten, die Standardabweichung bei 4 Punkten.

Das geringste Versorgungsrisiko wird für Aluminium vergeben. aufgrund großer Statischer Reichweiten, geringer Zukunftstechnologienachfrage und der Produktion als Hauptmetall liegt die Gesamtbewertung nur bei 47 Punkten und damit 8 Punkte unter dem Durchschnitt der 18 Metalle. Aluminium hat in der Bewertung einen erheblichen Abstand zum nächstbesten Metall Tellur, welches auf 50 Punkte kommt. Tellur hat ausreichende Reserven, eine geringe Sector Competition und ist vergleichsweise gut substituierbar. Für Indium und Rhenium werden hingegen die höchsten Versorgungsrisiko errechnet, beide Metalle kommen auf bei 63 Versorgungsrisikopunkte. Indium hat eine geringe Statische Reichweite der Reserven, kein End-of-Life Recycling und ist ein Koppelprodukt der Zinkproduktion. Rhenium hat nur geringe Sekundärproduktionsanteile aus Altschrott, ist ein Koppelprodukt der Kupferproduktion und schlecht substituierbar. Die Bewertungen von Indium und Rhenium liegen 8 Punkte über dem Durchschnitt. Nach ihnen folgt Cobalt mit dem dritthöchsten Versorgungsrisiko von 60 Punkten. Cobalt hat erhöhte Versorgungsrisikowerte durch die hohe Zukunftstechnologienachfrage, den Koppelproduktionsanteil und die Instabilität der Produktionsländer.

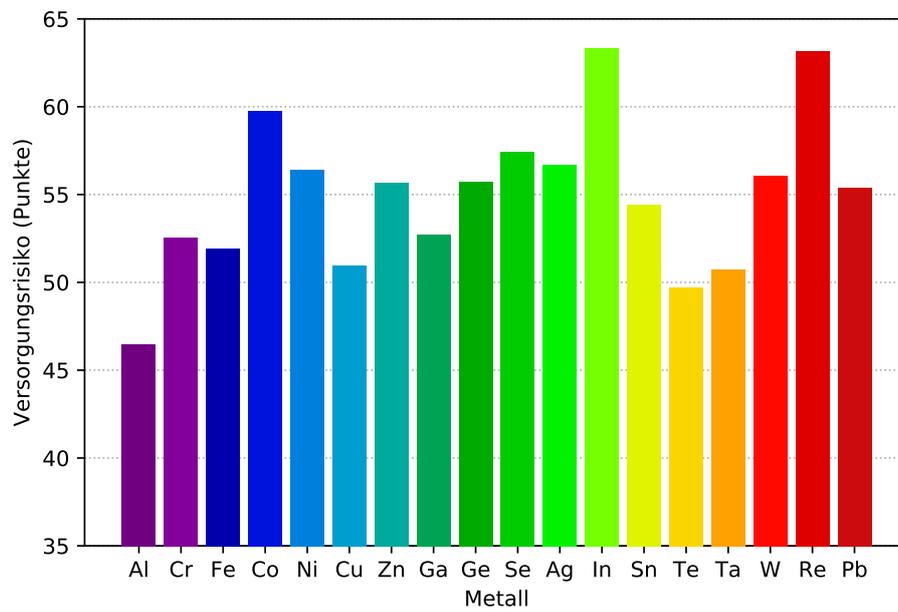


Abbildung 4.10: Gesamtversorgungsrisiko der 18 Metalle bei Gleichgewichtung der vier Risikokategorien und Gleichgewichtung der Indikatoren innerhalb einer Risikokategorie.

# 5 Entwicklung und Anwendung einer Bewertungsmethode für dissipative Verluste

Gemäß der Definition nach Zimmermann und Gößling-Reisemann (2013) sind dissipative Verluste dann gegeben, wenn Materialeinträge in ein Empfangsmedium zu so geringen Konzentrationen des Materials im Empfangsmedium führen, dass das Material aus technischen oder ökonomischen Gründen nicht rückgewinnbar ist. Wie in Abschnitt 2.3 zum Stand der Forschung beschrieben, gibt es fünf verschiedene Bewertungsperspektiven für Dissipationsphänomene: Thermodynamische Effekte, Dissipationsintention, Empfangsmedium, Recyclingfähigkeit und Dissipationsgeschwindigkeit. Um dissipative Verluste von Metallen bewerten zu können, ist daher ein umfangreiches Verständnis über die Materialkreisläufe notwendig. Dieses Verständnis soll in diesem Kapitel für 18 Metalle erarbeitet werden.

Die bestehenden Bewertungsperspektiven für dissipative Verluste finden in der Literatur selten systematische Anwendung. So werden die thermodynamischen Betrachtungen der Relativen Statistischen Entropie von Rechberger und Graedel (2002) und die Einteilung nach Dissipationsintention von Lifset et al. (2012) jeweils nur auf Kupfer angewandt. Die Empfangsmedien werden von Zimmermann und Gößling-Reisemann (2013) lediglich für die 13 damals von der Europäischen Union als *kritisch* bezeichneten Metalle eingeteilt – und dies auch nur qualitativ. Die Dissipationsgeschwindigkeit wird von Pauliuk et al. (2017b) auf Stahl und damit Eisen angewandt und von Nakamura et al. (2017) auf Chrom und Nickel. Einzig die Recyclability von Ciacci et al. (2015) wird auf 56 Metalle und Halbmetalle angewandt, was fast alle natürlich vorkommenden Metalle umfasst.

Wie in Kapitel 3 erläutert, besteht Forschungsbedarf zur Quantifizierung dissipativer Verluste von Metallen bei ihrer gegenwärtigen Nutzung. Zur Vermeidung ungewollter dissipativer Verluste ist insbesondere eine Analyse notwendig, welche Prozesse Dissipation verursachen. Zimmermann und Gößling-Reisemann (2013) unterscheiden theoretisch zwischen dissipativen Verlusten aus Produktion, Nutzungsphase und Abfallbehandlung, ihre Auswertung der kritischen Metalle beschränkt sich jedoch auf die End-of-Life Recycling Rate und eine qualitative Abschätzung der Empfangsmedien.

Diese Forschungslücke wird in der vorliegenden Arbeit geschlossen, indem Indikatoren für die dissipativen Verluste entwickelt werden, die anhand der Materialflussanalysen von Metallen quantitativ bewerten und dabei die Verluste vor der Nutzung mitberücksichtigen.

Damit sind die Modelle zur Bewertung dissipativer Verluste und zur Bewertung der Versorgungsrisiken in dieser Arbeit gleichermaßen quantitativ.

Für die Anwendung auf die 18 ausgewählten Metalle müssen deren Materialflüsse, Prozesseffizienzen, Anwendungen und Produktlebensdauern vorgestellt werden. Hierfür wird für jedes Metall eine statische Materialflussanalyse (MFA) aus der Literatur ausgewertet und anschließend dynamisiert, um die Dissipationsindikatoren zu berechnen. Dies ermöglicht einen Vergleich der dissipativen Verluste der 18 Metalle.

## 5.1 Indikatorenset

In diesem Abschnitt werden drei Indikatoren zur Bewertung der dissipativen Verluste ausgearbeitet. Zwei der Indikatoren sind neu und zuvor noch nicht für die Bewertung dissipativer Verluste angewandt worden, ein Indikator wird auf Basis der Literatur angepasst. Die Indikatoren sind vergleichbar mit bewährten Indikatoren der Kreislaufwirtschaft, wie der *End-of-Life Recycling Rate* (EoL-RR) oder *Recycled Content Ratio* (RCR) (siehe Abschnitt 4.3.2). Dabei wird von der sehr breiten Definition des Begriffes Dissipation von Zimmermann und Gößling-Reisemann (2013) ausgegangen. Es werden alle Materialverluste, die nicht in den Aufbau von Beständen (In-Use oder Urban Mining) münden, als nicht rückgewinnbar und damit als dissipiert eingeschätzt. Abbildung 5.1 zeigt die dissipativen Materialflüsse als nach unten gerichtete Pfeile in die möglichen Empfangsmedien *Tailings & Slags*, *Umwelt*, *Fremdmaterialien* und *Deponien*. Laut Zimmermann (2017) ist es möglich, dass langfristig auch noch Materialflüsse von Fremdmaterialien in Deponien sowie von Fremdmaterialien und Deponien in die Umwelt entstehen. Diese sind allerdings derzeit nicht quantifizierbar und werden daher in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt.

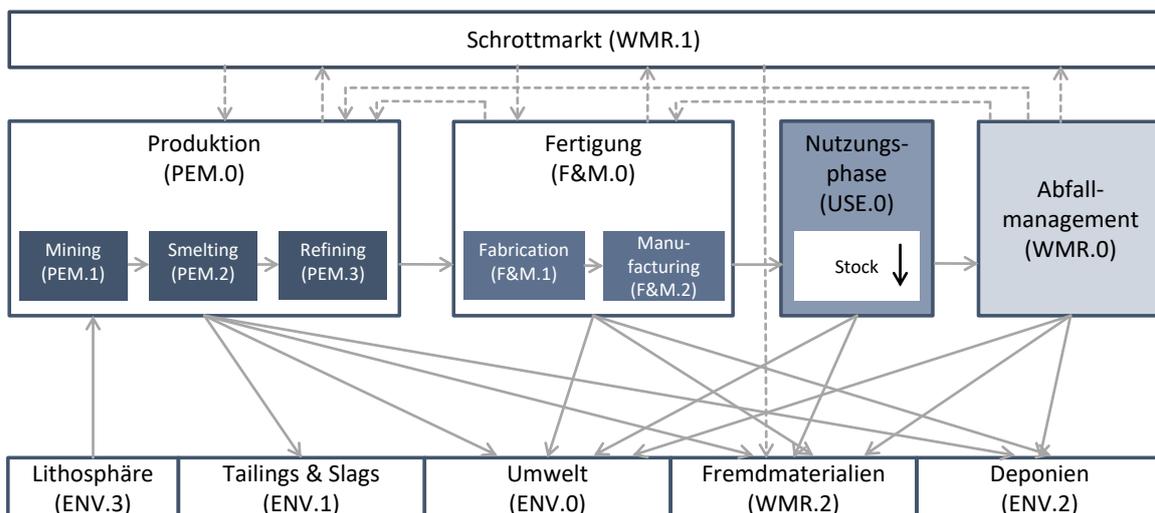


Abbildung 5.1: Materialflüsse und Prozesse in Materialflussanalysen. Dissipative Verluste sind hier als Einträge in die Empfangsmedien Umwelt, Fremdmaterialien und Deponien gekennzeichnet. Eigene Darstellung, angepasst von Zimmermann 2017.

Zur besseren Vergleichbarkeit werden die Materialflüsse der verschiedenen Materialflussanalysen in einem einheitlichen System kodiert. Die hierfür gewählte Notation orientiert sich an der von Myers et al. (2018) im *Unified Materials Information System* (UMIS) vorgeschlagenen *a.b.c.d.e*-Notation zur Charakterisierung von Prozessen und Materialflüssen. Das UMIS soll demnach als Basis für Materialflussanalysen, Ökobilanzierungen und Input-Output-Analysen dienen, also für verschiedene Methoden der Industrial Ecology. Es eignet sich daher gut als Ausgangspunkt für die Materialflussnotation in dieser Arbeit.

In der UMIS-Notation bezeichnet zum Beispiel mit Co.PEM.1;1.T.1 den Cobalt-Materialfluss (Co) während der Produktionsphase (PEM), genauer gesagt dem Bergbau (1;1) als ersten Transformationsprozess (T.1) (Myers et al. 2018). Materialflüsse sind immer gerichtete Flüsse zwischen zwei Prozessen oder stellen Inputs und Outputs des Gesamtsystems dar. Zur vollständigen Information über die Materialflüsse muss bei dieser Notation zusätzlich noch der Bezugsraum, z.B. ein Land, und der Zeitraum, z.B. ein Jahr, angegeben werden. Durch diese Notation können *Blockflussdiagramme*, in denen Materialflussanalysen typischerweise dargestellt werden (siehe Abschnitt 2.1.3), in Matrizen übersetzt werden. Myers et al. (2018) unterscheiden Transformationsprozesse mit ungeraden Prozessnummern und Distributionsprozesse mit geraden Prozessnummern. Jeder Transformationsprozess hat demnach genau einen Output, welcher einen Materialfluss in genau einen Distributionsprozess darstellt. Distributionsprozesse hingegen können verschiedene Outputs haben, jedoch innerhalb eines Subsystems und einer Systemgrenze immer zu Transformationsprozessen. Da Materialflüsse innerhalb eines Subsystems nicht vorgesehen sind, müssten bei einem Auftreten interner Materialflüsse die Subsysteme in weitere Unterprozesse eingeteilt werden. Die Unterscheidung in Transformationsprozesse und Distributionsprozesse ähnelt dem *MaTrace*-Modell von Nakamura et al. (2014), wobei dort zwischen Transformationsprozessen und Märkten unterschieden wird und Transformationsprozesse auch mehrere Outputs haben können. In der vorliegenden Arbeit wird diese Notation wie folgt abgewandelt:

- Es erfolgt keine Unterscheidung zwischen Transformationsprozessen und Distributionsprozessen, da dies für dissipative Verluste nicht relevant ist.
- Die Materialangabe am Anfang der Notation ist optional und ergibt sich oftmals bereits aus dem Kontext des Kapitels.
- Das Kürzel *b* und die erste Ziffer der Subsystem-Notation *c* werden zur Auflösung von Redundanzen zusammengeführt<sup>44</sup>.
- Ein vollständiges Subsystem wird als Prozess 0 angegeben, statt als einziger Prozess eines aggregierten Systems, und das aggregierte System wird nicht eigens notiert<sup>45</sup>.

<sup>44</sup>Bei Myers entspricht das Systemkürzel *b* der ersten Zahl der Subsystem-Notation *c*, das heißt jedes Subsystem aus der Produktionsphase PEM beginnt mit der Ziffer 1.

<sup>45</sup>Bei Myers et al. (2018) würde die gesamte Produktion als Prozess PEM.1.T.1 bezeichnet und der Bergbau dementsprechend PEM.1;1.T.1. In der vorliegenden Arbeit hingegen werden diese Prozesse verkürzt als PEM.0 und PEM.1 angegeben.

Man könnte also in Analogie zu Myers et al. (2018) von einer *bc.e*-Notation sprechen, oder bei genanntem Metall einer *a.bc.e*-Notation. Der erste Cobalt-Prozess des Bergbaus in der Produktionsphase wird also verkürzt als (Co.)PEM.1 notiert.

Materialflüsse werden als Fluss  $X$  von einem Prozess zu einem anderen notiert, also gibt z.B.  $X_{\text{PEM.1} \rightarrow \text{PEM.2}}$  den Materialfluss vom Bergbau zur Raffination an. Alle Outputs  $O$  aus dem Bergbau gemeinsam werden mit  $O_{\text{PEM.1}}$  angegeben, alle Inputs  $I$  in die Raffination dementsprechend mit  $I_{\text{PEM.2}}$ . Bestände können innerhalb von Prozessen auftreten und werden mit  $S$  bezeichnet. Der Nutzlagerbestand wird also mit  $S_{\text{USE.0}}$  abgekürzt und seine Änderung  $\delta S$  ergibt sich aus der Differenz von Inputs und Outputs, siehe Abschnitt 2.1.3:

$$\delta S_{\text{USE.0}} = I_{\text{USE.0}} - O_{\text{USE.0}} \quad (5.1)$$

Grundsätzlich werden im folgenden die Bereiche *Produktion* (PEM), *Fertigung* (F&M), *Nutzungsphase* (USE), *Abfallmanagement* (WMR) und *Umwelt* (ENV) unterschieden<sup>46</sup>. Abbildung 5.1 zeigt die am häufigsten vorkommenden Prozesse in diesen Bereichen und gibt dazu die Kurznotation an. Die Zuordnungen aller Prozesse aus den statischen Materialflussanalysen zur vereinheitlichten Notation können in Tabelle C.2 nachgeschlagen werden.

### 5.1.1 Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) und Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR)

Als erster Indikator bestimmt die *Dissipation-to-Extraction-Ratio* (DER) das Verhältnis zwischen dissipierter Materialmenge und der Extraktionsmenge. Er gibt an, welcher Anteil des in einem Jahr geförderten Materials netto im gleichen Jahr wiederum durch Dissipation verloren geht. Die Dissipation setzt sich nach Zimmermann und Gößling-Reisemann (2013) aus allen Einträgen in die Umwelt  $I_{\text{ENV.0}}$ , Fremdmaterialien<sup>47</sup>  $I_{\text{WMR.3}}$  und Deponien  $I_{\text{ENV.2}}$  zusammen. Häufig wird in Materialflussanalysen für die dissipativen Verluste der Produktionsphase das Empfangsmedium *Tailings & Slags* angegeben, daher werden die Einträge  $I_{\text{ENV.1}}$  hier noch hinzugerechnet. Die Extraktionsmenge bezeichnet den Materialfluss aus der Lithosphäre in den Produktionsprozess, abgekürzt als  $X_{\text{ENV.3} \rightarrow \text{PEM.0}}$ . Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) wird folgendermaßen berechnet:

$$\text{DER} = \frac{\text{Dissipation}}{\text{Extraction}} = \frac{I_{\text{ENV.0}} + I_{\text{ENV.1}} + I_{\text{ENV.2}} + I_{\text{WMR.3}}}{X_{\text{ENV.3} \rightarrow \text{PEM.0}}} \quad (5.2)$$

Die Dissipation-to-Extraction-Ratio macht transparent, dass bei gegenwärtigen Prozesseffizienzen keineswegs das gesamte geförderte Material den anthropogenen Bestand erhöht, und gibt an, wie Materialverluste und Materialgewinne miteinander im Verhältnis stehen.

<sup>46</sup>Die Abkürzungen werden nicht aus dem Englischen übersetzt und stehen wie bei Myers et al. (2018) für *Production of Engineering Materials* (PEM), *Fabrication & Manufacturing* (F&M), *Use phase* (USE), *Waste Management & Recycling* (WMR) und *Environment* (ENV).

<sup>47</sup>Myers et al. (2018) interpretieren *Other Scrap* als Material, welches in andere anthropogene Materialflüsse eingetragen wird, daher die Zuordnung zum System Abfallmanagement statt der Umwelt.

Die Dissipation-to-Extraction Ratio liegt im Bereich 0 % bis 100 %<sup>48</sup>. Für sehr ineffiziente Materialsysteme ist die DER hoch, da ein hoher Anteil des Materials wieder verloren geht und nicht zu einer Erhöhung des Bestandes führt. Allerdings muss bedacht werden, dass auch bei einer sehr effizienten Kreislaufwirtschaft der Indikator DER Werte nahe 100 % annehmen kann. Werden nämlich in einer Volkswirtschaft ohne Wachstum oder Technologiewandel die Nutzlager nicht erhöht, muss Bergbau nur zu dem Zweck betrieben werden, die anfallenden Materialverluste auszugleichen – dies ist ja gerade die Idee der Circular Economy. Extraction und Dissipation wären dann gleichermaßen klein und die Dissipation-to-Extraction (DER) entsprechend hoch.

Dieser durch eine Kreislaufwirtschaft angestrebte Zustand würde dann jedoch an einer niedrigen *Dissipation-to-Consumption Ratio* (DCR) erkannt werden können. Dieser zweite Indikator gibt das Verhältnis zwischen dissipierter und neu in die Nutzung eingeführter Materialmenge an. Es wird also die gleiche Dissipationsmenge betrachtet und ins Verhältnis zur Konsummenge gebracht, statt ins Verhältnis zur Extraktionsmenge. Die Dissipation-to-Consumption-Ratio (DCR) wird folgendermaßen berechnet:

$$\text{DCR} = \frac{\text{Dissipation}}{\text{Consumption}} = \frac{I_{\text{ENV}.0} + I_{\text{ENV}.1} + I_{\text{ENV}.2} + I_{\text{WMR}.3}}{I_{\text{USE}.0}} \quad (5.3)$$

Die Dissipation-to-Consumption Ratio zeigt die Ineffizienz des Materialsystems insgesamt an, und stellt den Dissipationsrucksack jedes in Nutzung gebrachten Materials dar. Insbesondere bei hohen Verlustraten vor der Nutzungsphase kann dieser Wert über 100 % hinausgehen. Bei hohen Recyclingraten hingegen wird die Dissipation-to-Consumption Ratio klein – womöglich sogar geringer als die der Dissipation-to-Extraction Ratio.

Bei beiden Indikatoren handelt es sich um statische Messgrößen, die sich lediglich auf die innerhalb des Betrachtungszeitraumes gemessenen oder berechneten Materialflüsse beziehen. DER und DCR können als dimensionslose Verhältnisse gut mit klassischen Indikatoren aus der Analyse des *Socio-Economic Metabolisms* verglichen werden. Die *Accumulation Ratio* (AR) gibt das Verhältnis aus Bestandsänderung aller anthropogenen Bestände und Extraktion an.

$$\text{AR} = \frac{\delta S_{\text{PEM}.0} + \delta S_{\text{F\&M}.0} + \delta S_{\text{USE}.0} + \delta S_{\text{WMR}.0}}{X_{\text{ENV}.3 \rightarrow \text{PEM}.0}} \quad (5.4)$$

Bedingt durch Bevölkerungswachstum, Wohlstandsanstieg und Technologiewandel steigen für viele Metalle die In-Use Stocks an, insbesondere für solche mit hoher Infrastrukturelevanz und entsprechend hohen Lebensdauern<sup>49</sup>. Die *End-of-Life Recycling Rate* (EoL-RR) misst hingegen das Verhältnis aus recyceltem Material und Abfallaufkommen nach der Nut-

<sup>48</sup>Aufgrund statistischer Effekte, schrumpfender Volkswirtschaften oder einem massivem Technologiewandel, welcher einzelne Metalle obsolet macht, ist vereinzelt eine Dissipation-to-Extraction Ratio über 100 % möglich.

<sup>49</sup>Für Stahl, Zement, Aluminium und Kupfer betrachten Bleischwitz et al. (2018) für die Länder USA, Japan, Deutschland, UK und China die Konsum- und Bestandsentwicklungen und schätzen Sättigungsniveaus für den Bestand pro Einwohner ab. Für Aluminium ist noch kein Sättigungsniveau absehbar, für Kupfer in Deutschland ein Bestandsniveau von etwa 260 kg pro Einwohner.

zungsphase. In der hier verwendeten Notation ergibt sich:

$$EoL-RR = \frac{X_{WMR.0 \rightarrow PEM.0} + X_{WMR.0 \rightarrow F\&M.0}}{X_{USE.0 \rightarrow WMR.0}} \quad (5.5)$$

Die *Production Efficiency* (PE) gibt an, wie das Verhältnis aus produziertem, gehandeltem Metall und der beim Bergbau extrahierten Metallmenge ist.

$$PE = \frac{X_{PEM.0 \rightarrow F\&M.0}}{X_{USE.0 \rightarrow WMR.0}} \quad (5.6)$$

Die verschiedenen Messgrößen sind aufgrund der Massenerhaltung und überschneidenden Bezugsgrößen zum Teil voneinander abhängig. So führt eine hohe Accumulation Ratio dazu, dass das Material erst später in die Nachnutzungsphase übertritt, womit aktuell bei gleicher End-of-Life Recycling Rate weniger Material dissipieren kann. Die Production Efficiency legt wesentlich das Verhältnis zwischen Dissipation-to-Extraction und Dissipation-to-Consumption Ratio fest. Ein hohes End-of-Life Recycling bei gleichzeitig geringer Accumulation Ratio führt dazu, dass die Dissipation-to-Extraction Ratio über die Dissipation-to-Consumption Ratio steigt, da im Wesentlichen nur noch die Kreislaufführungsverluste durch Bergbau ausgeglichen werden müssen.

### 5.1.2 Erwartete Verweildauer in der Anthroposphäre ( $\tau_A$ )

Um die dynamischen Aspekte der dissipativen Verluste zu berücksichtigen, kann die erwartete Verweildauer in der Anthroposphäre von Pauliuk (2018) in einer abgewandelten Form als Dissipationsindikator verwendet werden. Hierfür müssen die statischen Materialflussanalysen dynamisiert werden. Pauliuk (2018) berechnet für Stahl, welcher Anteil einer im Jahr 2015 in Nutzung gebrachten Menge für jedes Jahr bis zum Jahr 3000 sich voraussichtlich noch in Nutzung befinden wird. Dies ist abhängig von Anwendung, Region und angenommenem Technologieszenario. Dabei wird auch Open-Loop-Recycling berücksichtigt, das heißt, dass aus Sekundärmaterialien auch andere Produkte als die Startanwendung hergestellt werden dürfen. Daraus lässt sich die durchschnittliche Verweildauer des Stahls in der Anthroposphäre berechnen, die zwischen 110 Jahren und 560 Jahren liegt (Pauliuk 2018).

Bei seiner Berechnung geht Pauliuk (2018) von der Materialkohorte einer einzelnen Anwendung aus, welche sich im Basisjahr bereits in Verwendung befindet. Diese zwei Annahmen sind für die Gesamtbewertung eines Metalls nachteilig, da Metalle in der Regel verschiedene Anwendungen haben und Materialverluste vor der Nutzungsphase für viele Metalle nicht vernachlässigt werden dürfen. Die Annahme einer einzelnen Anwendung kann korrigiert werden, wenn stattdessen von einem Anwendungsmix ausgegangen wird, welcher repräsentativ für das entsprechende Metall ist. Für die Korrektur des zweiten Aspektes darf nicht vom Metall in der Anwendung ausgegangen werden, sondern es muss bereits beim Bergbau mit der Betrachtung der Materialverluste begonnen werden. Gegebenenfalls muss dafür von der

Nachfrage nach Produkten auf den für sie notwendigen Bergbau zurückgerechnet werden. Gerade bei Metallen mit hohen Verlustraten in den Phasen PEM.0 und F&M.0 können diese frühen Verluste nicht vernachlässigt werden. Sie führen dazu, dass es Materialanteile gibt, die zwar per Bergbau gefördert werden, jedoch nie ein Produkt mit signifikanter Lebensdauer erreichen, da die Dissipation schon vor der ersten Nutzungsphase eintritt. Diese Materialanteile können in der Berechnung also mit 0 Jahren berücksichtigt werden und verringern die durchschnittliche Verweildauer des Metalls in der Anthroposphäre.

Im Abschnitt 2.3 wurde bereits der *Circularity Index*<sup>50</sup> von Pauliuk et al. (2017b) erklärt. Die durchschnittliche Verweildauer in der Anthroposphäre  $\tau_A$  berechnet sich ähnlich, es werden lediglich drei Anpassungen durchgeführt. Erstens wird der Betrachtungszeitraum hinreichend groß gewählt, so dass der sich noch in Nutzung befindliche Bestand  $S_{\text{USE},0}(t)$  gegenüber den kumulierten Verlusten<sup>51</sup>  $L(t)$  vernachlässigbar klein wird<sup>52</sup>. Zweitens entfällt die Division durch den Betrachtungszeitraum, so dass das Ergebnis kein dimensionsloser Index wird, sondern die Zeitdimension erhalten bleibt. Drittens werden gegenüber Pauliuk (2018), der ebenfalls eine Verweildauer berechnet, noch die Materialverluste  $L(t_0)$  zur Primärproduktion  $S_{\text{PEM},0}(t)$  der Materialkohorte berücksichtigt<sup>53</sup>:

$$\tau_A = \int_{t_b}^{\infty} \frac{S_{\text{USE},0}(t)}{S_{\text{USE},0}(t_0) + L(t_0)} dt \quad (5.7)$$

Durch die Erweiterung um die Primärproduktion werden in Analogie zu Pauliuk et al. (2017b) insgesamt folgende Transformationsprozesse berücksichtigt<sup>54</sup>:

- $\Delta, \delta$  Effizienz der Primärproduktion aus Mining, Refining und Smelting (sofern jeweils für das Metall relevant),
- $\Omega, \omega$  In-Use Dissipation Rate,
- $\Gamma, \gamma$  Sammelrate für Altschrott, wobei die Verlustrate im Sammelprozess  $1 - \Gamma$  entspricht,
- $\Theta, \theta$  Effizienz des Recyclingprozesses, wobei die Verlustrate im Recyclingprozess  $1 - \Theta$  entspricht,
- $\Lambda, \lambda$  Effizienz des Fabrikationsprozesses und
- $\Xi, \xi$  Sammelrate für Neuschrott, wobei die Verlustrate im Fabrikationsprozess  $(1 - \Xi)(1 - \Lambda)$  entspricht.

<sup>50</sup>Nicht zu verwechseln mit dem *Cycling Index* von Bailey et al. (2008), welcher weder Lagerbestandsänderungen noch Lebenszeitverteilungskurven berücksichtigt. In diesem werden Input-Output-Methoden auf die Transfermatrix eines Systems angewandt und für jeden einzelnen Prozessschritt die *Return Cycling Efficiency* berechnet. Daraus ergibt sich, welcher Anteil der gesamten Materialflüsse durch Recycling-Prozesse verursacht wird, was dann den *Cycling Index* darstellt.

<sup>51</sup> $L(t) = \sum_i L_i$  und  $L_i(t) = \int_{t_0}^t \ell_i(t)$ , siehe Abbildung 5.2.

<sup>52</sup>Die Summe aus Nutzlager und kumulierten dissipativen Verlusten ist bei der Betrachtung einer Produktionskohorte zeitlich konstant:  $S_{\text{USE},0}(t) + L(t) = S_{\text{USE},0}(t_0) + L(t_0)$ .

<sup>53</sup>Die Konvergenz des Integrals kann aufgrund endlicher Produktlebensdauern und der Konvergenz geometrischer Reihen angenommen werden. Als geometrische Reihe wird die unendliche Summe  $\sum_{k=0}^{\infty} q^k = 1 + q + q^2 + \dots$  bezeichnet. Die Reihe konvergiert gegen den Wert  $\frac{1}{1-q}$ , wenn gilt:  $|q| \leq 1$ .

<sup>54</sup>Transformationsprozesse werden mit griechischen Buchstaben abgekürzt, wobei Großbuchstaben Matrizen beschreiben, Kleinbuchstaben Skalare.

Höhere Werte für die Primärproduktionseffizienz  $\Delta$  verlängern die Verweildauer in der Anthroposphäre, da ein größerer Teil des Metalls dem Fertigungsprozess und damit der Nutzungsphase zugeführt wird. Eine höhere In-Use Dissipation Rate  $\Omega$  verkürzt die Verweildauer, da das Metall nicht als Schrott am Ende des Lebenszyklus anfällt. Höhere Werte für die Altschrottsammelrate  $\Gamma$  und die Neuschrottsammelrate  $\Xi$  verlängern jeweils die Verweildauer, da das Metall in beiden Fällen dem Recyclingprozess zugeführt wird. Höhere Werte für die Recyclingeffizienz  $\Theta$  verlängern die Verweildauer, da das Metall erneut dem Fabrikationsprozess von Produkten zugeführt wird. Höhere Werte für die Fabrikationseffizienz  $\Lambda$  verlängern die Verweildauer, da das Metall wieder der Nutzungsphase zugeführt wird und dort über eine weitere Produktlebensdauer hinweg verbleibt, bevor es erneut als Schrott anfällt. Distributionsprozesse können modelliert werden, sind jedoch in einem globalen Modell unerheblich, da weder in Distributionsprozessen direkte Materialverluste anfallen, noch ein Import und Export stattfinden kann.

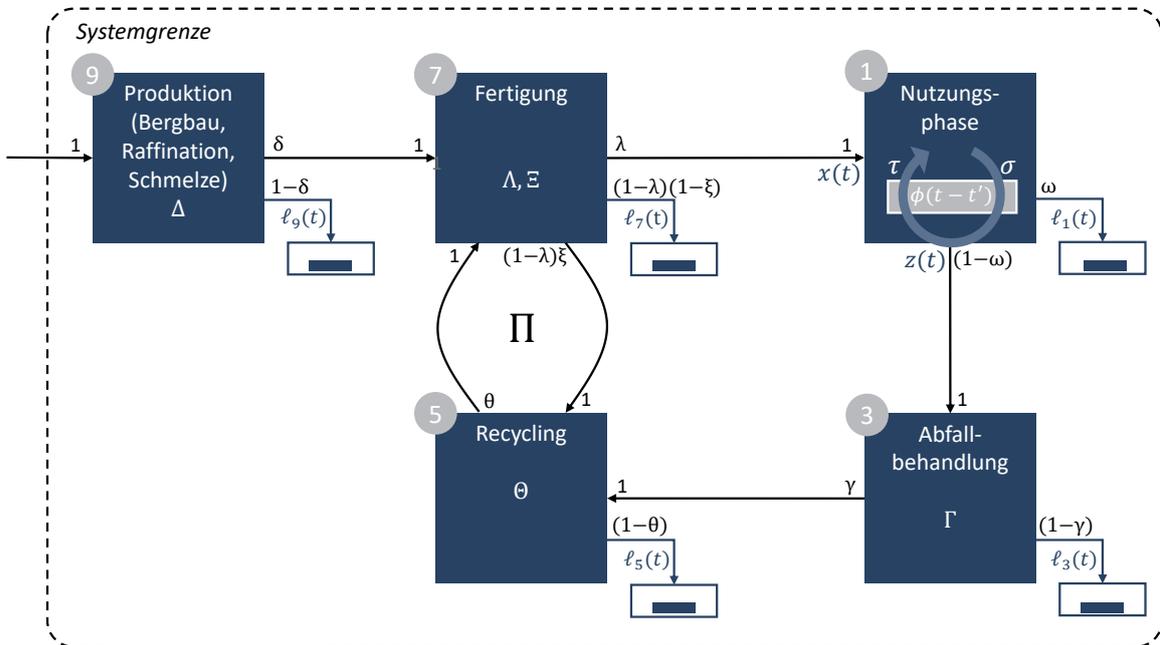


Abbildung 5.2: Schema der dynamisierten Materialflussanalysen auf Basis des MaTrace-Modells (Nakamura et al. 2014) mit vorgelagerter Primärproduktion in der Darstellung der Blockflussdiagramme. Transformationsprozesse haben ungerade Prozessnummern und griechische Großbuchstaben als Transfermatrizen, Distributionsprozesse sind nicht dargestellt. Die Transferkoeffizienten sind zusätzlich als griechische Kleinbuchstaben angegeben. Die Rückkopplungsschleife der Fertigung und des Recyclings ist mit  $\Pi$  angegeben. Dissipative Verluste sind mit  $\ell_1$  bis  $\ell_9$  bezeichnet und treten bei jedem Transformationsprozess auf.

Abbildung 5.2 zeigt die Zusammenhänge der Transformations- und Distributionsprozesse im erweiterten, globalen MaTrace-Modell ohne Distributionsprozesse. Bei dieser Anpassung als Dynamisierung statischer Materialflussanalysen über alle Prozesse müssen Rückkopplungsschleifen berücksichtigt werden. So werden die gesammelten Fertigungsverluste dem

Recyclingprozess zugeführt, was für den recycelten Anteil eine erneute Fertigung ermöglicht. Die abermalige Zuteilung von Materialverlusten ohne das Durchlaufen einer Lebensphase führt zu einer Erhöhung des gesamten Materialflusses innerhalb dieses innerperiodischen Zirkelschlusses. Diese Rückkopplungsschleifen lassen sich als geometrische Reihe von Matrizen formulieren. Die Konvergenz einer solchen geometrischen Reihe ist schon bei geringen Materialverlusten sichergestellt, welche es aus thermodynamischen Gründen stets geben muss. Dies wird in Anlehnung an Nakamura et al. (2014) durch den Grenzwert  $\Pi$  der folgenden geometrischen Reihe dargestellt<sup>55</sup>:

$$\mathbb{1} + \Theta\Xi(\mathbb{1} - \Lambda) + \dots + (\Theta\Xi(\mathbb{1} - \Lambda))^n = \frac{\mathbb{1} - (\Theta\Xi(\mathbb{1} - \Lambda))^{n+1}}{\mathbb{1} - \Theta\Xi(\mathbb{1} - \Lambda)} \quad (5.8)$$

$$\xrightarrow{n \rightarrow \infty} (\mathbb{1} - \Theta\Xi(\mathbb{1} - \Lambda))^{-1} =: \Pi$$

Diese Überhöhung des Materialflusses um den Faktor  $\Pi$  gilt aber nicht nur für die Sekundärproduktion aus Altschrott (*Old Scrap*) und die Wiedereingliederung von Produktionsverlusten in den Recyclingprozess, sondern auch für die Primärproduktion. Fertigungsverluste (*New Scrap*) geraten bereits vor der Nutzungsphase in den Recycling-Kreislauf und können bei erfolgreichem Recycling direkt wieder dem Produktionsprozess zugeführt werden. Obwohl physikalisch nicht getrennt, lassen sich die Materialflüsse rechnerisch separieren und es kann festgestellt werden, dass genau die gleiche Schleife durchlaufen wird und damit der Überhöhungsfaktor  $\Pi$  exakt der gleiche ist.

In diesem Modell tritt Material also zunächst in den Primärproduktionsprozess ein und wird über die Fertigung zu einer Produktkohorte. Für die dynamischen Materialflussanalysen der 18 Metalle wird stets eine gesamte Produktkohorte betrachtet, aufgeteilt auf alle Anwendungsanteile. Die dafür notwendige Extraktionsmenge unterscheidet sich je nach Produktionseffizienz  $\Delta$ , Fertigungseffizienz  $\Lambda$  und Rückkopplungsfaktor  $\Pi$ . Die erwartete Verweildauer in der Anthroposphäre kann dann auch aus den dissipativen Verlusten  $\ell(t) = \sum_i \ell_i(t)$  mit  $i \in \{1, 3, 5, 7, 9\}$  berechnet werden, da die gesamte Extraktionsmenge innerhalb eines hinreichend großen Zeitraumes in dissipative Verluste übergeht. Die erwartete Verweildauer  $\tau_A$  ist gleichzusetzen mit dem Erwartungswert des Zeitpunktes der dissipativen Verluste einer Produktionskohorte:

$$\tau_A = \lim_{t \rightarrow \infty} \frac{1}{t - t_0} \int_{t_0}^t t \frac{\ell(t)}{S(t_0) + \ell(t_0)} dt \quad (5.9)$$

## 5.2 Berechnung der dissipativen Verluste der Metalle

Auf Basis der beiden Reviews zu Materialflussanalysen von Chen und Graedel (2012) und E. Müller et al. (2014) sowie aktuelleren Studien können insgesamt 29 Studien identifiziert

<sup>55</sup>Im Vergleich zu Nakamura et al. (2014) fehlen die Sekundärproduktionsmatrix  $B$  und Allokationsmatrix  $D$ .

werden, die mit 57 globalen Materialflussanalysen 35 Metalle und Halbmetalle abdecken. Neben den 18 für diese Arbeit ausgewählten Metallen schließt dies noch zehn Seltenerd-elemente und Platingruppenmetalle ein, wobei diese in Kapitel 3 ausgeschlossen wurden. Die meisten der Studien sind Teil der Projektreihe *Stocks and Flows* (STAF) der Industrial-Ecology-Arbeitsgruppe an der Yale University (Du und Graedel 2011; Graedel et al. 2004; Harper et al. 2012; Johnson et al. 2005, 2006; Kavlak und Graedel 2013a,b; Mao et al. 2008b; Meylan et al. 2015; Meylan und Reck 2017; Rauch und Pacyna 2009; Reck und Rotter 2012). Auch eine isländische Forschungsgruppe behandelt mit einem System Dynamics Modell einige Materialflusssysteme (Sverdrup et al. 2014a,b, 2015; Sverdrup und Ragnarsdottir 2016). Für Aluminium führt eine Industrievereinigung MFAs durch (IAI 2017a,b). Weitere Materialflussanalysen entstammen Einzelpublikationen (Bertram et al. 2017; Glöser et al. 2013; Izard und D. B. Müller 2010; Licht et al. 2015; Nassar 2017; Yoshimura et al. 2013). Sämtliche identifizierte Materialflussanalysen sind in Tabelle C.1 aufgelistet.

Die Studien unterscheiden sich oftmals hinsichtlich des Detailgrades und der Modellierungsweise. Innerhalb der STAF-Projektreihe werden im Laufe der Jahre die Analysen zunehmend genauer: In der *Produktionsphase* werden ab dem Publikationsjahr 2011, soweit für das jeweilige Metall zutreffend, *Mining*, *Smelting* und *Refining* unterschieden, in der *Fertigung* werden *Fabrication* und *Manufacturing* als einzelne Stufen berücksichtigt (Chen und Graedel 2012). Außerdem werden Recyclingströme entweder direkt als Materialflüsse angegeben oder über einen expliziten Schrottmarkt modelliert. Wie Myers et al. (2018) darlegen, ist die Darstellung auf solchen unterschiedlichen Aggregationsstufen nicht weiter problematisch, es müssen jedoch bei einer tabellarischen Umformulierung Doppelzählungen vermieden werden. Die einheitliche Notation von Subsystemen  $bc$ , Prozessen  $bc.e$  und Materialflüssen  $X$  vereinfacht die Interpretation der MFAs und ermöglicht damit eine transparente Berechnung der Dissipationsindikatoren. Zunächst werden alle verfügbaren Materialflussanalysen mit ihren Blockflussdiagrammen und Begleitdaten aufgenommen, einzeln ausgewertet und harmonisiert. Eine Neumodellierung der Diagramme und Transferkoeffizienten wird mit Hilfe der Software STAN<sup>56</sup> durchgeführt (Cencic und Rechberger 2008). Die Dynamisierung erfolgt mit Hilfe eines Python-Modells<sup>57</sup> zur dynamischen Materialflussanalyse, welches auf *MaTrace global* von Pauliuk et al. (2017b) basiert<sup>58</sup>.

Im Folgenden werden die 18 Metalle stets nach der gleichen Struktur bewertet. Zunächst werden die Hauptanwendungen des jeweiligen Metalls identifiziert, wobei auf Basis von Ciacci et al. (2015) 28 Sektoren mit vereinheitlichten Anwendungsbezeichnungen bestimmt werden. In jeder dieser Anwendungssektoren sowie sonstigen Anwendungen werden die Metalle hinsichtlich ihrer Dissipation bewertet und die Produktlebensdauer und deren Schwankungsbreite als Normalverteilungen mit Daten aus der Literatur eingeschätzt. Die Anwendungs-

<sup>56</sup>STAN Versionsnummer 2.6.801

<sup>57</sup>Python Versionsnummer 3.6.1 und Spyder Versionsnummer 3.1.4

<sup>58</sup>Der Quellcode zu *MaTrace global* von Pauliuk et al. (2017b) ist unter [https://github.com/stefanpauliuk/MaTrace\\_Global](https://github.com/stefanpauliuk/MaTrace_Global) veröffentlicht.

sektoren heißen in alphabetischer Reihenfolge *Batterien, Bausektor, Chemikalien, Elektronik, Galvanisierung, Gläser, Gummi, Hartmetall, Haushaltsgeräte, Infrastruktur, Katalysatoren, Kondensatoren, Legierungen, Luftfahrt, Magnete, Mahlwerke, Maschinenbau, Münzen, Photographie, Rohrleitungen, Schmuck & Investment, Schneidwerkzeuge, Solarzellen, Sputtertarget, Telekommunikation, Transportsektor, Verpackungen* und *Walzprodukte*. Danach werden jeweils die ausgewertete Materialflussanalyse des Metalls und deren Bestandteile beschrieben. Es wird ein harmonisiertes Blockflussdiagramm abgebildet, wobei zu beachten ist, dass die Bezugsjahre der Materialflussanalysen variieren (siehe Tabelle C.1) und die Einheiten der jährlichen Materialflüsse denen der Originalquelle entsprechen. Wenn die Massensummen nicht ganz aufgehen, sind dies Rundungsfehler oder entsprechen bereits den Angaben der jeweiligen Datenquelle. Es folgen die Hauptquellen dissipativer Verluste im Materialsystem und das dynamische Verhalten des anthropogenen Bestandes einer Metallkohorte. Abschließend werden die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER), die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) und die erwartete Verweildauer in der Anthroposphäre ( $\tau_A$ ) des jeweiligen Metalls angegeben.

### 5.2.1 Aluminium

Die Hauptanwendungen von Aluminium sind der Transportsektor, der Bausektor, Verpackungen und Stromleitungen (Liu et al. 2012). Aluminium eignet sich gut für Leichtbau, lässt sich leicht formen und ist ein sehr guter elektrischer Leiter. Dissipative Anwendungen von Aluminium gibt es laut Ciacci et al. (2015) nicht. Bis auf die Nutzung als Reduktionsmittel werden alle Anwendungen als recycelbar eingeschätzt. Die meisten Anwendungen von Aluminium haben lange Lebensdauern von mehreren Jahrzehnten. Eine nicht zu unterschätzende kurzlebige Anwendung von Aluminium sind jedoch Verpackungen, zum Beispiel Getränkedosen. Tabelle 5.1 zeigt die Anwendungen von Aluminium, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Tabelle 5.1: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Aluminium. Daten von Ciacci et al. (2015), Graedel et al. (2015a) und Liu et al. (2012).

Anwendung	Anteil (%)	Dissipation	Lebensdauer (a)
Bausektor	24	Recycelbar	$50 \pm 15$
Haushaltsgeräte	7	Recycelbar	$12 \pm 3,6$
Infrastruktur	12	Recycelbar	$40 \pm 12$
Maschinenbau	8	Recycelbar	$40 \pm 12$
Transportsektor	28	Recycelbar	$20 \pm 6$
Verpackungen	15	Recycelbar	$1 \pm 0,3$
Reduktionsmittel	3	Nicht recycelbar	$1 \pm 0,3$
Sonstige	3	k.A.	$20 \pm 6$

Das *International Aluminum Institute* (IAI) erfasst die Materialflüsse basierend auf der Methodik von Bertram et al. (2009) und publiziert diese regelmäßig im *Global Aluminum Flow Model* (IAI 2017b). Dieses Modell ist mittlerweile auch als interaktive Webseite verfügbar (IAI 2017a) und folgt dabei der Methodik von Bertram et al. (2017). Die Materialflussanalyse von Bertram et al. (2017) für das Jahr 2014 ist aufgrund der Transparenz und Datenqualität am besten für die Auswertung der dissipativen Verluste in dieser Arbeit geeignet. Dabei werden die Prozesse *Mining and Refining* (PEM.13), *Aluminium Production* (PEM.2), *Fabrication* (F&M.1), *Manufacturing* (F&M.2), *Nutzungsphase* (USE.0) und *Scrap Recovery and Trading* (WMR.0) unterschieden. Abbildung 5.3 zeigt das Blockflussdiagramm für Aluminium.

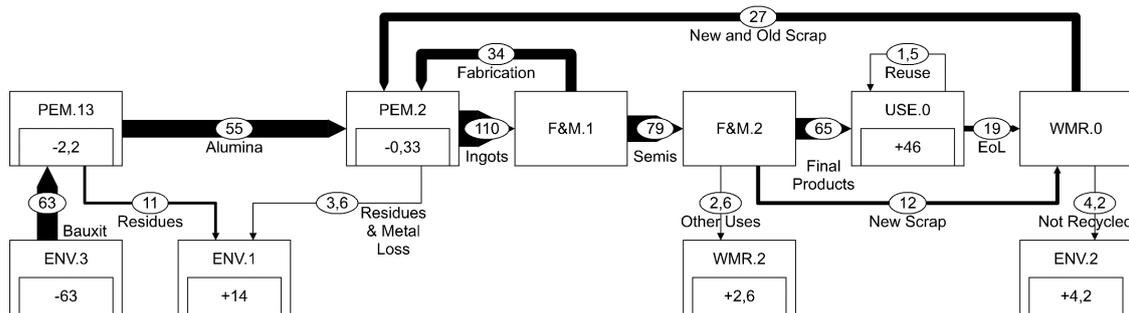


Abbildung 5.3: Globale Materialflussanalyse für Aluminium für das Jahr 2014 in Mt nach Bertram et al. (2017).

Aluminium ist in der Auswahl der 18 Metalle das einzige Metall, bei dem die Raffination vor dem Schmelzprozess durchgeführt wird. Zunächst wird Aluminium aus dem Mineral Bauxit gewonnen und daraus Aluminiumoxid  $\text{Al}_2\text{O}_3$  hergestellt. Aus Aluminiumoxid werden Aluminiumbarren produziert, wobei gegebenenfalls Legierungen hinzugegeben werden. Die Produktionseffizienz  $\delta$  beträgt durch die Verluste der Prozesse PEM.13 und PEM.2 88 %. Aus den Barren werden Halbzeuge gefertigt, wobei große Mengen an Fabrikationsabfällen gesammelt und im Schmelzprozess aufbereitet werden. Die Fertigungseffizienz  $\lambda$  beträgt lediglich 59 %. Bertram et al. (2017) geben an, dass aufgrund des hohen Materialwertes der Abfälle aus Fabrication und Manufacturing der gesamte Schrott in diesen Phasen gesammelt werde. Es gibt bei der Endproduktfertigung jedoch auch Materialeinträge in Fremdmaterialien, die nicht gesammelt werden können. Für die Berechnung der Neuschrottsammelrate müssen diese Materialverluste mitberücksichtigt werden,  $\xi$  liegt deswegen bei 95 %. Durch diese hohe Sammelrate wirkt das Aluminium-Recycling besonders effizient, allerdings handelt es sich eben überwiegend um New Scrap Recycling (Liu et al. 2012). Während der Endproduktfertigung treten Abfälle auf, welche der Schrottsammlung zugeführt werden. Die Endprodukte durchlaufen die Nutzungsphase und werden am End-of-Life der Schrottsammlung zugeführt, geringe Anteile können auch direkt wiederverwendet werden. Für die End-of-Life-Sammelrate geben Bertram et al. (2017) je nach Region zwischen 69 % und 89 %

an und zusätzlich eine Verarbeitungseffizienz für Altschrott vor dem Schmelzprozess von 95 % bis 98 %. Die Schmelzprozesseffizienz wird von Bertram et al. (2017) mit 95 % bis 98 % angegeben, für  $\theta$  wird ein Wert von 97 % angenommen. Aus den Materialflüssen lässt sich eine Schrottsammelrate einschließlich der Verarbeitungseffizienz von 83 % für den Wert von  $\gamma$  berechnen. Recycelter Schrott wird wieder zur Produktion von Aluminiumbarren verwendet. Abbildung 5.4 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Aluminiumkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Wichtigste Verlustquelle bis zum Jahr 2200 sind Sammlungsverluste.

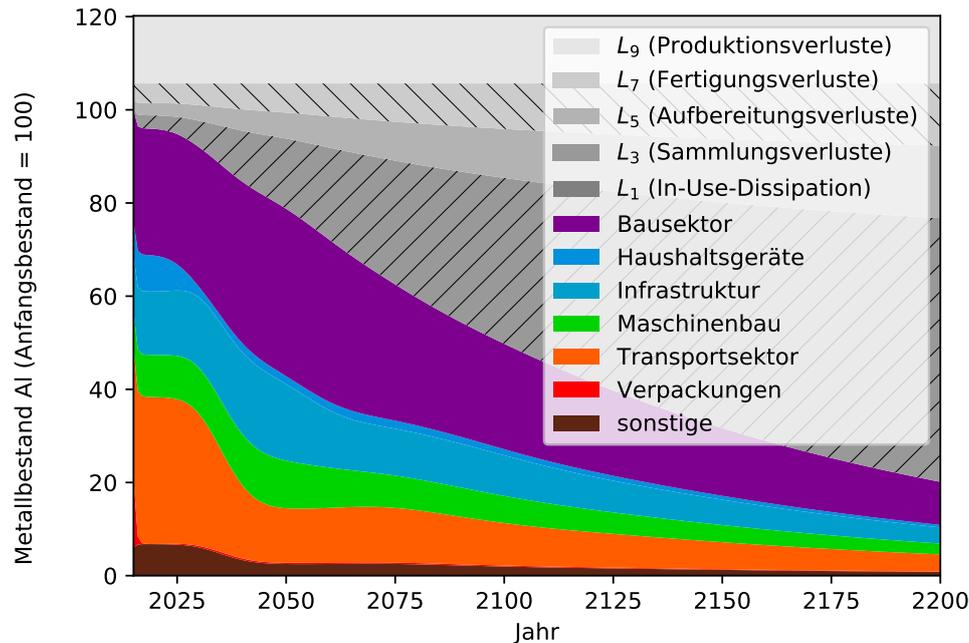


Abbildung 5.4: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Aluminium in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. In-Use-Dissipation ist vernachlässigbar klein.

Die dissipativen Verluste werden bei Bertram et al. (2017) in insgesamt drei Kategorien eingeteilt. Abraumhalden und Rotschlämme aus dem Prozess *Produktion* (PEM.0), die immer noch Aluminium enthalten, werden dem Empfangsmedium *Tailings & Slag* (ENV.1) zugeführt. Diese Verluste machen etwa zwei Drittel der Dissipation von Aluminium aus. Während des Prozesses *Waste Management & Recycling* (WMR.0) kann ein Teil des Aluminiums nicht zurückgewonnen werden und tritt in das Empfangsmedium *Deponien* (ENV.2) über. Dies macht etwa 20 % der dissipativen Verluste aus. Als dritter dissipativer Materialfluss werden andere Anwendungen für Aluminium genannt, die dem Empfangsmedium *Fremdmaterialien* (WMR.2) zugeordnet werden.

Der Dissipationsmenge von Aluminium im Jahr 2014 von 21,4 Mt stehen die Extraktionsmenge von 63 Mt und Inputs der Nutzungsphase von 66,5 Mt gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt damit für Aluminium bei 34 %, die Dissipation-to-Consump-

tion Ratio (DCR) bei 33%. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 98 Jahre.

### 5.2.2 Chrom

Chrom wird hauptsächlich im Bausektor, Maschinenbau und Transportsektor verwendet, zumeist als Stahlzuschlag zum Korrosionsschutz (Johnson et al. 2006). Das Metall ist recycelbar bis auf die Anwendungen als Flammenschutz sowie in chromhaltigen Chemikalien wie Holzschutzmittel oder Straßenmarkierungen, bei denen schon während der Nutzungsphase geringe Mengen an Chrom dissipieren (Ciacci et al. 2015). Durch der Umwelt ausgesetzten rostfreien Chromstahl dissipieren jährlich etwa 200 kg, was im Verhältnis zu dem Chrom-Konsum von über 3 Mt vernachlässigbar wenig ist (Johnson et al. 2006). Die Hauptanwendungen von Chrom sind langlebig. Tabelle 5.2 zeigt die Anwendungen von Chrom, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Tabelle 5.2: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Aluminium. Daten von Ciacci et al. (2015), Harper et al. (2012) und Liu et al. (2012).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Bausektor	25	Recyclbar	$50 \pm 15$
Chemikalien	5	Dissipativ <sup>a</sup> oder Nicht recycelbar	$1 \pm 0,3$
Haushaltsgeräte	5	Recyclbar	$12 \pm 3,6$
Maschinenbau	25	Recyclbar	$40 \pm 12$
Transportsektor	15	Recyclbar	$20 \pm 6$
Sonstige	25	Recyclbar <sup>b</sup> oder nicht recycelbar <sup>c</sup>	$20 \pm 6$

<sup>a</sup> Als Holzschutzmittel CCA und als gelbe Straßenmarkierung

<sup>b</sup> Als metallurgisches Produkt

<sup>c</sup> Als Flammenschutz und Gießereiprodukt

Als einzig verfügbare globale Materialflussanalyse wird Chrom von Johnson et al. (2006) im STAF-Projekt betrachtet, wobei die Phasen *Produktion* (PEM.0), *Fertigung* (F&M.0), *Nutzungsphase* (USE.0) und *Abfallmanagement* (WMR.0) unterschieden werden. Die Materialflüsse werden für etwa das Jahr 2000 auf Basis nationaler Materialflüsse abgeschätzt. Abbildung 5.5 zeigt das Blockflussdiagramm für Chrom.

Chrom wird zunächst als Chromit-Erz gefördert und in der Produktionsphase zu Ferrochrom, Chemikalien und Flammenschutzmaterialien verarbeitet. Die Produktionseffizienz  $\delta$  beträgt 75%. Zwar geben Johnson et al. (2006) eine *Utilization Efficiency* von 64% an, diese ist jedoch anders definiert, der Wert für  $\lambda$  wird daher hier neu berechnet und auf 73% gesetzt. Die Neuschrottsammelrate  $\xi$  liegt lediglich bei 44%, da mehr als die Hälfte der Industrieabfälle als *Downgraded Scrap* anfallen. Die Accumulation Rate von Chrom ist mit 76% die höchste unter allen betrachteten Metallen. Da keine nennenswerte In-Use-Dissipation anfällt, kann für  $\omega$  der Wert 0% angenommen werden. Es wird bei Johnson et al. (2006) nicht zwischen der Recyclingeffizienz für Industrieabfälle und End-of-Life Schrott unterschieden,

## 5.2 Berechnung der dissipativen Verluste der Metalle

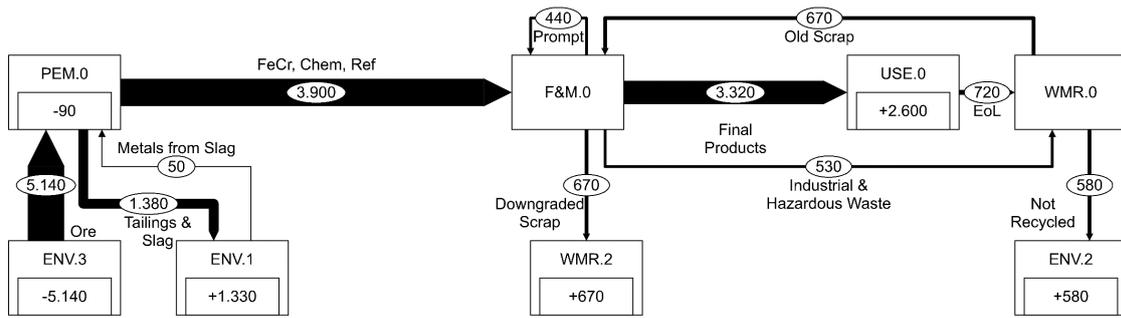


Abbildung 5.5: Globale Materialflussanalyse für Chrom um das Jahr 2000 in kt nach Johnson et al. (2006).

daher wird für die Sammelrate  $\gamma$  ein Wert von 100 % verwendet und für die Aufbereitungseffizienz  $\theta$  54 %. Abbildung 5.6 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Chromkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Wichtigste Verlustquelle sind bis zum Jahr 2200 sind Aufbereitungsverluste.

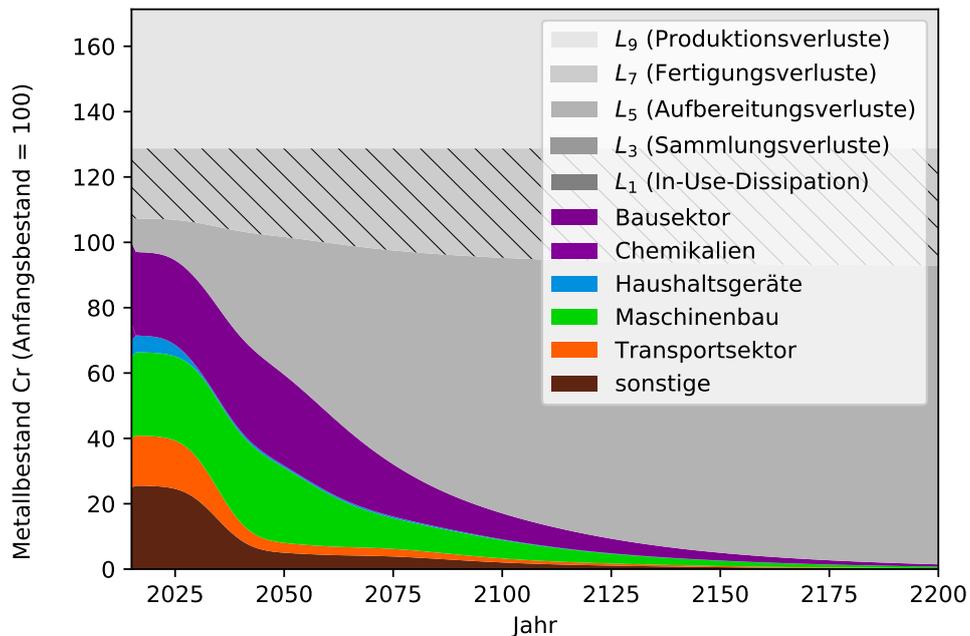


Abbildung 5.6: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Chrom in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. In-Use-Dissipation und Sammlungsverluste sind vernachlässigbar klein.

Johnson et al. (2006) geben für alle dissipativen Verluste unpräzise das Empfangsmedium *Umwelt* an. Dissipative Verluste treten während der Produktionsphase (PEM.0) in Form von Abraumhalden und Ferrochrom-Schlacken auf. Diese können dem Empfangsmedium *Tailings & Slags* (ENV.1) zugeordnet werden und machen etwas mehr als die Hälfte aller Chromverluste aus. Die geringwertigen Schrotte des Fertigungsprozesses stellen einen Materialeintrag

in *Fremdmaterialien* (WMR.2) dar und entsprechen etwa einem Viertel aller dissipativen Verluste von Chrom. Zusätzlich treten Aufbereitungsverluste in der Phase *Waste Management & Recycling* (WMR.0) auf, was knapp einem Viertel der Chromverluste entspricht und einen Eintrag in das Empfangsmedium *Deponien* (ENV.2) verursacht. Chrom ist außerdem unbeabsichtigt als Verunreinigung in fossilen Energieträgern enthalten und kann über deren Verbrennung in die Umwelt gelangen (Johnson et al. 2006).

Einer Dissipationsmenge von 2,63 Mt Chrom stehen im Jahr 2000 eine Extraktionsmenge von 5,14 Mt und eine Nutzung von 3,32 Mt gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt für Chrom bei 51 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 79 %. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 31 Jahre.

### 5.2.3 Eisen

Hauptanwendungen für Eisen sind der Bausektor, Maschinenbau und der Transportsektor. Die Dissipation während der Nutzungsphase beschränkt sich auf ungewollte Effekte der Korrosion und des Abriebs von Bremsen oder Reifen und liegt unter einem Prozent (Ciacci et al. 2015). Da alle Anwendungen von Eisen langlebige Produkte umfassen und Produktions- wie Aufbereitungsverluste gering sind, ist die Verweildauer von Eisen in der Anthroposphäre die längste aller betrachteten Metalle. Tabelle 5.3 zeigt die Anwendungen von Eisen, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Tabelle 5.3: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Eisen. Daten von Ciacci et al. (2015) und Liu et al. (2012).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Bausektor	48	Dissipativ <sup>a</sup> oder recycelbar	50 ± 15
Maschinenbau	31	Recycelbar	40 ± 12
Transportsektor	13	Dissipativ <sup>b</sup> oder recycelbar	20 ± 6
Sonstige	8	Recycelbar	20 ± 6

<sup>a</sup> Korrosion

<sup>b</sup> Abrieb

Als einzige verfügbare Materialflussanalyse wird Eisen von Wang et al. (2007) im STAF-Projekt betrachtet, wobei die Phasen *Produktion* (PEM.0), *Fertigung* (F&M.0), *Nutzungsphase* (USE.0) und *Abfallmanagement* (WMR.0) unterschieden werden. Die globalen Materialflüsse werden dabei etwa für das Jahr 2000 aufgrund nationaler Materialflüsse abgeschätzt. Abbildung 5.7 zeigt das Blockflussdiagramm für Eisen (Wang et al. 2007).

Eisen wird als Eisenerz im Bergbau gewonnen. Ein Teil der Materialverluste während der Produktionsphase kann intern wiederverwertet werden. Der Produktionsprozess hat eine Effizienz  $\delta$  von 87 %. 89 % der Fertigung kommt in Nutzung, der Rest wird vollständig der Abfallbehandlung zugeführt ( $\xi = 1$ ). Ein Großteil der Abfälle aus der Fertigung sowie der Altschrotte wird recycelt, wobei der Parameter  $\theta$  bei Pauliuk et al. (2017b) mit 94 % angege-

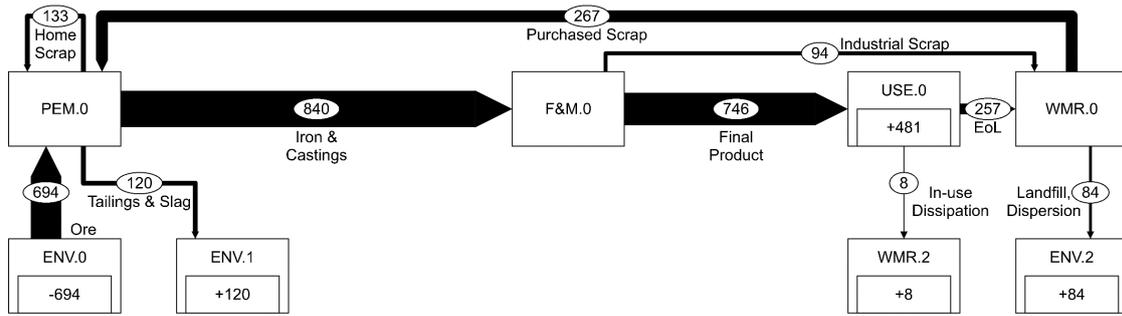


Abbildung 5.7: Globale Materialflussanalyse für Eisen um das Jahr 2000 in Mt (Wang et al. 2007).

ben wird. Damit ergibt sich im Mittel über alle Anwendungen eine Schrottsammelrate  $\gamma$  von 74%. Etwa 1% des genutzten Eisens geht in Übereinstimmung mit den Daten von Ciacci et al. (2015) als In-Use Dissipation  $\omega$  verloren. Abbildung 5.8 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Eisenkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Trotz der sehr langen Verweildauer von Eisen sind Verluste aus der Schrottsammlung bis zum Jahr 2200 die wichtigste Verlustquelle.

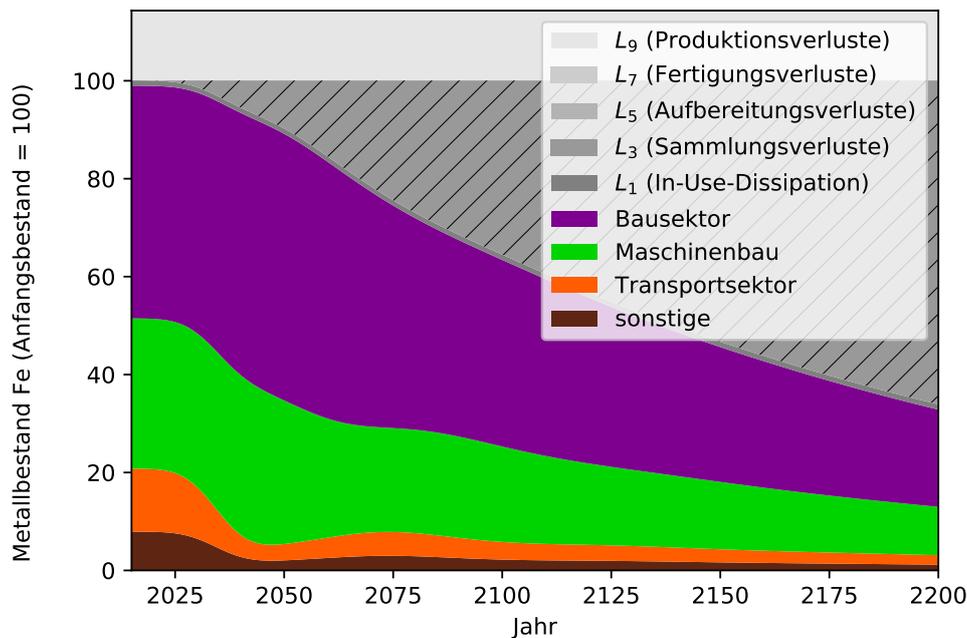


Abbildung 5.8: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Eisen in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. Fertigungsverluste und Aufbereitungsverluste sind vernachlässigbar klein.

Wang et al. (2007) bezeichnen die Materialverluste unpräzise als *Repositories*. Die Verluste während der Produktionsphase werden dem System *Tailings & Slag* (ENV.1) zugeordnet, sie machen über die Hälfte der Eisenverluste aus. Dissipative Verluste während der Nutzungsphase werden von Wang et al. (2007) auf jährlich etwa 8 Mt geschätzt, was vier Prozent aller

Verluste entspricht. Die In-Use-Dissipation wird dem Empfangsmedium *Umwelt* (ENV.0) zugeordnet. Verluste treten außerdem während der Abfallbehandlungsstufe auf, wobei diese werden dem Empfangsmedium *Deponien* (ENV.2) zugeordnet werden und etwa 40 % der Dissipation umfassen.

Einer Dissipationsmenge an Eisen von 120 Mt stehen im Jahr 2000 eine Extraktionsmenge von 694 Mt und eine Nutzung von 746 Mt gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt für Eisen bei 31 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 28 %. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 147 Jahre.

### 5.2.4 Cobalt

Die Hauptanwendungen von Cobalt sind Batterien, Superlegierungen und Hartmetalle. In-Use-Dissipation beschränkt sich auf die Feinverteilung bei der Anwendung von Hartmetallen, sogenannten Zementkarbiden, und sie liegt unter einem Prozent der gesamten Nutzung (Ciacci et al. 2015). Die Lebensdauern cobalthaltiger Produkte betragen oftmals nur wenige Jahre. Die Anwendungen als Pigmente könnten laut Harper et al. (2012) statt mit kurzen Lebensdauern von weniger als einem Jahr durchaus auch als In-Use-Dissipation modelliert werden, was von Glöser-Chahoud (2017) auch so umgesetzt wird. Tabelle 5.4 zeigt die Anwendungen von Cobalt, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Tabelle 5.4: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Cobalt. Daten von Ciacci et al. (2015), Graedel et al. (2015a), Harper et al. (2012), Liu et al. (2012) und Nassar (2017).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Batterien	30	Recyclbar	$5,3 \pm 2$
Chemikalien	9	Nicht recyclbar	$1 \pm 0,3$
Hartmetall	13	Dissipativ <sup>a</sup> oder recyclbar	$1 \pm 0,3$
Katalysatoren	9	Nicht recyclbar oder recyclbar	$2 \pm 0,6$
Legierungen	26	Recyclbar	$11 \pm 3,5$
Magnete	7	Recyclbar	$5 \pm 1$
Sonstige	6	k.A.	$20 \pm 0,3$

<sup>a</sup> Durch Zerkleinerung

Die Cobalt-Materialflüsse werden von Harper et al. (2012) im STAF-Projekt betrachtet, wobei die sechs Phasen *Mining* (PEM.1), *Refining* (PEM.3), *Fertigung* (F&M.0), *Nutzungsphase* (USE.0), *Abfallmanagement* (WMR.0) und *Schrottmarkt* (WMR.1) unterschieden werden. Die globalen Materialflüsse werden für das Jahr 2005 aufgrund nationaler Materialflüsse abgeschätzt. Für Cobalt ist dies die einzige verfügbare Materialflussanalyse, das Metall wurde allerdings von Myers et al. (2018) als Beispiel für die Überführung der Blockflussdiagramme von Materialflussanalysen in UMIS-Diagramme angeführt, siehe Abschnitt 5.1. Abbildung 5.9 zeigt das Blockflussdiagramm für Cobalt (Harper et al. 2012).

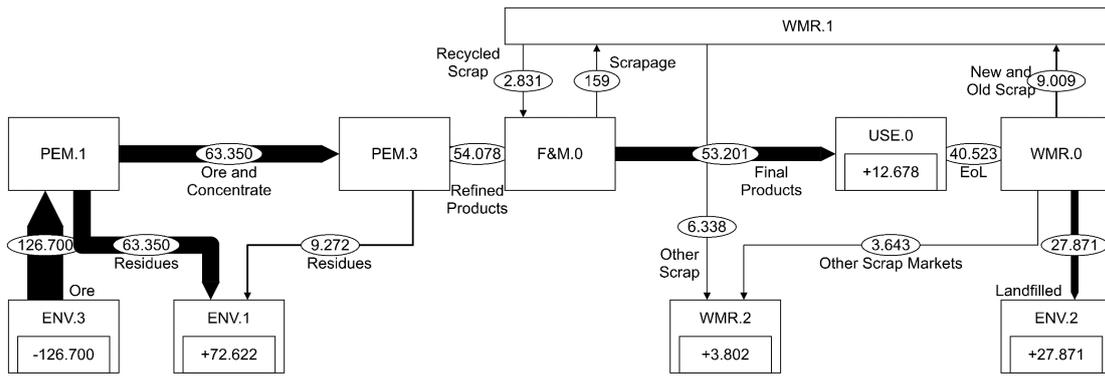


Abbildung 5.9: Globale Materialflussanalyse für Cobalt für das Jahr 2005 in t (Harper et al. 2012).

Cobalt wird im Bergbau größtenteils als Koppelprodukt von Nickel und Kupfer gewonnen und durchläuft anschließend den Refining-Prozess. Die Primärproduktionseffizienz  $\delta$  beträgt lediglich 44 %. Nur 5 % der Fabrikationsverluste werden eingesammelt ( $\xi$ ), allerdings ist die Fertigungseffizienz  $\lambda$  mit 94 % vergleichsweise hoch. Der Schrottmarkt von Cobalt zeichnet sich gegenüber anderen Metallen durch eine hohe Verlustrate in Fremdmaterialien aus, der Wert für  $\theta$  liegt nur bei 31 %. Die In-Use Dissipationsrate  $\omega$  wird auf 0 % bestimmt. Der Parameter  $\gamma$  für die Schrottsammelrate beträgt lediglich 22 %. Abbildung 5.10 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Cobaltkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Aufgrund der hohen Verluste während der Primärproduktion sind diese über den gesamten Zeitverlauf immer die wichtigste Verlustquelle.

Die dissipativen Verluste werden bei Harper et al. (2012) in den Phasen Mining, Refining und Fertigung als *Residues* bezeichnet. Schon beim Bergbau geht die Hälfte des geförderten Cobalts verloren, diese werden dem Empfangsmedium *Tailings & Slags* (ENV.1) zugeordnet und machen über 60 % der dissipativen Verluste aus. Fertigungsverluste werden als Einträge in das Empfangsmedium *Umwelt* (ENV.0) bilanziert, umfassen jedoch nur etwa 3 % der Dissipation. Hohe Verlustraten weist auch die Abfallbehandlung auf, bei der über zwei Drittel des Cobalts im Abfall deponiert wird (ENV.2), was insgesamt ein Drittel aller dissipativen Verluste umfasst. Weitere 10 % der Abfallbehandlung gelangt direkt in Fremdmaterialien (WMR.2). Von den Schrottmärkten gehen durch ineffiziente Prozesse erneut zwei Drittel des Cobalts in *Fremdmaterialien* verloren. Insgesamt treten 40 % der dissipativen Verluste von Cobalt während des Prozesses *Waste Management & Recycling* (WMR.0) auf.

Der gesamten Dissipation von 114 kt stehen im Jahr 2005 eine Extraktionsmenge von 127 kt und eine Nutzung von 53 kt gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt damit für Cobalt bei 90 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 214 %. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 3 Jahre.

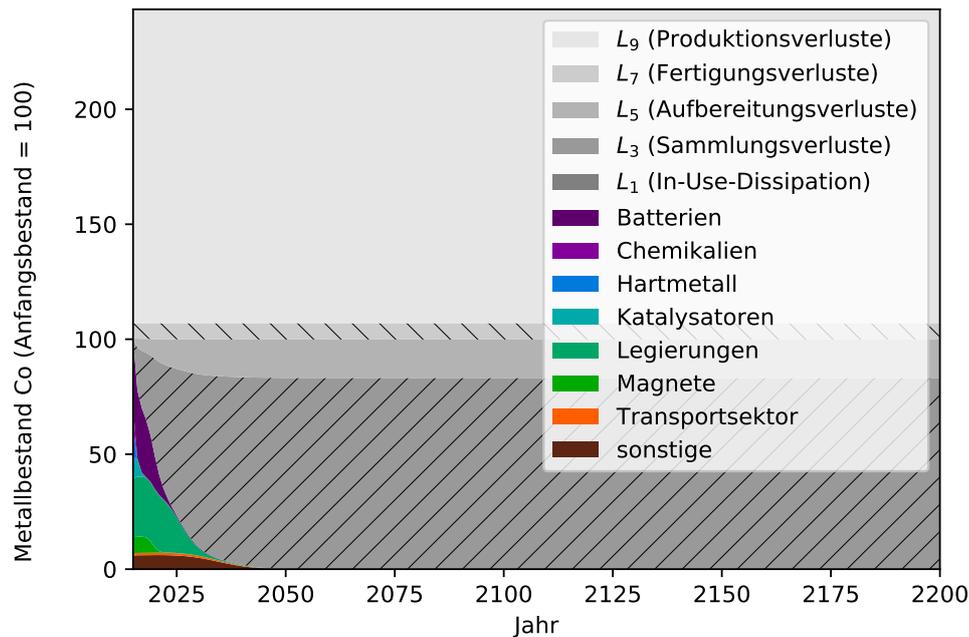


Abbildung 5.10: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Cobalt in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. In-Use Dissipation ist vernachlässigbar klein.

### 5.2.5 Nickel

Hauptanwendungen von Nickel sind Maschinenbau, Haushaltsgeräte, der Bausektor und der Transportsektor. Die Anwendungen sind recycelbar, lediglich Korrosion, der Abrieb von Reifen und die Nutzung von Nickel in Chemikalien kann zu dissipativen Verlusten während der Nutzungsphase führen (Ciacci et al. 2015). Nickel wird größtenteils in langlebigen Anwendungen verwendet. Tabelle 5.5 zeigt die Anwendungen von Nickel, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Tabelle 5.5: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Nickel. Daten von Ciacci et al. (2015), Graedel et al. (2015a), Harper et al. (2012) und Liu et al. (2012).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Bausektor	17	Recyclbar	50 ± 15
Chemikalien	1	Dissipativ <i>oder</i> nicht recycelbar	1 ± 0,3
Elektronik	5	Recyclbar	13,4 ± 4
Haushaltsgeräte	28	Recyclbar	12 ± 3,6
Luftfahrt	4	Recyclbar	40 ± 12
Maschinenbau	30	Recyclbar	40 ± 12
Transportsektor	15	Recyclbar	20 ± 6

Die Nickel-Materialflüsse werden von Reck et al. (2008) erstmals im STAF-Projekt aufgestellt. Diese Studie stellt auch den Übergang der STAF-Methodik vom 4-Phasen-System zu

einem bis zu acht Phasen umfassenden System dar, es werden dort erstmals *Mining* (PEM.1), *Smelting* (PEM.2), *Refining* (PEM.3), *Fabrication* (F&M.1), *Manufacturing* (F&M.2), *Nutzungsphase* (USE.0), *Abfallmanagement* (WMR.0) und *Schrottmarkt* (WMR.1) jeweils einzeln betrachtet. Die globalen Materialflüsse werden zunächst für das Jahr 2000 aufgrund nationaler Materialflüsse abgeschätzt und dann von Reck und Rotter (2012) für das Jahr 2005 aktualisiert. Weitere Materialflussanalysen für Nickel sind nicht verfügbar. Abbildung 5.11 zeigt das Blockflussdiagramm für Nickel (Reck und Rotter 2012).

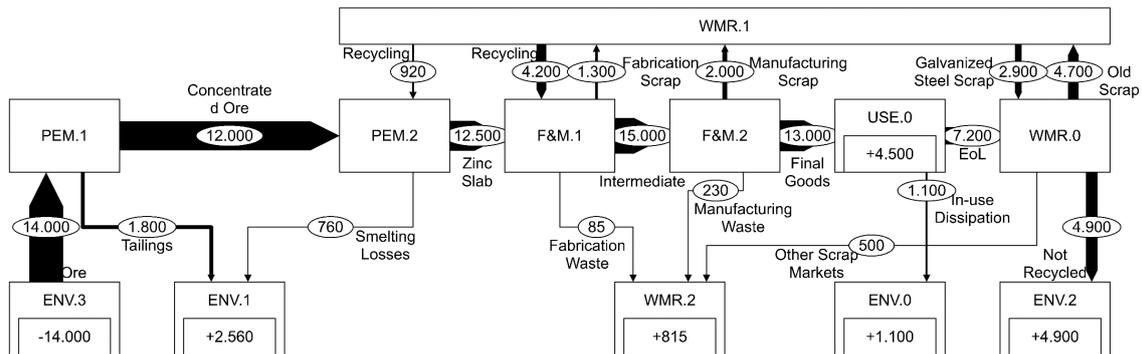


Abbildung 5.11: Globale Materialflussanalyse für Nickel für das Jahr 2005 in kt (Reck und Rotter 2012).

Insgesamt ist der Materialfluss von Nickel bis zur Halbzeugfertigung linear mit vergleichbar geringen Materialverlusten. Die Produktionseffizienz  $\delta$  beträgt 79 %, die Fertigungseffizienz  $\lambda$  86 %. Abfälle aus der Endproduktfertigung und Altschrott werden mit Effizienzen von  $\xi$  84 % und  $\gamma$  63 % im Schrottmarkt gebündelt und vollständig ( $\theta = 1$ ) wieder der Halbzeugfertigung zugeführt. Die In-Use-Dissipation  $\omega$  liegt bei 0 %. Abbildung 5.8 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Nickelkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Wichtigste Verlustquelle bis zum Jahr 2200 sind die Schrottsammelverluste.

Materialverluste während des Bergbaus und des Smeltings werden den *Tailings & Slags* (ENV.1) zugeordnet und machen etwas mehr als die Hälfte der dissipativen Verluste aus. Die sehr geringen Fertigungsabfälle werden dem Empfangsmedium *Umwelt* (ENV.0) zugeordnet. Etwa zwei Drittel der Altschrotte werden dem Schrottmarkt zugeführt, der Rest gelangt zu etwa gleichen Teilen in *Deponien* (ENV.2) oder *Fremdmaterialien* (WMR.2).

Der gesamten Dissipation von 920 kt im Jahr 2005 stehen die Extraktionsmenge von 1,58 Mt und die Nutzung von 1,57 Mt gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt für Nickel damit bei 35 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 36 %. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 58 Jahre.

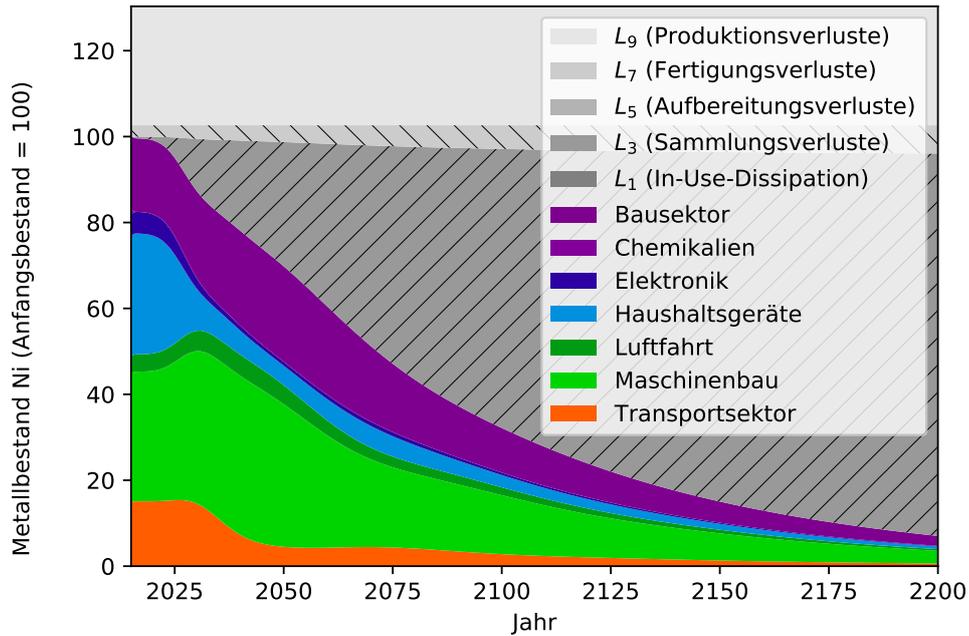


Abbildung 5.12: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Nickel in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. Aufbereitungsverluste sind vernachlässigbar klein.

### 5.2.6 Kupfer

Die Hauptanwendungen von Kupfer sind Stromleitungen, Industrieanwendungen und der Transportsektor. Dissipative Anwendungen gibt es als Tierfutter, Düngemittel, Feuerwerk und Biozid. Hinzu kommt unbeabsichtigte Dissipation durch Korrosion und Abrieb (Lifset et al. 2012). Insbesondere durch Korrosion dissipiertes Kupfer kann in Klärschlämme gelangen und darüber, sofern erlaubt, als Düngemittel in die Umwelt getragen werden. Insgesamt dissipiert etwa zwei Prozent der Anwendung (Ciacci et al. 2015). Die Hauptanwendungen von Kupfer sind langlebig. Tabelle 5.6 zeigt die Anwendungen von Kupfer, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Kupfer-Materialflüsse werden zunächst von Graedel et al. (2004) im STAF-Projekt für die 1990er Jahre aufgestellt und später von Glöser et al. (2013) für das Jahr 2010 sowie in der dazugehörigen Doktorarbeit für das Jahr 2011 dargestellt (Glöser-Chahoud 2017). Glöser et al. (2013) unterscheiden im Sankey-Diagramm die Phasen *Schmelze* (PEM.2), *Raffination* (PEM.3), *Halbzeugfertigung* (F&M.1), *Endproduktfertigung* (F&M.2), *Nutzungsphase* (USE.0) und *Abfallmanagement* (WMR.0). Zum *Bergbau* (PEM.1) gibt es bei Glöser et al. (2013) nur textliche Hinweise. Eine Besonderheit des Kupfers ist, dass hochwertiger Schrott direkt eingeschmolzen und erneut zur Halbzeugfertigung herangezogen werden kann, verunreinigte Schrotte jedoch die Raffination erneut durchlaufen müssen. Abbildung 5.13 zeigt das Blockflussdiagramm für Kupfer (Glöser-Chahoud 2017).

Tabelle 5.6: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Kupfer. Daten von Ciacci et al. (2015), Glöser et al. (2013), Graedel et al. (2015a), Harper et al. (2012) und Liu et al. (2012).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer(a)
Bausektor	3	Dissipativ <sup>a</sup> oder recycelbar	50 ± 15
Chemikalien	2	Nicht recycelbar	1 ± 0,3
Elektronik	11	Recycelbar	13,4 ± 4
Infrastruktur	26	Recycelbar	40 ± 8
Maschinenbau	19	Recycelbar	40 ± 12
Rohrleitungen	6	Dissipativ <sup>a</sup> oder recycelbar	40 ± 6
Telekommunikation	5	Recycelbar	30 ± 6
Transportsektor	13	Dissipativ <sup>b</sup> oder recycelbar	20 ± 5
Dissipative Anwendungen	0,5	Dissipativ <sup>c</sup>	-
Sonstige	14,5	k.A. oder recycelbar	20 ± 6

<sup>a</sup> Korrosion

<sup>b</sup> Abrieb

<sup>c</sup> Umfasst Tierfutter, Düngemittel, Feuerwerk und Biozide

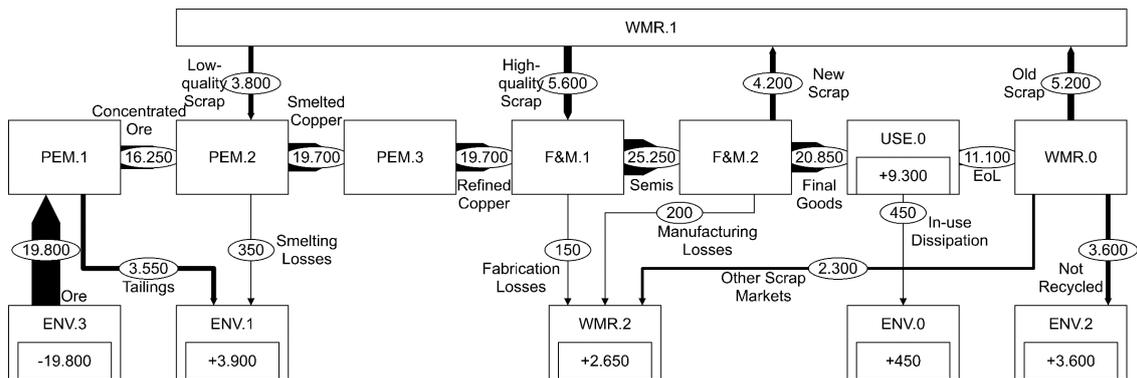


Abbildung 5.13: Globale Materialflussanalyse für Kupfer für das Jahr 2011 in kt (Glöser-Chahoud 2017).

Materialverluste treten beim Bergbau durch Zerkleinern und Flotation auf, wodurch insgesamt etwa 18% des Kupfers in dieser Phase ( $\delta = 0,83$ ) dissipieren (Glöser et al. 2013). Raffination, Halbzeugfertigung, die Fertigung von Endprodukten sowie dissipative Anwendungen ( $\omega = 0,02$ ) führen nur zu geringen Materialverlusten. Die Fertigungseffizienz  $\lambda$  liegt bei 82%, die Neuschrottsammelrate  $\xi$  bei 92%. Problematisch ist allerdings die geringe Altschrottsammelrate  $\gamma$  von lediglich 47%. Die Aufbereitungsrate  $\theta$  lässt sich auf 100% bestimmen, da Kupfer sehr gut wieder einschmelzbar ist. Abbildung 5.14 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Kupferkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Wichtigste Verlustquelle sind erneut Sammlungsverluste.

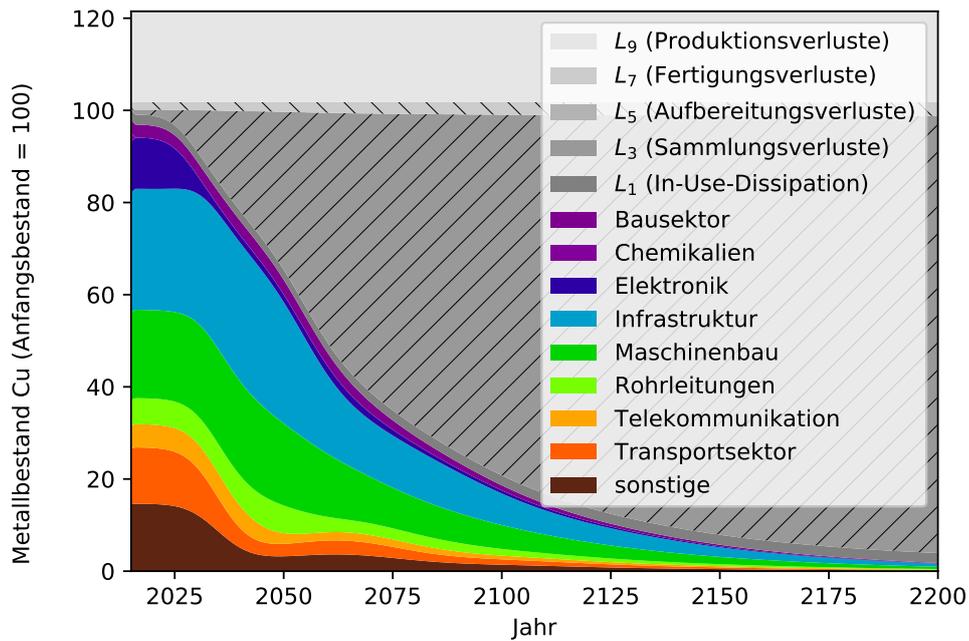


Abbildung 5.14: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Kupfer in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. Aufbereitungsverluste sind vernachlässigbar klein.

Die Bergbauverluste werden gemeinsam mit den geringen Verlusten des Smeltings dem Empfangsmedium *Tailings & Slags* (ENV.1) zugeordnet. Etwas mehr als ein Drittel des Kupfers geht in dieser frühen Phase verloren – was im Vergleich zu anderen Metallen allerdings ein niedriger Wert ist. Nicht gesammelte Schrotte nach der Nutzungsphase stellen den wichtigsten Grund für Kupferverluste dar. Diese Verluste werden als Einträge in *Deponien* (ENV.1) deklariert. Auch bei der Separation und Aufbereitung kupferhaltiger Schrotte treten hohe Verluste auf, welche in *Fremdmaterialien* eingetragen werden (WMR.2). Laut Glöser-Chahoud (2017) werden etwa zwei Drittel der weltweiten Kupferverluste deponiert, der Rest teilt sich zu etwa gleichen Teilen auf Einträge in Stahl- bzw. Aluminiumkreisläufe sowie Emissionen in die Umwelt auf.

Der gesamten Dissipation an Kupfer von 10,6 Mt stehen im Jahr 2011 eine Extraktionsmenge von 19,8 Mt und eine Nutzung von 20,9 Mt gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt für Kupfer bei 54 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 51 %. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 46 Jahre.

### 5.2.7 Zink

Die dominierende Anwendung von Zink ist die Galvanisierung, aber auch Druckgüsse und Messing-Legierungen sind wichtige Anwendungen. Die Galvanisierung führt zu erheblichen dissipativen Verlusten, genauso wie ungewollte Verluste durch den Abrieb von Reifenprofilen, insgesamt in der Höhe von 19 % (Ciacci et al. 2015). Die aus Zinkgalvanisierung, -güssen und

-legierungen hergestellten Produkte sind recycelbar, lediglich die Nutzung in Chemikalien wird als derzeit nicht recycelbar eingeschätzt. Tabelle 5.7 zeigt die Anwendungen von Zink, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Tabelle 5.7: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Zink. Daten von Ciacci et al. (2015), Harper et al. (2012, 2015a), Liu et al. (2012) und Nassar (2017).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Chemikalien	9	Dissipativ <i>oder</i> nicht recycelbar	1 ± 0,3
Galvanisierung	58	Dissipativ <i>oder</i> recycelbar	12 ± 3,6
Legierungen	10	Recycelbar	11 ± 3,5
Maschinenbau	14	Recycelbar	40 ± 12
Walzprodukte	6	Recycelbar	10 ± 3
Sonstige	3	k.A.	20 ± 6

Die Zink-Materialflüsse werden zuerst von Graedel et al. (2005) im STAF-Projekt für die 1990er Jahre aufgestellt und später von Meylan und Reck (2017) aktualisiert. Dabei werden die sieben Phasen *Mining* (PEM.1), *Smelting* (PEM.2), *Fabrication* (F&M.1), *Manufacturing* (F&M.2), *Nutzungsphase* (USE.0), *Abfallmanagement* (WMR.0) und *Schrottmarkt* (WMR.1) unterschieden. Die globalen Materialflüsse werden für das Jahr 2010 aufgrund nationaler Materialflüsse abgeschätzt. Abbildung 5.15 zeigt das Blockflussdiagramm für Zink (Meylan und Reck 2017).

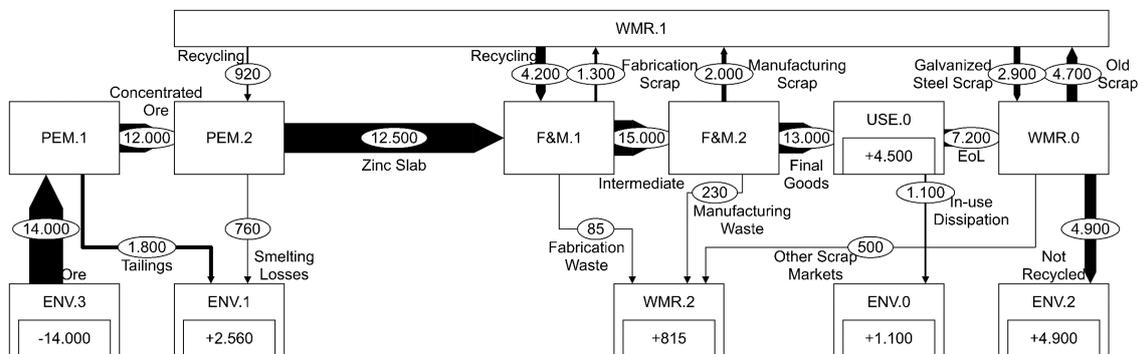


Abbildung 5.15: Globale Materialflussanalyse für Zink für das Jahr 2010 in kt (Meylan und Reck 2017).

Die Produktionseffizienz  $\delta$  von Zink beträgt 84 %, die Fertigungseffizienz  $\lambda$  78 %. Abfälle aus *Fabrication* und *Manufacturing* werden zu 91 % ( $\xi$ ) gesammelt und dem Schrottmarkt zugeführt. Bei der Berechnung von  $\gamma$  und  $\theta$  muss berücksichtigt werden, dass die Verluste des Schrottmarktes im Abfallmanagement durch Stahlrecycling zu Einträgen in Fremdmaterialien führen und damit dissipativ sind. Dies führt zu einer geringen Schrottaufbereitungseffizienz  $\theta$  von 65 % und einer Schrottsammelrate  $\gamma$  von 64 %. Recyceltes Zink wird überwiegend der Phase *Fabrication* (F&M.1) zugeführt, ansonsten der Smelting-Prozess (PEM.2). Die

In-Use-Dissipationsrate  $\omega$  liegt bei 8%. Abbildung 5.16 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Zinkkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. In diesem Fall haben zwar erneut die Sammlungsverluste einen großen Anteil, doch auch In-Use-Dissipation, Recycling und Primärproduktion verursachen erhebliche Anteile der dissipativen Verluste.

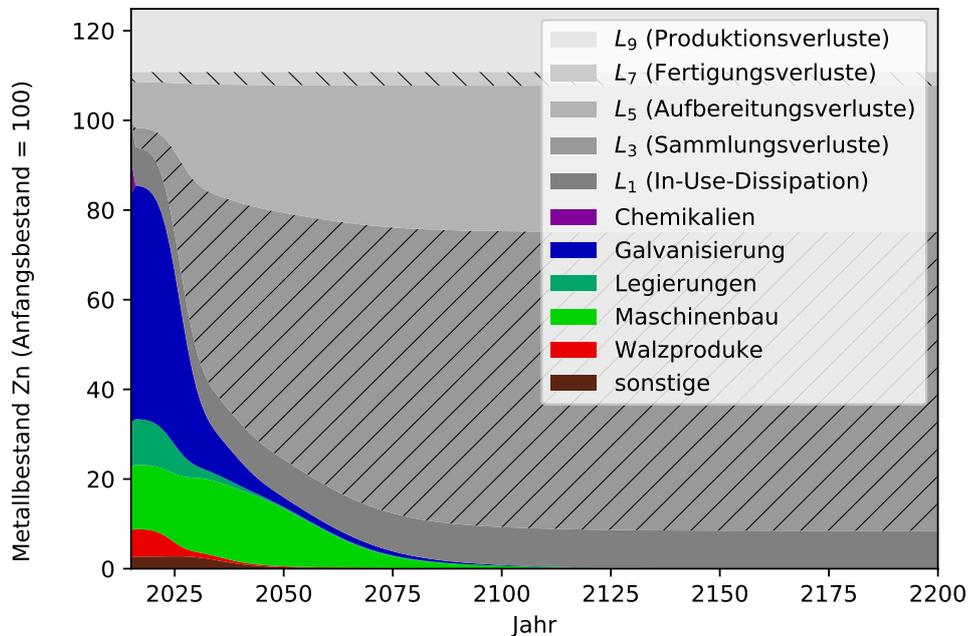


Abbildung 5.16: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Zink in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten.

Materialverluste während den Produktionsphasen werden dem Empfangsmedium *Tailings & Slags* (ENV.1) zugeordnet. Diese umfassen allerdings nur gut ein Viertel der dissipativen Verluste. Die geringen direkten Verluste von *Fabrication* und *Manufacturing* werden zusammen mit einigen Verlusten des Abfallmanagements dem Empfangsmedium *Fremdmaterialien* (WMR.2) zugeordnet, was insgesamt weniger als 10% der dissipativen Verluste von Zink ausmacht. Meylan und Reck (2017) geben an, dass 8% bis 13% des Zinks während der Nutzung dissipiert, wobei davon das meiste aus dem Transportsektor stammt. Dissipative Verluste der Nutzungsphase werden dem Medium *Umwelt* (ENV.0) zugeordnet. Da etwa die Hälfte der EoL-Abfälle direkt deponiert werden, ist die *Deponierung* (ENV.2) auch für über die Hälfte aller dissipativen Verluste das Empfangsmedium.

Den dissipativen Verlusten an Zink in Höhe von 9,38 Mt stehen eine Extraktionsmenge von 14,0 Mt und eine Nutzung von 13,0 Mt gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt im Jahr 2010 für Zink bei 67%, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 72%. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 15 Jahre.

### 5.2.8 Gallium

Gallium wird hauptsächlich für Schaltkreise und Optoelektronische Geräte (Laser und LEDs) verwendet. Diese Hauptanwendungen sind laut Ciacci et al. (2015) nicht recycelbar, im Gegensatz zu den Anwendungen in Solarzellen, Legierungen und Magneten. In-Use Dissipation tritt nicht in signifikanten Mengen auf (Ciacci et al. 2015). Die Anwendungen von Gallium haben mittlere Produktlebensdauern. Tabelle 5.8 zeigt die Anwendungen von Gallium, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Tabelle 5.8: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Gallium. Daten von Ciacci et al. (2015), Graedel et al. (2015a), Harper et al. (2012), Liu et al. (2012), Marwede und Reller (2012) und Nassar (2017).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Elektronik	74	Nicht recycelbar	13,4 ± 4
Katalysatoren	2	Nicht recycelbar	2 ± 0,6
Legierungen	6	Recycelbar	11 ± 3,5
Magnete	4	Recycelbar	5 ± 1
Solarzellen	8	Recycelbar	30 ± 9
Sonstige	6	k.A.	20 ± 6

Die Gallium-Materialflüsse werden von Licht et al. (2015) aufgestellt, wobei die Phasen *Extraction* (PEM.1), *Benectication* (PEM.5), *Refining* (PEM.3), *Manufacturing* (F&M.0), *End-Use* (USE.0) und *Recycling* (WMR.0) unterschieden werden. Eine weitere Materialflussanalyse zu Gallium stammt von Løvik et al. (2015), welche insbesondere auf die Zusammenhänge mit dem Materialsystem von Aluminium hinweist. Die Gallium-Materialflüsse werden auch von Meylan et al. (2015) als USGS-Report aufgestellt. Für die vorliegende Arbeit werden die Erkenntnisse von Licht et al. (2015) für das Jahr 2011 ausgewertet. Abbildung 5.17 zeigt das Blockflussdiagramm für Gallium im Jahr 2011 (Licht et al. 2015).

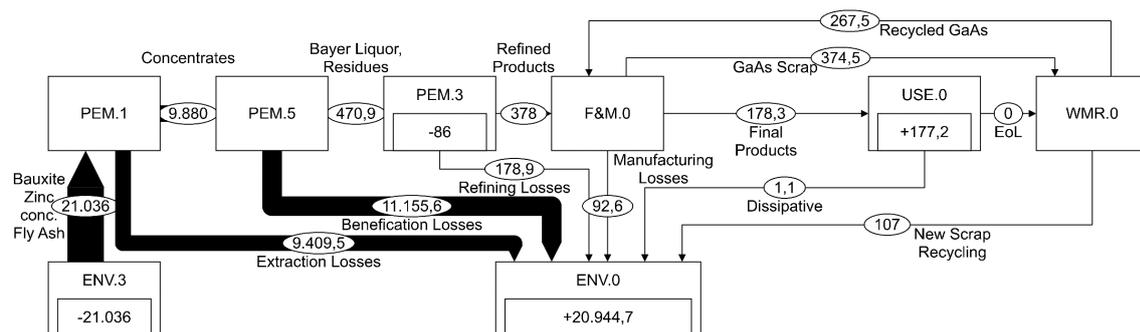


Abbildung 5.17: Globale Materialflussanalyse für Gallium für das Jahr 2011 in t (Licht et al. 2015).

Gallium wird als Koppelprodukt von Aluminium im Bergbau gefördert, kommt aber auch in Zink-Konzentraten und Flugaschen vor. Im Fall der Aluminium-Produktionsroute kann

Gallium im Bayer-Verfahren abgeschieden werden, was bei Weitem nicht in allen Anlagen geschieht (Løvik 2015). Im Fall der Zink-Produktionsroute kann Gallium aus den Reststoffen der hydrometallurgischen Produktion gewonnen werden. Eine Extrahierung von Gallium aus Flugaschen findet derzeit nicht statt. Insgesamt liegt die Produktionseffizienz  $\delta$  nur bei 2%. Auch die Fabrikation  $\lambda$  ist mit 28% nicht effizient, allerdings werden immerhin 80% der Neuschrotte dem Recycling zugeführt ( $\xi$ ). Wichtigster Recycling-Prozess für Gallium ist das New Scrap Recycling von Abfällen aus dem Fertigungsprozess für Galliumarsenid (GaAs) in Schaltkreisen. Laut Licht et al. (2015) findet ein End-of-Life Recycling von Gallium nicht statt, da die Abfallmengen an galliumhaltigen Produkten noch vernachlässigbar klein sind. Aus diesem Grund wird die Sammelrate  $\gamma$  mit 0% angenommen. Die In-Use Dissipationsrate  $\omega$  wird auf 1% bestimmt. Abbildung 5.18 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Galliumkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Die enorm hohen Primärproduktionsverluste rücken sämtliche anderen Verluste in den Hintergrund.

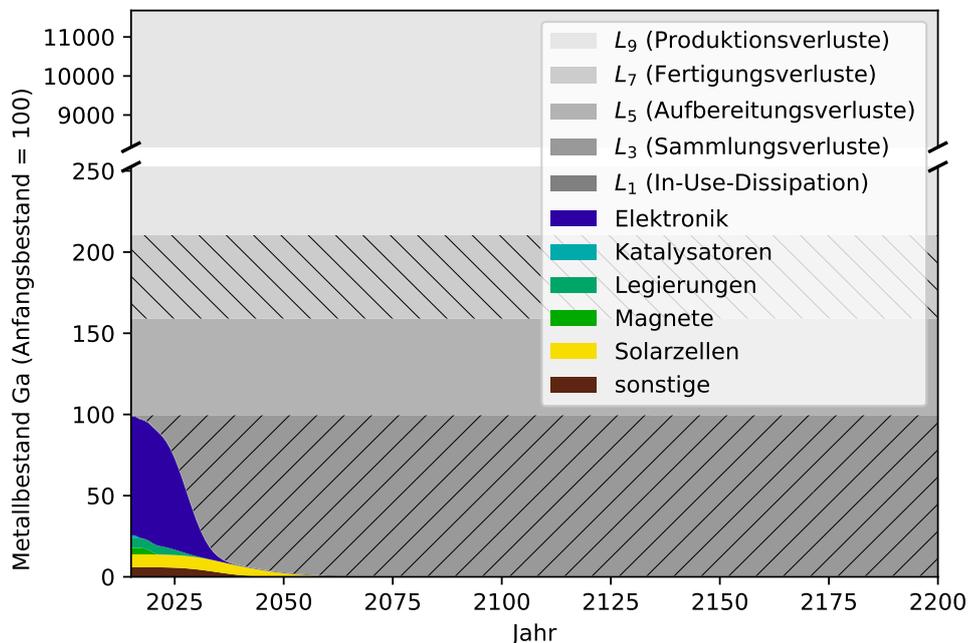


Abbildung 5.18: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Gallium in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. In-Use-Dissipation ist vernachlässigbar klein. Ordinatenachse im Bereich der Produktionsverluste unterbrochen.

Die dominierende Phase für Galliumverluste ist laut Licht et al. (2015) die Produktion, wobei in der gesamten Arbeit nicht zwischen Empfangsmedien unterschieden wird, sondern stets die Umwelt (ENV.0) angegeben wird. Gallium gelangt in großen Mengen während des Bayer-Prozesses zur Aluminiumaufbereitung in die Umwelt, außerdem während des Bauxitabbaus in den nicht weiter aufbereiteten, giftigen Rotschlamm und dissipiert als Flugasche. Insgesamt machen die verschiedenen Produktionsstufen zusammen 99% al-

ler Gallium-Verluste aus. Bei der Fertigung von Endprodukten fällt auf, dass die Effizienz des Prozesses für Galliumnitrid (GaN) etwa 10% beträgt und die Abfälle nicht recycelt werden. Ueberschaar et al. (2017) analysieren die Recyclingmöglichkeiten von Gallium aus Elektroschrott. Angesichts der großen Effizienzpotentiale in der Produktion und Fertigung ist allerdings fragwürdig, ob ein Recycling die Dissipation von Gallium vermeiden kann.

Der Dissipationsmenge von 20,9 kt steht im Jahr 2011 eine Extraktionsmenge von 21,0 kt gegenüber, allerdings nur eine Nutzung von 178 t. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt für Gallium bei 100%, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 11 700%. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergibt sich für Gallium gerade einmal 1 Monat.

### 5.2.9 Germanium

Hauptanwendungen für Germanium sind Glasfaserkabel, Infrarotoptiken, Katalysatoren und Elektronik. Infrarotoptiken und elektronische Bauteile werden von Ciacci et al. (2015) als recycelbar eingestuft, Glasfaserkabel als nicht recycelbar. Zimmermann (2017) betrachtet Germanium mit dem Anwendungsfall Katalysatoren für die Herstellung von Polyethylenterephthalat (PET) als eines von drei Beispielen für die Behandlung von dissipativen Materialflüssen mit dynamischen Materialflussanalysen. Bei Ciacci et al. (2015) werden jedoch selbst bei den katalytischen Reaktionen keine dissipativen Nutzungen deklariert, sondern diese Anwendung als nicht recycelbar eingestuft. Die elektronischen Anwendungen von Gallium haben eine mittlere Produktlebensdauer, Katalysatoren eine kurze Lebensdauer. Tabelle 5.9 zeigt die Anwendungen von Germanium, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Tabelle 5.9: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Germanium. Daten von Ciacci et al. (2015) und Graedel et al. (2015a).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Elektronik	70	Recycelbar <i>oder</i> nicht recycelbar	$13,4 \pm 4$
Katalysatoren	25	Nicht recycelbar	$2 \pm 0,6$
Sonstige	5	k.A.	$20 \pm 6$

Die Germanium-Materialflüsse werden von Licht et al. (2015) aufgestellt, wobei die Phasen *Extraction* (PEM.1), *Benectication* (PEM.5), *Refining* (PEM.3), *Manufacturing* (F&M.0), *End-Use* (USE.0) und *Recycling* (WMR.0) unterschieden werden. Eine weitere Materialflussanalyse stammt von Meylan et al. (2015) als USGS-Report. Für die vorliegende Arbeit werden die Erkenntnisse von Licht et al. (2015) für das Jahr 2011 ausgewertet. Abbildung 5.19 zeigt das Blockflussdiagramm für Germanium (Licht et al. 2015).

Germanium wird als Koppelprodukt von Zink gewonnen und kann im hydrometallurgischen Produktionsverfahren aus Abfallstoffen separiert werden, was aber nur in geringen Mengen getan wird. Eine weitere Produktionsroute umfasst die Separation von Germanium aus Flugaschen. Die Produktionseffizienz  $\delta$  liegt insgesamt nur bei 1%, was der geringste

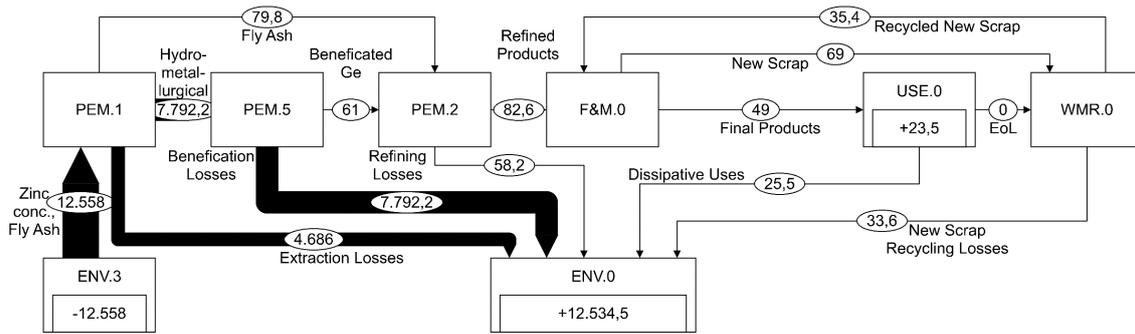


Abbildung 5.19: Globale Materialflussanalyse für Germanium für das Jahr 2011 in t (Licht et al. 2015).

Wert unter allen 18 Metallen ist. Nach dem Refining-Prozess mit erheblichen Verlusten treten in den meisten Fertigungen Neuschrotte auf, wobei die Fertigungseffizienz  $\lambda$  nur bei 42 % liegt. Die Neuschrotte werden vollständig gesammelt ( $\xi = 1$ ), mit einer Effizienz  $\theta$  von 51 % aufbereitet und wieder dem Fertigungsprozess zur Verfügung gestellt werden. Ein End-of-Life Recycling findet nicht statt, da aus den Abfällen entweder kein Germanium zurückgewonnen werden kann (PET-Flaschen) oder die Abfallmengen noch vernachlässigbar klein sind. Aus diesem Grund liegt die Schrottsammelrate  $\gamma$  bei 0 %. Der größte in Nutzung gebrachte Materialfluss ist PET-Flaschen zugeordnet, dieser wird von Licht et al. (2015) jedoch als dissipativ eingestuft. Da Licht et al. (2015) andere Phasen zur Berechnung heranziehen, ergibt sich im Gegensatz zu Ciacci et al. (2015) eine Dissipationsrate  $\omega$  von 52 %. Abbildung 5.20 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Germaniumkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Auch hier machen die Verluste der Primärproduktion die mit weitem Abstand größte Dissipationsquelle aus.

Die größten Materialverluste für Germanium treten laut Licht et al. (2015) durch Zinklaugenrückstände auf, aus denen Germanium nicht extrahiert wird, wobei in der gesamten Arbeit nicht zwischen Empfangsmedien unterschieden wird, sondern stets die Umwelt ENV.0 angegeben wird. Auch durch Flugaschen wird Germanium in die Umwelt eingetragen. Insgesamt sind die Produktionsprozesse für fast alle dissipativen Verluste von Germanium verantwortlich. Die Nutzung als Katalysator für die Herstellung von PET-Flaschen wird von Licht et al. (2015) als dissipativ eingestuft, hingegen bei Ciacci et al. (2015) als nicht recycelbar bezeichnet.

Der Dissipationsmenge an Germanium von 12,5 kt im Jahr 2011 steht eine Extraktionsmenge in der gleichen Höhe gegenüber, aber nur eine Nutzung von 49 t. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt demnach für Germanium bei 100 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 25 600 %. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergibt sich nur 1 Monat.

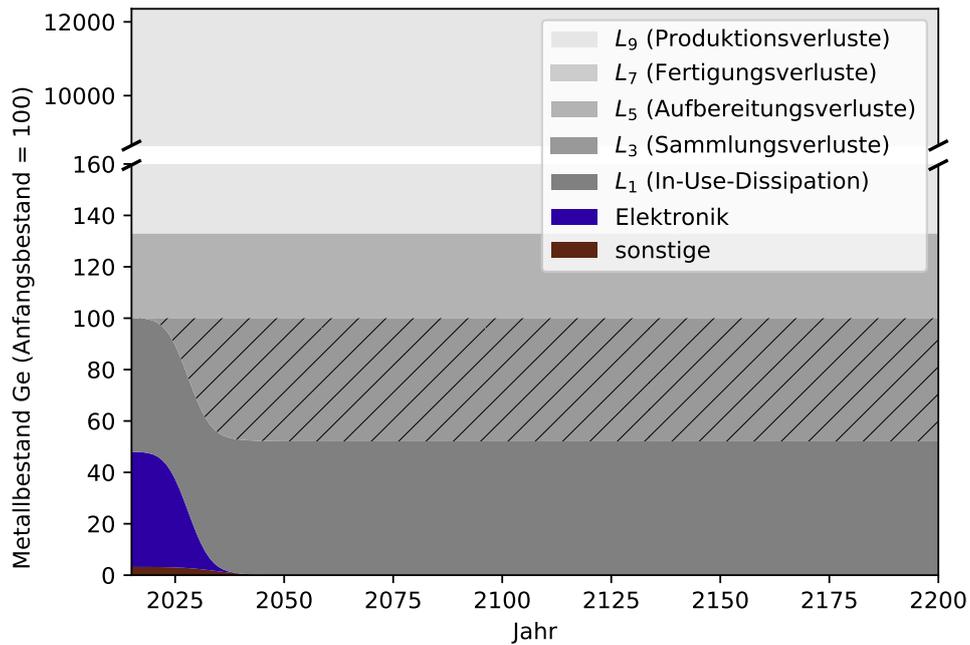


Abbildung 5.20: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Germanium in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. Fertigungsverluste sind vernachlässigbar klein. Ordinatenachse im Bereich der Produktionsverluste unterbrochen.

### 5.2.10 Selen

Tabelle 5.10: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Selen. Daten von Ciacci et al. (2015), Graedel et al. (2015a) und Harper et al. (2012).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Chemikalien	10	Nicht recycelbar	$1 \pm 0,3$
Elektronik	10	Recycelbar	$13,4 \pm 4$
Glas	40	Dissipativ <i>oder</i> nicht recycelbar	$15 \pm 4$
Dissipative Anwendungen	15	Dissipativ	-
Sonstige	25	Dissipativ <i>oder</i> recycelbar	$20 \pm 6$

Die Hauptanwendungen für Selen sind Glasherstellung, Metallurgie und die Landwirtschaft. Alle drei Anwendungen führen zu dissipativen Verlusten in der Nutzungsphase, von denen lediglich die der Landwirtschaft als gewollt bezeichnet werden können. Insgesamt dissipiert demnach etwa 28 % des eingesetzten Selens (Ciacci et al. 2015). Bis auf dissipative Anwendungen und Chemikalien haben die Selenanwendungen eine mittlere Produktlebensdauer. Tabelle 5.10 zeigt die Anwendungen von Selen, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Die Selen-Materialflüsse werden als einziges von Kavlak und Graedel (2013a) im STAF-Projekt aufgestellt, wobei die Phasen *Mining* (PEM.1), *Smelting* (PEM.2), *Refining* (PEM.3),

## 5 Entwicklung und Anwendung einer Bewertungsmethode für dissipative Verluste

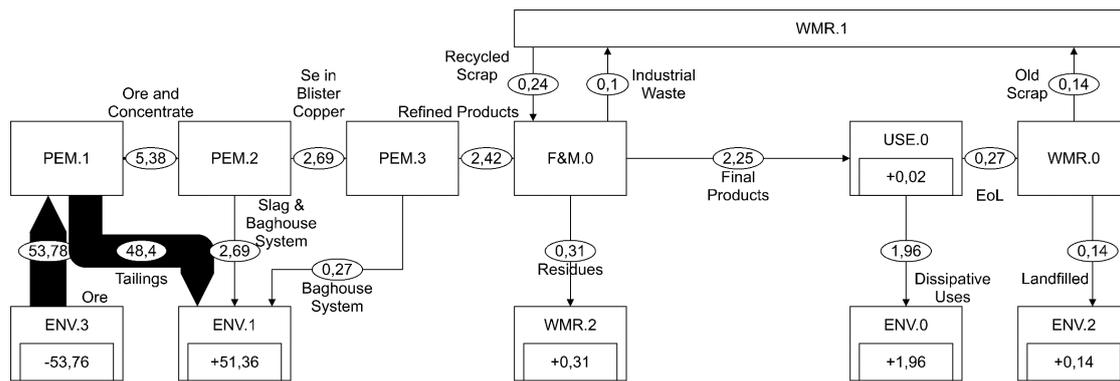


Abbildung 5.21: Globale Materialflussanalyse für Selen für das Jahr 2010 in kt (Kavlak und Graedel 2013a).

*Fertigung* (F&M.0), *Nutzungsphase* (USE.0), *Abfallmanagement* (WMR.0) und *Schrottmarkt* (WMR.1) unterschieden werden. Kavlak und Graedel (2013a) identifizieren Materialflüsse für die Jahre 1940, 1965, 1990 und 2010, wobei hier die Analyse für 2010 ausgewertet wird. Abbildung 5.21 zeigt das Blockflussdiagramm für Selen (Kavlak und Graedel 2013a).

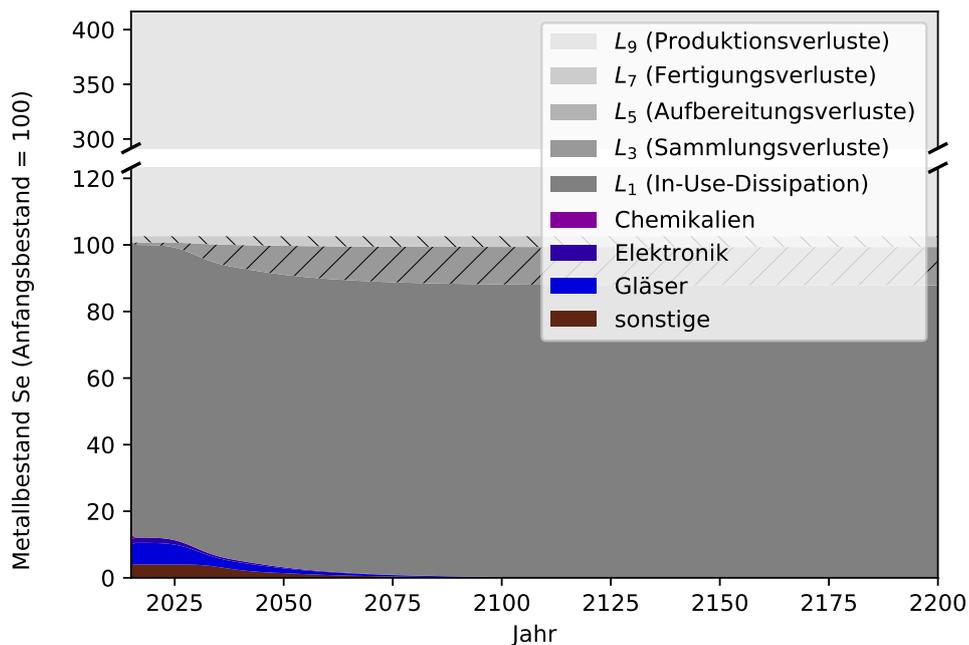


Abbildung 5.22: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Selen in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. Aufbereitungsverluste sind vernachlässigbar klein. Ordinatenachse im Bereich der Produktionsverluste unterbrochen.

Selen wird als Koppelprodukt von Kupfer mit abgebaut und kann erst im Refining-Prozess separiert werden. Die größten Verluste treten beim Bergbau auf, welcher nur eine Effizienz von 10 % aufweist. Auch bei der Schmelze geht etwa die Hälfte des Selens verloren. Insgesamt

liegt die Produktionseffizienz  $\delta$  bei 4 %. Die Fertigungseffizienz  $\lambda$  liegt bei 85 %. Ein Teil der Fertigungsabfälle ( $\xi = 0,24$ ) und die Hälfte der Altschrotte ( $\gamma = 0,5$ ) werden über den Schrottmart wieder der Fertigung zur Verfügung gestellt, wobei die Aufbereitungseffizienz  $\theta$  bei 100 % liegt. Durch den verbreiteten Einsatz von dissipativen Anwendungen ( $\omega = 0,87$ ) wird an Selen fast kein Bestand aufgebaut. Abbildung 5.22 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Selenkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Die Verluste der Primärproduktion sind auch im Fall von Selen die wichtigste Dissipationsquelle.

Abfälle der Produktion werden dem Empfangsmedium *Tailings & Slags* (ENV.1) zugeordnet und machen insgesamt etwa 96 % der dissipativen Verluste aus. Es treten geringe unrecycelte Fabrikationsabfälle auf, welche genau wie die dissipativen Anwendungen der *Umwelt* (ENV.0) zugeordnet werden. Zusammen machen diese 4 % der dissipativen Verluste aus. Die dissipativen Anwendungen haben im Laufe der Jahre auch an Bedeutung zugenommen und liegen im Jahr 2010 bei 87 % (Kavlak und Graedel 2013a). Dieser Wert liegt viel höher als die von Ciacci et al. (2015) geschätzten 28 %. Die Hälfte der Materialflüsse in der Abfallbehandlung wird deponiert (ENV.2), diese Menge ist aber vernachlässigbar klein gegenüber den anderen Verlusten an Selen.

Der Dissipationsmenge von 53,8 kt steht im Jahr 2010 eine Extraktionsmenge in der gleichen Höhe gegenüber, aber nur eine Nutzung von 2,25 kt. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt daher für Selen bei 100 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 2400 %. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 10 Monate.

### 5.2.11 Silber

Tabelle 5.11: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Silber. Daten von Ciacci et al. (2015), Graedel et al. (2015a), Meylan und Reck (2017), Nassar et al. (2012) und Nassar (2017).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Elektronik	23	Recyclbar	$13,4 \pm 4$
Katalysatoren	3	Recyclbar	$2 \pm 0,6$
Legierungen	5	Recyclbar	$11 \pm 3,5$
Münzen	10	Recyclbar	$5 \pm 1,5$
Photographie	12	Nicht recyclbar <i>oder</i> recyclbar	$30 \pm 6$
Schmuck & Investment	35	Recyclbar	$30 \pm 6$
Dissipative Anwendungen	1	Dissipativ	-
Sonstige	11	Nicht recyclbar <i>oder</i> recyclbar	$20 \pm 6$

Die Hauptanwendungen für Silber sind Schmuck sowie elektrische und elektronische Anwendungen, welche alle recyclbar sind. Lediglich der Einsatz von Silber in der Analogphotographie, der zurückgeht, wird zum Teil als nicht recyclbar eingeschätzt. In-Use-Dissipation

tritt durch Spezialanwendungen für Hygieneprodukte und Entgiftungsmittel statt, im Umfang von etwa einem Prozent (Ciacci et al. 2015). Die Produktlebensdauern von Silberanwendungen sind gerade in den Bereichen Schmuck und Photographie hoch. Tabelle 5.11 zeigt die Anwendungen von Silber, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

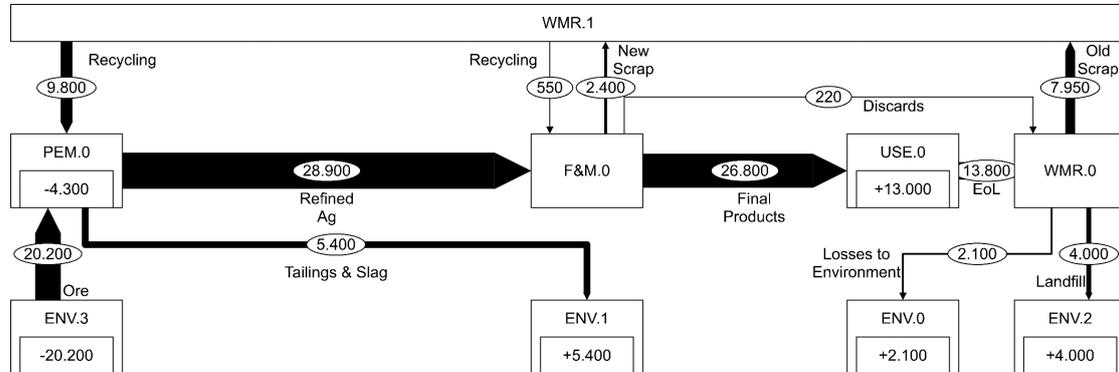


Abbildung 5.23: Globale Materialflussanalyse für Silber für das Jahr 1997 in t (Johnson et al. 2005).

Die Silber-Materialflüsse werden von Johnson et al. (2005) im STAF-Projekt aufgestellt, wobei die Phasen *Produktion* (PEM.0), *Fertigung* (F&M.0), *Nutzungsphase* (USE.0), *Abfallmanagement* (WMR.0) und *Schrottmrkt* (WMR.1) berücksichtigt werden. Die globalen Materialflüsse werden für das Jahr 1997 aufgrund nationaler Materialflüsse abgeschätzt. Eine sektorspezifische Analyse für Silber führen Grandell und Thorenz (2014) durch, es lässt sich dadurch jedoch keine vollständige Materialflussanalyse ableiten. Andere Materialflussanalysen für Silber sind nicht verfügbar. Abbildung 5.23 zeigt das Blockflussdiagramm für Silber im Jahr 1997 (Johnson et al. 2005).

Nach der Produktion von Silber als Hauptmetall mit einer Effizienz  $\delta$  von 84 % treten in der Fertigungsphase Schrotte auf, die Effizienz  $\lambda$  liegt dabei bei 91 %. Neuschrotte werden zu 100 % wieder dem Produktionsprozess zugeführt ( $\xi$ ). Im Abfallmanagement wird über die Hälfte des Silbers wieder zurückgewonnen, die Sammelrate  $\gamma$  liegt bei 91 %. Das meiste der Silberproduktion wird mit einer Effizienz  $\theta$  von 100 % als Sekundärmetall zugeführt, nur kleine Anteile können direkt im Fertigungsprozess genutzt werden. Die In-Use-Dissipation  $\omega$  liegt bei 0 %. Abbildung 5.24 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Silberkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Bereits nach wenigen Jahren werden die meisten Anteile durch Sammlungsverluste zu dissipativen Verlusten .

Verluste treten während der Produktionsphase als *Tailings & Slags* (ENV.1) auf. Diese machen knapp die Hälfte aller dissipativen Verluste aus. Die Materialverluste des Abfallmanagements werden zu etwa zwei Dritteln deponiert (ENV.2), der Rest wird in die Umwelt dissipiert (ENV.0).

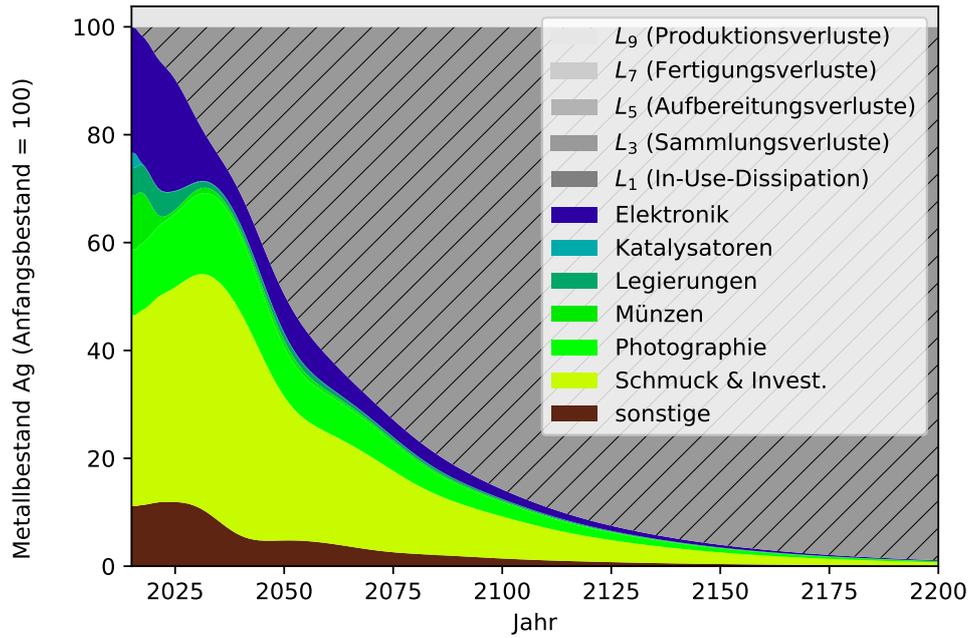


Abbildung 5.24: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Silber in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. Aufbereitungsverluste und Fertigungsverluste sind vernachlässigbar klein.

Der Dissipationsmenge an Silber von 11,5 kt im Jahr 1997 stehen eine Extraktionsmenge von 20,2 kt und eine Nutzung von 26,8 kt gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt damit für Silber bei 57 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 43 %. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 46 Jahre.

### 5.2.12 Indium

Die dominierende Anwendung für Indium sind Dünnschichtanwendungen in Form des Indium-Zinn-Oxids (ITO) als transparent-leitende Schicht. Hier treten dissipative Verluste auf, insgesamt etwa 4 % des eingesetzten Indiums geht durch Prozessverluste verloren (Ciacci et al. 2015). Während die Dünnschichtanwendungen von Indium ansonsten nicht recycelbar sind, werden die Einsatzfelder als Lote oder in Elektronik von Ciacci et al. (2015) als recycelbar eingeschätzt. Die Anwendungen haben eine mittlere Produktlebensdauer. Tabelle 5.12 zeigt die Anwendungen von Indium, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Tabelle 5.12: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Indium. Daten von Ciacci et al. (2015).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Elektronik	94	Dissipativ <sup>a</sup> oder nicht recycelbar	13,4 ± 4
Sonstige	6	k.A.	20 ± 6

<sup>a</sup> Prozessverluste

Die Indium-Materialflüsse werden von Licht et al. (2015) für das Jahr 2011 aufgestellt, wobei die Phasen *Extraction* (PEM.1), *Benefication* (PEM.5), *Refining* (PEM.3), *Manufacturing* (F&M.0), *End-Use* (USE.0) und *Recycling* (WMR.0) unterschieden werden. Andere Materialflussanalysen von Yoshimura et al. (2013) haben einen deutlich geringeren Detailgrad, daher wird hier die Studie von Licht et al. (2015) ausgewertet. Abbildung 5.25 zeigt das Blockflussdiagramm für Indium (Licht et al. 2015).

Indium wird als Koppelprodukt des Zink-Bergbaus gewonnen, entweder über die hydrometallurgische Produktionsroute oder seltener über die pyrometallurgische. Auch die Gewinnung von Indium aus Zink-Abraumhalden wird durchgeführt. Die Produktionseffizienz  $\delta$  liegt bei 54 %. Die wichtigste Anwendung als ITO wird durch einen Aufdampfprozess gestaltet, der jedoch zu hohen Verlustraten führt. Produktionsabfälle werden in allen Hauptprodukten zumindest teilweise gesammelt und einem effizienten Recyclingprozess zugeführt. Die Fertigungseffizienz  $\lambda$  von Indium ist mit 13 % die niedrigste unter allen 18 Metallen, allerdings ist die Schrottaufbereitungsrate  $\theta$  mit 96 % sehr hoch. Die Sammelrate für Neuschrott  $\xi$  liegt bei 78 %. Laut Licht et al. (2015) findet ein End-of-Life Recycling von Indium aufgrund geringer Abfallmengen und auch dissipativer Anwendungen bisher nicht statt. Aus diesem Grund liegt die Schrottsammelrate  $\gamma$  bei 0 %. Von Ciacci et al. (2015) wird die In-Use Dissipation unterschätzt, wohingegen indiumhaltige Legierungen von Licht et al. (2015) als dissipative Verluste  $\omega$  deklariert werden, die immerhin 35 % der Nutzung ausmachen. Insgesamt liegt die In-Use Dissipationsrate  $\omega$  bei 37 %. Abbildung 5.26 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Indiumkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Im Fall von Indium sind dissipative Verluste aus der Primärproduktion und der Fertigung innerhalb einer Kohorte etwa gleich häufig.

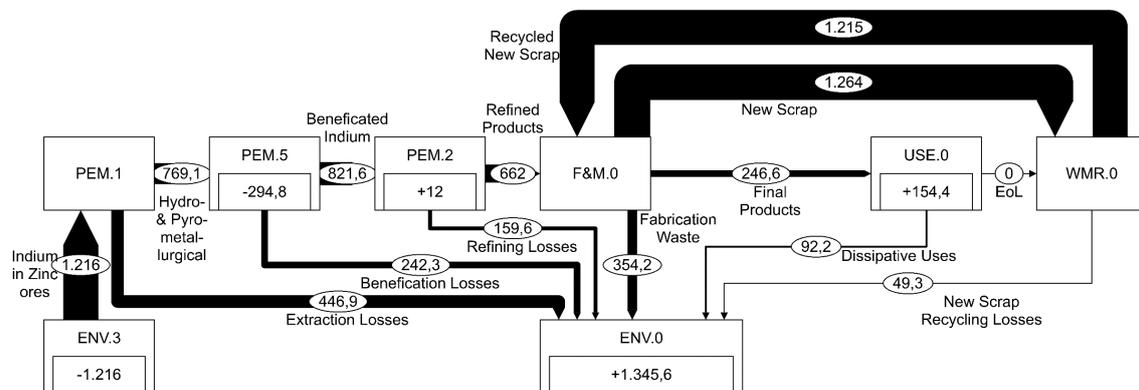


Abbildung 5.25: Globale Materialflussanalyse für Indium für das Jahr 2011 in t (Licht et al. 2015).

Die beiden wichtigsten Quellen für Indiumverluste sind die hydrometallurgische Aufbereitung von Zink und das Aufdampfen der Indium-Zinn-Oxid-Schicht (ITO). In der gesamten Arbeit von Licht et al. (2015) wird nicht zwischen Empfangsmedien unterschieden, weshalb stets die Umwelt (ENV.0) als Empfangsmedium angegeben wird. Produktionsverluste

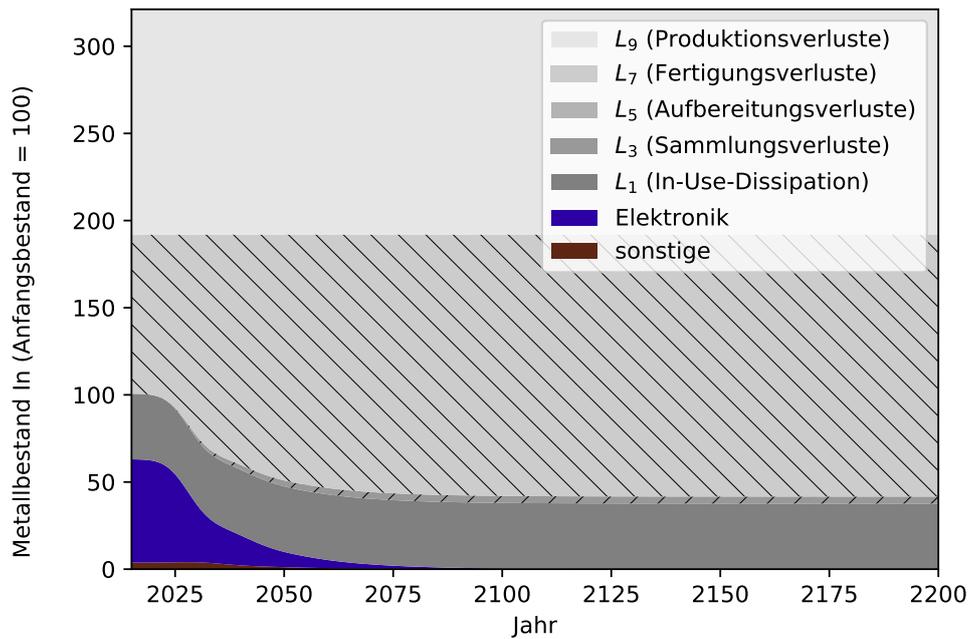


Abbildung 5.26: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Indium in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. Aufbereitungsverluste sind vernachlässigbar klein.

machen knapp zwei Drittel der dissipativen Verluste von Indium aus. Diesen wird von Zimmermann (2015) überwiegend das Empfangsmedium Deponien (WMR.2) zugeordnet. Zwar werden große Mengen der ITO-Prozessverluste recycelt und das auch mit hoher Effizienz, doch dies zählt zu New Scrap Recycling. Etwa ein Viertel aller Indium-Dissipation geschieht durch nicht gesammelte Fertigungsabfälle (F&M.0), lediglich 4% während des New Scrap Recyclings. Indium in Loten und Legierungen wird von Licht et al. (2015) als dissipative Anwendung eingeschätzt, während Ciacci et al. (2015) dies als recycelbar einordnen.

Der Dissipationsmenge an Indium im Jahr 2011 von 1,35 kt stehen eine Extraktionsmenge von 1,22 kt und eine Nutzung von 247 t gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt für Indium bei 111 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 546 %. Die DER über 100 % erklärt sich durch den Abbau von Indium-Beständen aus Zink-Abraumhalden, aus denen mehr als ein Drittel der Indiumproduktion gedeckt wird, ohne dass Extraktion aus der Lithosphäre durchgeführt werden muss. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 4 Jahre.

### 5.2.13 Zinn

Die wichtigsten Anwendungen für Zinn sind Lötzinn und Weißbleche. Diese Anwendungen sind recycelbar, lediglich Stabilisatoren für die PVC-Produktion werden von Ciacci et al. (2015) als nicht recycelbar eingestuft. Gewünschte In-Use-Dissipation tritt bei der Verwendung als Biozid auf, was etwa 4 % der Nutzung ausmacht (Ciacci et al. 2015). Die elektro-

nischen Anwendungen liegen bei mittleren Produktlebensdauern, Verpackungen haben sehr kurze Lebensdauern. Tabelle 5.13 zeigt die Anwendungen von Zinn, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Tabelle 5.13: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Zinn. Daten von Ciacci et al. (2015), Graedel et al. (2015a), Harper et al. (2012), Liu et al. (2012) und Nassar (2017).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Chemikalien	9	Nicht recycelbar	1 ± 0,3
Elektronik	54	Recycelbar	13,4 ± 4
Galvanisierung	2	Recycelbar	12 ± 3,6
Legierungen	5	Recycelbar	11 ± 3,5
Verpackungen	17	Recycelbar	1 ± 0,3
Dissipative Anwendungen	4	Dissipativ	-
Sonstige	11	k.A.	20 ± 6

Die Zinn-Materialflüsse werden von Izard und D. B. Müller (2010) aufgestellt, wobei die Phasen *Produktion* (PEM.0), *Fertigung* (F&M.0), *Nutzungsphase* (USE.0) und *Abfallmanagement* (WMR.0) unterschieden werden. Die Materialflussanalyse von Izard und D. B. Müller (2010) betrachtet als einzige ausgewertete Materialflussanalyse nicht ein einzelnes Jahr, sondern den Zeitraum von 1927 bis 2005. Anwendungsanteile und Prozesseffizienzen haben sich im Laufe der Jahrzehnte sicherlich verändert, daher schränkt dies die Datenqualität dieser Studie für die Auswertung in der vorliegenden Arbeit ein. Da jedoch keine andere Materialflussanalyse zu Zinn verfügbar ist, wird diese Arbeit ausgewertet. Abbildung 5.27 zeigt das Blockflussdiagramm für Zinn für die Gesamtmenge der Materialflüsse von 1927 bis 2005 (Izard und D. B. Müller 2010).

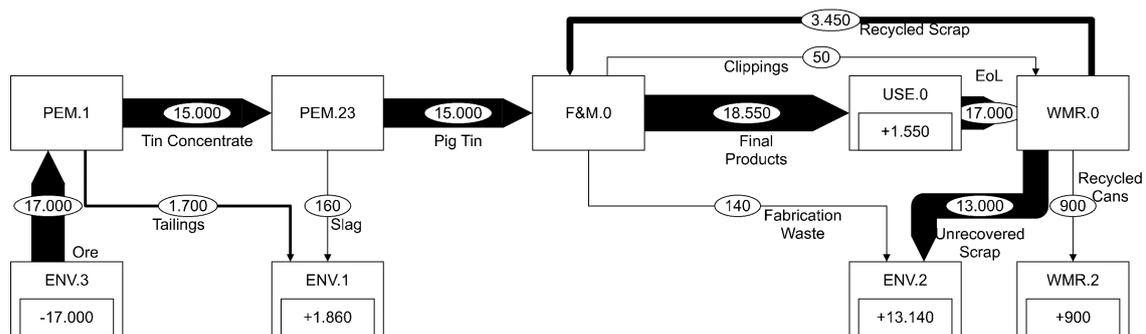


Abbildung 5.27: Globale Materialflussanalyse für Zinn für die Jahre 1927 bis 2005 in kt (Izard und D. B. Müller 2010).

Zinn wird als Hauptmetall gefördert und durchläuft danach einen Smelting & Refining Prozess. Die Produktionseffizienz  $\delta$  liegt bei 88%. Die Fertigungseffizienz  $\lambda$  liegt mit 99% sehr hoch, nur geringe Mengen an Weißblechabfällen werden nach der Fertigung dem Ab-

fallmanagement zugeführt. Dort wird, gemeinsam mit den End-of-Life-Abfällen ein Teil der Zinnlegierungen wieder zurückgewonnen und kann in den Fertigungsprozess zurückgeleitet werden. Die Sammelrate für Neuschrott  $\xi$  liegt wie die Aufbereitungseffizienz  $\theta$  bei 100 %, allerdings liegt die Altschrott-Sammelrate  $\gamma$  nur bei 20 %. Die In-Use-Dissipationsrate  $\omega$  wird auf 4 % bestimmt. Abbildung 5.28 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Zinnkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Die meisten dissipativen Verluste entstehen bis zum Jahr 2200 durch Sammlungsverluste.

Dissipative Verluste an Zinn treten während der Produktionsphase in Form von *Tailings* & *Slags* (ENV.1) auf. Dies macht etwa 12 % der Verluste aus. Verluste während der Fabrikationsphase und des Aufbereitungsprozesses sind zu vernachlässigen. Die meisten Zinnverluste treten durch ungesammelte Altschrotte auf, die in *Deponien* (ENV.2) dissipieren. Der Eintrag von Zinn in Stahlkreisläufe (WMR.2) durch recycelte Weißblechdosens macht etwa 6 % der dissipativen Verluste aus.

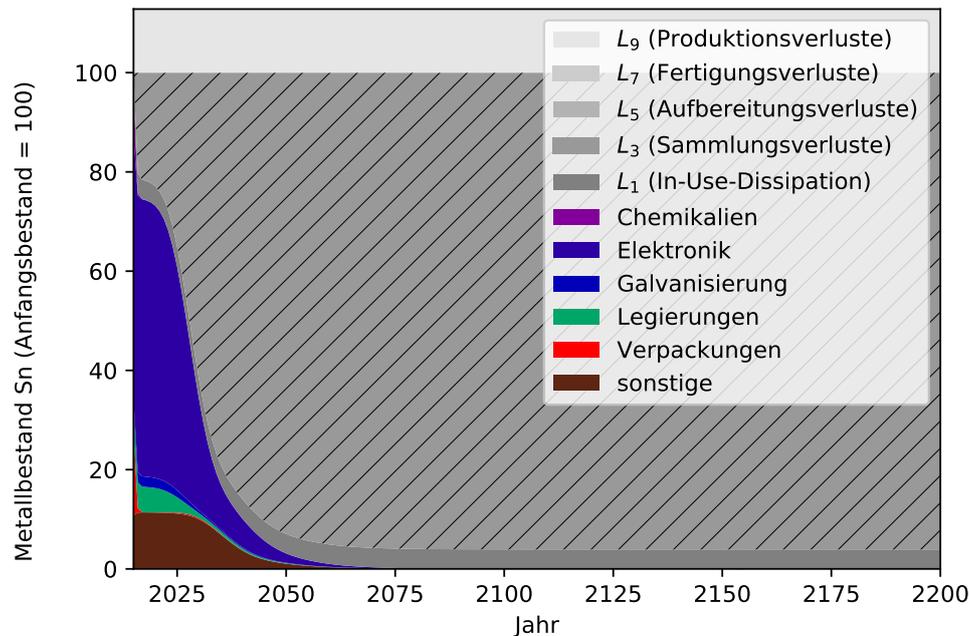


Abbildung 5.28: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Zinn in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. Aufbereitungsverluste und Fertigungsverluste sind vernachlässigbar klein.

Der Dissipationsmenge an Zinn von 15,9 Mt über 79 Jahre von 1927 bis 2005 stehen eine Extraktionsmenge von 17,0 Mt und eine Nutzung von 18,6 Mt gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt für Zinn bei 94 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 86 %. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 11 Jahre.

### 5.2.14 Tellur

Die wichtigsten Anwendungen für Tellur sind Photovoltaik, Thermoelektrische Geräte und Metallurgie. Diese Hauptanwendungen sind recycelbar, nicht aber die Anwendung in der Herstellung von Gummi. Dissipative Verluste können auch schon während der Nutzungsphase auftreten, etwa durch Farbpigmente, was 5% der Nutzung ausmacht (Ciacci et al. 2015). Gerade der immer wichtiger werdende Sektor Photovoltaik erhöht auch die mittlere Produktlebensdauer von Tellur-Anwendungen. Tabelle 5.14 zeigt die Anwendungen von Tellur, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Tabelle 5.14: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Tellur. Daten von Ciacci et al. (2015), Graedel et al. (2015a), Marwede und Reller (2012) und Nassar (2017).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Elektronik	30	Recyclbar	$13,4 \pm 4$
Gummi	5	Nicht recycelbar	$5 \pm 1$
Solarzellen	40	Recyclbar	$30 \pm 9$
Sonstige	25	Dissipativ <i>oder</i> nicht recycelbar <i>oder</i> recycelbar	$20 \pm 6$

Die Tellur-Materialflüsse werden allein von Kavlak und Graedel (2013b) im STAF-Projekt aufgestellt, wobei die Phasen *Mining* (PEM.1), *Smelting* (PEM.2), *Refining* (PEM.3), *Fertigung* (F&M.0), *Nutzungsphase* (USE.0), *Abfallmanagement* (WMR.0) und *Schrottmarkt* (WMR.1) unterschieden werden. Kavlak und Graedel (2013a) identifizieren Materialflüsse für die Jahre 1940, 1965, 1990 und 2010, wobei hier nur die Analyse für 2010 ausgewertet wird. Abbildung 5.29 zeigt das Blockflussdiagramm für Tellur im Jahr 2010 (Kavlak und Graedel 2013b).

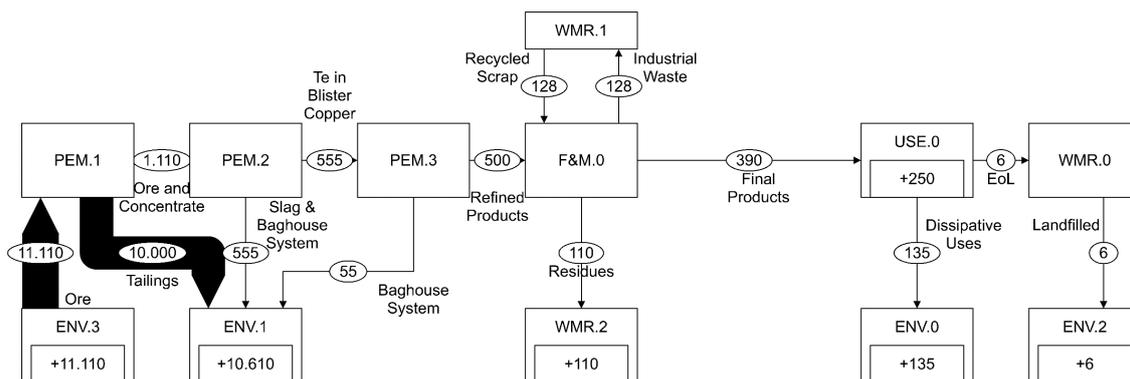


Abbildung 5.29: Globale Materialflussanalyse für Tellur, für das Jahr 2010 in t (Kavlak und Graedel 2013b).

Tellur wird als Koppelprodukt von Kupfer mit abgebaut und kann erst im Refining-Prozess separiert werden. Die größten Verluste treten bereits beim Bergbauprozess mit 90 %

Verlustrate auf. Auch beim Schmelzprozess wird die Hälfte des Tellurs verloren. Die Produktioneffizienz  $\delta$  liegt aufgrund dieser Verluste bei gerade einmal 5 %. Die Fertigungseffizienz  $\lambda$  liegt ebenfalls nur bei 62 %, und nur 54 % Fertigungsabfälle werden gesammelt ( $\xi$ ). Gesammelte Abfälle werden über den Schrottmarkt wieder der Fertigung zur Verfügung gestellt, dann jedoch mit einer Aufbereitungseffizienz  $\theta$  von 100 %. Aufgrund der geringen Abfallmengen findet eine Altschrottsammlung  $\gamma$  nicht statt (0 %). 35 % des Tellurs geht als dissipative Anwendung verloren ( $\omega$ ). Abbildung 5.30 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Tellurkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Wie zuvor bei Gallium, Germanium und Selen machen die hohen dissipativen Verluste der Primärproduktion die größten Anteile aus.

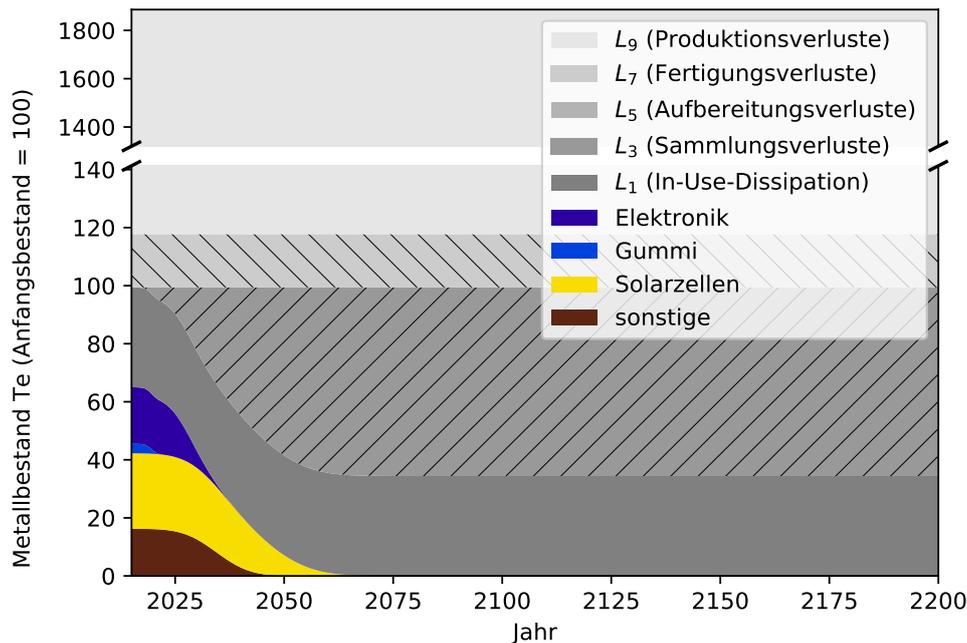


Abbildung 5.30: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Tellur in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. Aufbereitungsverluste sind vernachlässigbar klein. Ordinatenachse im Bereich der Produktionsverluste unterbrochen.

Die Materialverluste während des Produktionsprozesses machen 98 % aller dissipativen Verluste aus und werden dem Empfangsmedium *Tailings & Slags* (ENV.1) zugeordnet. Nicht recycelte Materialverluste im Herstellungsprozess werden als Einträge in *Fremdmaterialien* (WMR.2) bilanziert. Laut Kavlak und Graedel (2013b) hat die Bedeutung dissipativer Anwendungen für Tellur stark abgenommen. Früher waren praktisch alle Anwendungsbereiche dissipativ, jetzt sind dies etwa ein Drittel. Diese Entwicklung sei auch auf die angestiegenen Preise durch die hohe Nachfrage aus der Elektronikbranche zurückzuführen, aufgrund welcher in den dissipativen Anwendungen nach Substituten gesucht werde (Kavlak und Graedel 2013b). Im Gegensatz dazu schätzen Ciacci et al. (2015) die Anwendungen in Metallurgie oder der Chemiebranche als recycelbar oder nicht recycelbar ein. Materialverluste während

der Nutzungsphase werden als Einträge in die *Umwelt* (ENV.0) bilanziert. In der Abfallbehandlung werden praktisch alle Materialmengen an Tellur deponiert (ENV.2).

Der Dissipationsmenge an Tellur von 10,9 kt im Jahr 2010 stehen eine Extraktionsmenge von 11,1 kt und lediglich eine Nutzung von 390 t gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt für Tellur bei 98 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 2800 %. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 9 Monate.

### 5.2.15 Tantal

Tabelle 5.15: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Tantal. Daten von Ciacci et al. (2015), Graedel et al. (2015a) und Nassar (2017).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Kondensatoren	48	Recyclbar	13,4 ± 4
Legierungen	16	Recyclbar	11 ± 3,5
Schneidwerkzeuge	11	Dissipativ <sup>a</sup> oder recyclbar	1 ± 0,3
Sputtertarget	11	Nicht recyclbar	7 ± 2
Sonstige	14	k.A.	20 ± 6

<sup>a</sup> Abrieb

Die wichtigste Anwendung für Tantal sind Kondensatoren, gefolgt von Tantallegierungen, Sputtertargets und Schneidwerkzeugen. Kondensatoren und Legierungen werden als recyclbar eingestuft, für Sputtertargets gibt es derzeit keinen Recyclingprozess. In-Use-Dissipation tritt bei Abrieb von Schneidwerkzeugen auf, was jedoch weniger als ein Prozent ausmacht, der Rest wäre recyclbar (Ciacci et al. 2015). Die geringen Verluste werden bei Nassar (2017) dadurch begründet, dass die Schneidwerkzeuge typischerweise bereits stumpf werden, bevor sie 1 % ihrer Masse verloren haben. Lediglich Bergbau- und Bohrmaschinen könnten 30 % des eingesetzten Tantals durch Dissipation verlieren. Die Produktlebensdauern von Tantal liegen im mittleren Bereich. Tabelle 5.15 zeigt die Anwendungen von Tantal, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

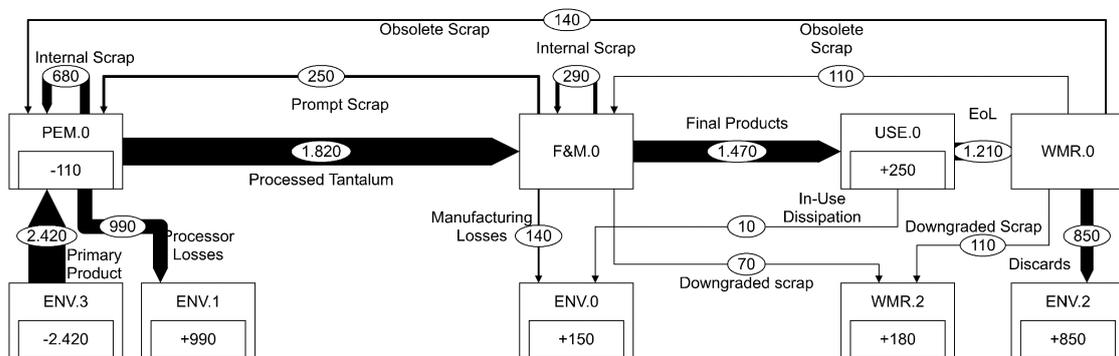


Abbildung 5.31: Globale Materialflussanalyse für Tantal für das Jahr 2015 in t (Nassar 2017).

Die Tantal-Materialflüsse werden einzig von Nassar (2017) aufgestellt, wobei die Phasen *Primärproduktion & Verarbeitung* (PEM.0), *Manufacturing* (F&M.0), *Nutzung* (USE.0) und *End-of-Life* (WMR.0) unterschieden werden. Nassar (2017) stellt Materialflüsse im Zehnjahresabstand von 1975 bis 2015 auf, wobei für die vorliegende Arbeit nur die Materialflussanalyse für 2015 ausgewertet wird. Abbildung 5.31 zeigt das Blockflussdiagramm für Tantal (Nassar 2017).

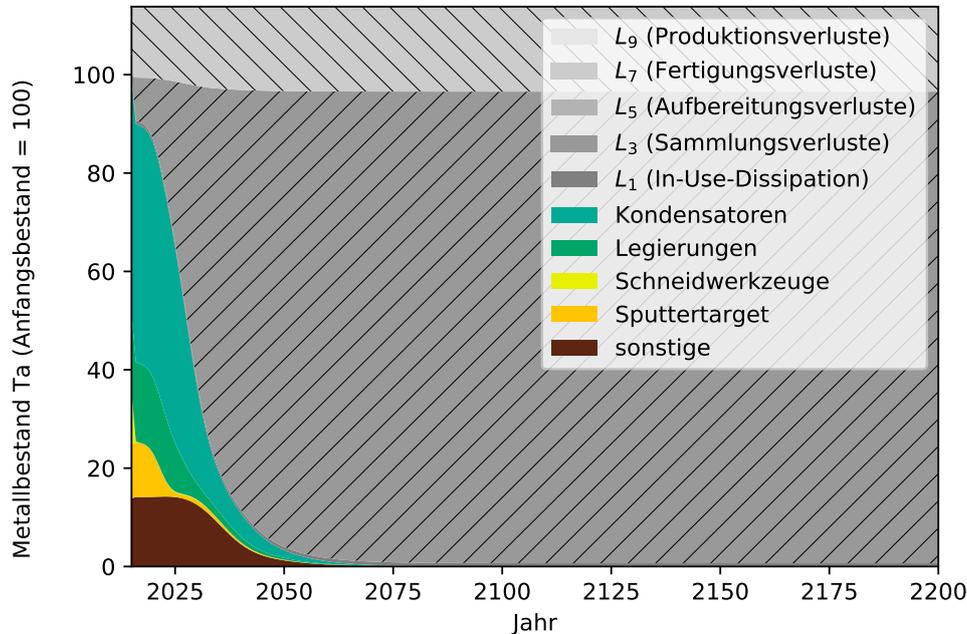


Abbildung 5.32: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Tantal in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. Produktionsverluste und Aufbereitungsverluste sind vernachlässigbar klein.

Tantal wird aus Mineralkonzentraten und Zinnschlacke gewonnen. Für Tantal geht aus den Daten von Nassar (2017) keine Primärproduktionseffizienz hervor. Aus diesem Grund wird aus dem in der *Ecoinvent*-Datenbank angegebenen Wert für das Verhältnis aus extrahiertem Tantal und *Capacitor Grade Tantalum* von 1,67 eine Produktionseffizienz  $\delta$  von 65% berechnet (Wernet et al. 2016). Nassar 2017 weist darauf hin, dass vor allem die wichtigste Anwendung Kondensatoren in der Herstellung große Mengen an Recyclingmaterial verwendet. Sowohl in der Produktionsphase als auch bei der Fertigung treten Abfälle auf, die intern wiederverwendet werden können, außerdem gibt es Recycling-Materialflüsse zwischen diesen beiden Prozessen sowie vom *Waste Management & Recycling* (WMR.0) zurück zu den beiden vorangegangenen Prozessen. Die Fertigungseffizienz  $\lambda$  liegt bei 76%. Die Sammelrate  $\xi$  für Neuschrott liegt bei nur bei 54%, die für Altschrott ( $\gamma$ ) sogar nur bei 21%. Es ist eine Besonderheit von Tantal, dass in den letzten Jahren die End-of-Life Recycling Rate abgenommen hat (Nassar 2017). Die Aufbereitungseffizienz  $\theta$  wird mit 100% angegeben. Die In-Use-Dissipation  $\omega$  liegt bei 1%. Abbildung 5.32 zeigt den erwarteten Verlauf

des Bestandes einer Tantalkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Die meisten dissipativen Verluste treten durch Sammlungsverluste auf.

Die Produktionsverluste werden dem Empfangsmedium *Tailings & Slags* (ENV.1) zugerechnet. Verluste während der Fertigung werden zu zwei Dritteln als Umwelteintrag (ENV.0) und zu einem Drittel als Eintrag in Fremdmaterialien (WMR.2) deklariert. Ein Teil der EoL-Abfälle wird auch in Fremdmaterialien eingetragen, sodass insgesamt 12 % der Tantalverluste in dieses Empfangsmedium gelangen. Die Nutzungsphase macht nur 1 % aller dissipativen Verluste aus. Der größte Posten an dissipativen Verlusten ist die Deponierung von Tantalabfällen nach der Nutzung, sie macht etwa zwei Drittel aller Verluste aus.

Der Dissipationsmenge an Tantal im Jahr 2015 von 1,29 kt stehen eine Extraktionsmenge von 1,43 kt und eine Nutzung von 1,47 kt gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt für Tantal bei 90 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 88 %. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 13 Jahre.

### 5.2.16 Wolfram

Tabelle 5.16: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Wolfram. Daten von Ciacci et al. (2015), Graedel et al. (2015a), Harper et al. (2012) und Nassar (2017).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Chemikalien	6	Nicht recycelbar	$1 \pm 0,3$
Hartmetall	58	Dissipativ <sup>a</sup> oder recycelbar	$1 \pm 0,3$
Katalysatoren	3	Dissipativ <sup>b</sup> oder recycelbar	$2 \pm 0,6$
Legierungen	25	Recycelbar	$11 \pm 3,5$
Mahlwerke	8	Recycelbar	$5 \pm 1$

<sup>a</sup> Abrieb

<sup>b</sup> Prozessverluste

Wolfram wird vor allem als Hartmetall Wolframkarbid für Schneidwerkzeuge verwendet, die zweitwichtigste Anwendung sind Wolframlegierungen. Dissipation während der Nutzungsphase tritt ungewollt als Abrieb und beim Einsatz als Katalysator statt, insgesamt etwa 3 % der Nutzung (Ciacci et al. 2015). Lediglich der Einsatz in Chemikalien wird als nicht recycelbar eingestuft. Wolframanwendungen haben oftmals eine kurze Lebensdauer. Tabelle 5.16 zeigt die Anwendungen von Wolfram, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Die Wolfram-Materialflüsse werden lediglich für das Jahr 2008 von Meylan et al. (2015) als USGS-Report aufgestellt, wobei die Phasen *Mining* (PEM.1), *Chemical Treatment* (PEM.4), *Fabrication* (F&M.1), *Manufacturing* (F&M.2), *Nutzungsphase* (USE.0), *Abfallmanagement* (WMR.0) und *Schrottmarkt* (WMR.1) unterschieden werden. Abbildung 5.33 zeigt das Blockflussdiagramm für Wolfram (Meylan et al. 2015).

## 5.2 Berechnung der dissipativen Verluste der Metalle

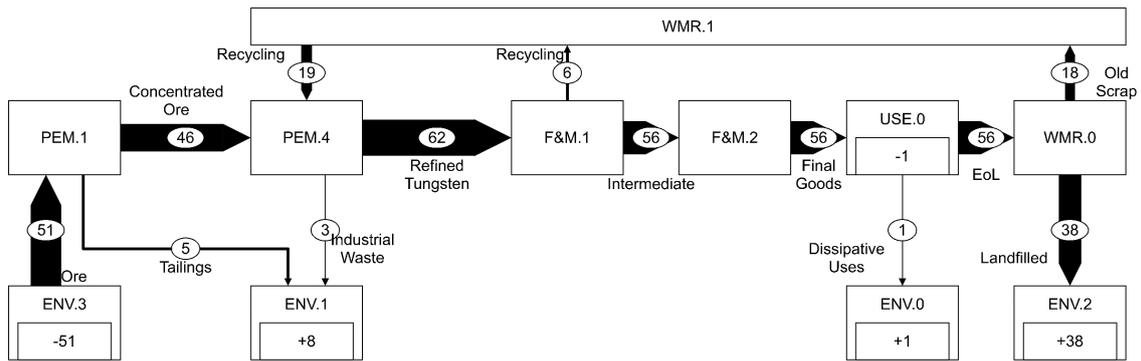


Abbildung 5.33: Globale Materialflussanalyse für Wolfram, für das Jahr 2008 in kt (Meylan et al. 2015).

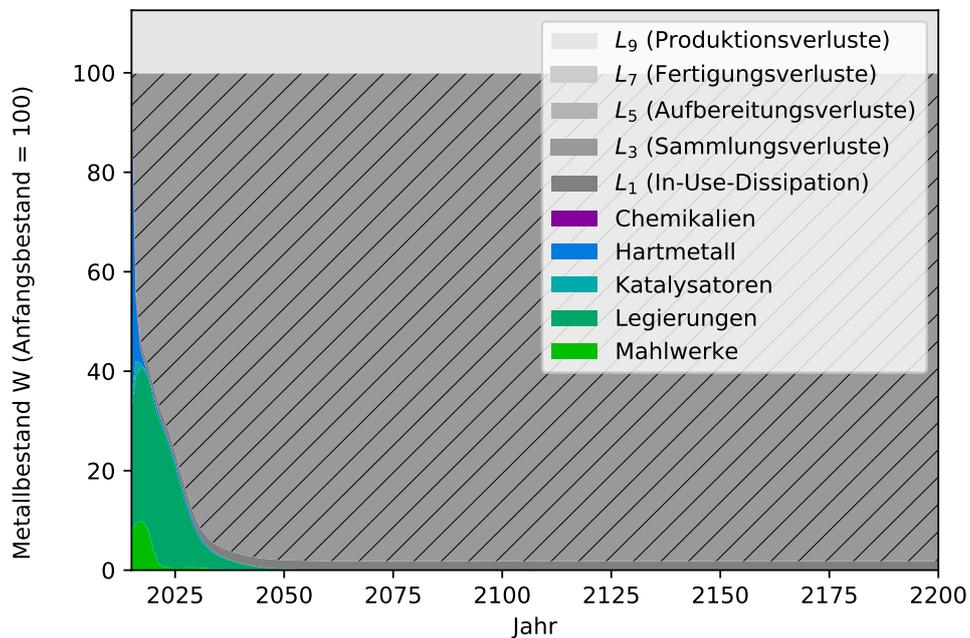


Abbildung 5.34: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Wolfram in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. Aufbereitungsverluste und Fertigungsverluste sind vernachlässigbar klein.

Wolfram wird als Hauptprodukt im Bergbau gefördert, wobei die Produktionseffizienz  $\delta$  bei 89 % liegt. Die Fertigungseffizienz  $\lambda$  liegt bei 90 %, wobei alle Neuschrotte dem Schrottmarkt zugeführt werden ( $\xi = 1$ ). 32 % der Altschrotte werden dem Schrottmarkt zugeführt ( $\gamma$ ). Dieser hat eine Aufbereitungseffizienz  $\theta$  von 100 %. Die meisten Sekundärmaterialien durchlaufen erneut das Chemical Treatment, zum Teil ist es auch möglich, das Material direkt in der Fertigung zu nutzen. Die In-Use-Dissipation  $\omega$  wird mit 2 % bestimmt. Abbildung 5.34 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Wolframkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste.

te. Erneut sind die Sammlungsverluste die wichtigste Quelle dissipativer Verluste innerhalb einer Kohorte.

Etwa 80 % der dissipativen Verluste von Wolfram treten während der Abfallbehandlungsphase auf, da etwa zwei Drittel des Materials deponiert (ENV.2) wird. Geringe Verluste treten noch während des Bergbaus und der chemischen Behandlung auf, was mit dem Empfangsmedium *Tailings & Slags* (ENV.1) bilanziert wird. Die In-Use-Dissipation macht nur 2 % aller dissipativen Verluste aus.

Der Dissipationsmenge von Wolfram in Höhe von 47 kt stehen im Jahr 2008 eine Extraktionsmenge von 51 kt und eine Nutzung von 56 kt gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt für Wolfram bei 92 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 84 %. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 5 Jahre.

### 5.2.17 Rhenium

Rhenium wird hauptsächlich für Superlegierungen verwendet, die als recycelbar eingeschätzt werden. Dissipative Verluste treten in geringen Mengen bei der Verwendung als Katalysator für Mineralöl oder in der Petrochemie auf (Ciacci et al. 2015). Rheniumanwendungen haben mittlere Produktlebensdauern. Tabelle 5.17 zeigt die Anwendungen von Rhenium, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Tabelle 5.17: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Rhenium. Daten von Ciacci et al. (2015), Graedel et al. (2015a) und Nassar (2017).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Katalysatoren	9	Dissipativ <sup>a</sup> oder nicht recycelbar oder recycelbar	2 ± 0,6
Legierungen	83	Recycelbar	11 ± 3,5
Sonstige	8	k.A.	20 ± 6

<sup>a</sup> Prozessverluste

Die Rhenium-Materialflüsse werden nur von Meylan et al. (2015) für das Jahr 2008 als USGS-Report aufgestellt, wobei die Phasen *Mining* (PEM.1), *Smelting & Refining* (PEM.23), *Fabrication* (F&M.1), *Manufacturing* (F&M.1), *Nutzungsphase* (USE.0), *Abfallmanagement* (WMR.0) und *Schrottmarkt* (WMR.1) unterschieden werden. Abbildung 5.35 zeigt das Blockflussdiagramm für Rhenium (Meylan et al. 2015).

Rhenium wird als Koppelprodukt des Kupfer-Bergbaus gefördert, die Effizienz  $\delta$  liegt bei 50 %. Fertigungs-, Neuschrottsammlungsverluste und Aufbereitungsverluste treten nicht auf ( $\lambda = \xi = \theta = 1.0$ ). Die einzigen nennenswerten Recyclingflüsse kommen jedoch durch ein End-of-Life Recycling zustande, bei dem 56 % der Abfälle dem Schrottmarkt ( $\gamma$ ) zugeführt werden. Sekundärmaterialien werden zu etwa gleichen Teilen im *Smelting & Refining* und der *Fertigung* genutzt. In-Use-Dissipation  $\omega$  tritt nicht auf. Abbildung 5.36 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Rheniumkohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptan-

## 5.2 Berechnung der dissipativen Verluste der Metalle

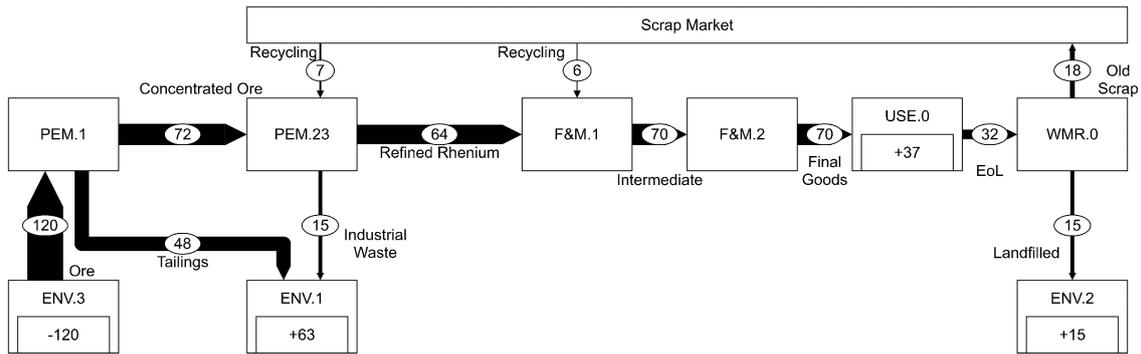


Abbildung 5.35: Globale Materialflussanalyse für Rhenium, für das Jahr 2008 in t (Meylan et al. 2015).

wendungen und der fünf Quellen dissipativer Verluste. Verluste aus Primärproduktion und Sammlungsverluste sind etwa gleich häufig.

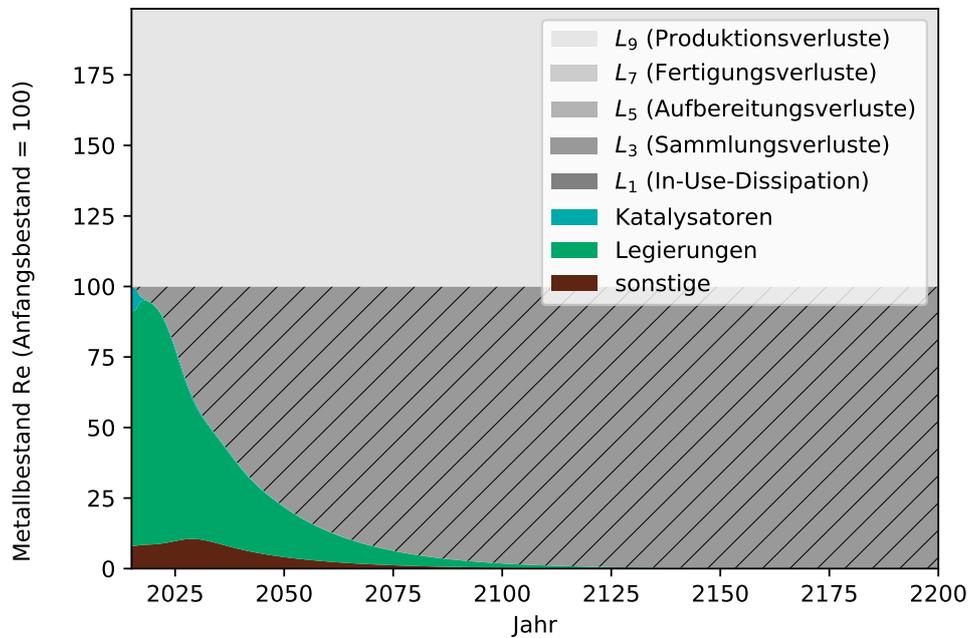


Abbildung 5.36: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Rhenium in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. In-Use Dissipation, Aufbereitungsverluste und Fabrikationsverluste sind vernachlässigbar klein.

Der wichtigste Prozess für Rheniumverluste ist der Bergbau, bei welchem etwas mehr als ein Drittel des gefördert Rheniums im Kupferbergbau wieder verloren geht. Dieser Anteil ist viel kleiner als der von Kavlak und Graedel (2013a,b) abgeschätzte 90-prozentige Verlust für Selen und Tellur. Weitere Verluste treten während der Schmelzaufbereitung auf. Gemeinsam werden alle Produktionsverluste dem Empfangsmedium *Tailings & Slags* ENV.1 zugeordnet und machen zusammen etwa 80% der dissipativen Verluste von Rhenium aus.

Etwa die Hälfte der End-of-Life-Abfälle werden im Abfallmanagement deponiert (ENV.2), was 20 % aller dissipativen Verluste entspricht. Der Einsatz als Katalysator in der Petrochemie führt zwar zu dissipativen Verlusten, doch diese sind mengenmäßig unerheblich.

Der Dissipationsmenge an Rhenium im Jahr 2008 von 78 t stehen eine Extraktionsmenge von 120 t und eine Nutzung von 70 t gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt für Rhenium bei 65 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 111 %. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 13 Jahre.

### 5.2.18 Blei

Die mit Abstand wichtigste Anwendung für Blei sind Blei-Säure-Batterien, die eine vergleichsweise kurze Produktlebensdauer aufweisen. Diese Batterien haben sehr hohe Recyclingraten. Dissipation während der Nutzungsphase tritt durch Korrosion sowie die Verwendung als gelbe Straßenmarkierung, Munition oder Treibstoffzuschlag auf, insgesamt etwa in Höhe von 5 % der Nutzung (Ciacci et al. 2015). Tabelle 5.18 zeigt die Anwendungen von Blei, ihre Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern.

Tabelle 5.18: Anwendungsanteile, Recyclingfähigkeit und Produktlebensdauern von Blei. Daten von Ciacci et al. (2015), Glöser et al. (2013), Graedel et al. (2015a), Harper et al. (2012) und Meylan und Reck (2017).

Anwendung	Anteil (%)	Recyclingfähigkeit	Lebensdauer (a)
Batterien	80	Recyclbar	$5,3 \pm 2$
Chemikalien	5	Dissipativ <sup>a</sup> oder recyclbar	$1 \pm 0,3$
Elektronik	2	Recyclbar	$13,4 \pm 4$
Telekommunikation	1	Nicht recyclbar	$30 \pm 6$
Walzprodukte	6	Dissipativ <sup>b</sup> oder recyclbar	$10 \pm 3$
Dissipative Anwendungen	3,5	Dissipativ	-
Sonstige	2,5	k.A.	$20 \pm 6$

<sup>a</sup> Verluste durch weiße Straßenmarkierungen

<sup>b</sup> Korrosion

Die Blei-Materialflüsse werden nur von Mao et al. (2008b) für das Jahr 2000 mit der Methode von Mao et al. (2008a) aufgestellt, wobei die Phasen *Produktion* (PEM.0), *Fabrication & Manufacturing* (F&M.0), *Use-Phase* (USE.0) und *Wastemanagement & Recycling* (WMR.0) unterschieden werden. Abbildung 5.37 zeigt das Blockflussdiagramm für Blei (Mao et al. 2008b).

Blei wird als Hauptmetall im Bergbau gewonnen und hat eine Produktionseffizienz  $\delta$  von 89 %. Fabrikationsabfälle treten bei einer Fertigungseffizienz  $\lambda$  von 94 % nur in geringerem Maß auf und werden zu 80 % gesammelt ( $\xi$ ). Der wichtigste Recyclingprozess sind jedoch Altschrotte, die zu 66 % gesammelt ( $\gamma$ ) und mit einer Effizienz  $\theta$  von 100 % aufbereitet werden. Die In-Use-Dissipation  $\omega$  liegt bei 5 %. Abbildung 5.38 zeigt den erwarteten Verlauf des Bestandes einer Bleikohorte in der Anthroposphäre gemäß der Hauptanwendungen und

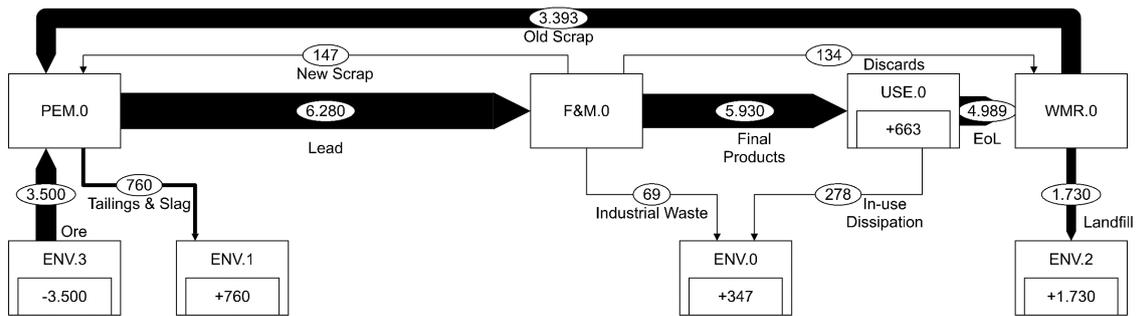


Abbildung 5.37: Globale Materialflussanalyse für Blei, für das Jahr 2000 in kt (Mao et al. 2008b).

der fünf Quellen dissipativer Verluste. Für eine Blei sind die dissipativen Verluste durch Sammlungsverluste am häufigsten.

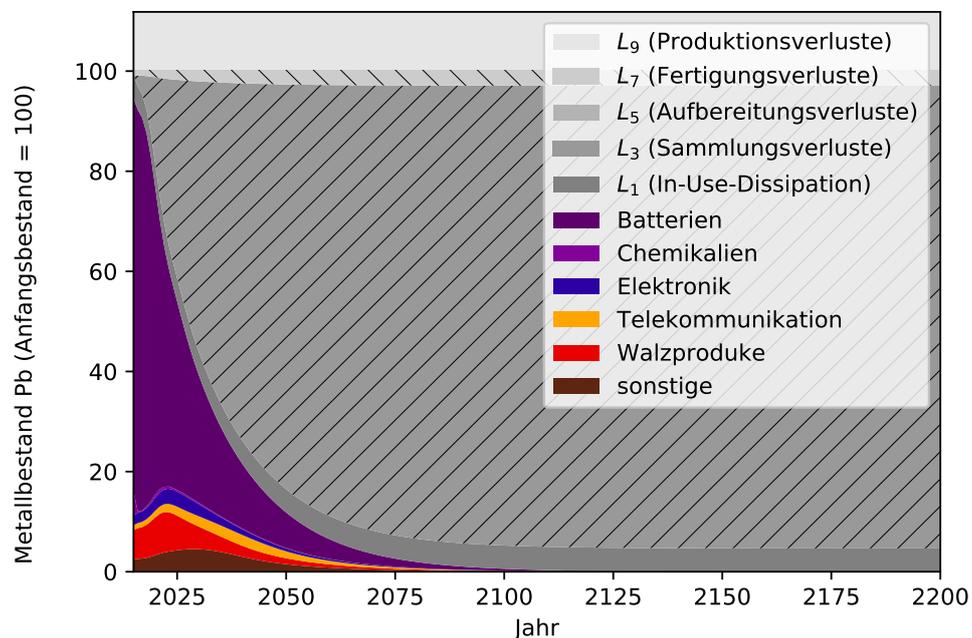


Abbildung 5.38: Metallbestand einer Primärproduktionskohorte von Blei in der Anthroposphäre nach Anwendungssektoren und dissipativen Verlusten. Aufbereitungsverluste sind vernachlässigbar klein.

Dissipative Verluste treten zu gut einem Viertel als *Tailings & Slags* (ENV.1) auf. Herstellungsverluste machen nur 2% aller dissipativen Verluste aus und werden der *Umwelt* (ENV.0) zugerechnet. In-Use Dissipation macht ein Zehntel der dissipativen Verluste aus, die ebenfalls in die Umwelt gelangen. Etwa zwei Drittel aller dissipativen Verluste können der *Deponierung* (ENV.2) von Altschrotten zugerechnet werden.

Die Dissipation von Blei ist explizit untersucht, da Blei als giftiger Gefahrstoff gilt, für den die chemische Zusammensetzung der emittierten Materialverluste wichtig sein kann (Mao et al. 2009). Die meisten Materialverluste werden als Feststoffe an Land emittiert,

entweder in abgeschlossene (z.B. Deponien) oder nicht näher bekannte, nicht abgeschlossene Umgebungen. Diese beiden Empfangsmedien nehmen etwa 80 % aller Emissionen auf. Es sind jedoch auch Emissionen in Schlämme an Land, in Gewässer oder die Luft belegt (Mao et al. 2009).

Der Dissipationsmenge von 2,84 Mt Blei im Jahr 2000 stehen die Extraktion von 3,5 Mt und die Nutzung von 5,93 Mt gegenüber. Die Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) liegt demnach für Blei bei 81 %, die Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) bei 48 %. Als Verweildauer  $\tau_A$  in der Anthroposphäre ergeben sich 15 Jahre.

### 5.3 Gesamtbewertung der dissipativen Verluste

Die ermittelten Prozesseffizienzen der Materialsysteme der 18 Metalle können in Tabelle C.3 nachgeschlagen werden. Die Prozesseffizienzen entsprechen den Transferkoeffizienten der Materialflussanalysen. Hohe Produktionseffizienzen  $\delta$  zeigen sich insbesondere bei Aluminium, Eisen, Zinn, Wolfram und Blei mit jeweils über 85 %. Für die Koppelprodukte Gallium, Germanium, Selen und Tellur liegt die Produktionseffizienz hingegen bei höchstens 5 %. Sehr hohe Fertigungseffizienzen  $\lambda$  von mindestens 90 % weisen Cobalt, Silber, Zinn, Wolfram, Rhenium und Blei auf. Bei Gallium, Germanium und Indium hingegen liegen die Fertigungseffizienzen unter 50 %. Bei Eisen, Germanium, Selen, Wolfram und Rhenium wird Neuschrott vollständig gesammelt ( $\xi$ ) und dem Recyclingprozess zugeführt. Höchstens ein Viertel des Neuschrotts wird hingegen bei Cobalt, Selen und Zinn gesammelt. Mindestens drei Viertel des Altschrotts wird an Aluminium, Chrom und Eisen gesammelt ( $\gamma$ ). Gallium, Germanium, Indium und Tellur haben laut ihren Materialflussanalysen gar kein End-of-Life Recycling. Die Aufbereitungseffizienz  $\theta$  kann für Nickel, Kupfer, Selen, Silber, Zinn, Tellur, Tantal, Wolfram, Rhenium und Blei mit 100 % angenommen werden. Schlechte Aufbereitungseffizienzen weisen hingegen Chrom, Cobalt und Germanium mit unter 60 % auf.

Es lassen sich auch die aus den MFAs ermittelten Werte zur In-Use-Dissipation und der End-of-Life Recycling Rate mit denen aus der Literatur vergleichen. Die dazu nötigen Daten sind in Tabelle C.4 angegeben. Erhebliche Unterschiede zwischen den berechneten Werten und den Literaturwerten ergeben sich zum Beispiel bei Zink, dessen In-Use-Dissipation von Ciacci et al. (2015) höher eingeschätzt wird, allerdings auch für Germanium, Selen, Indium und Tellur, deren In-Use-Dissipation von Ciacci et al. (2015) deutlich niedriger eingeschätzt wird. In allen anderen Fällen stimmen der berechnete Parameter  $\omega$  und die In-Use-Dissipation (IUD) von Ciacci et al. (2015) etwa überein. Weiterhin ergeben sich für Chrom, Cobalt und Zinn aus den Materialflussanalysen sehr viel niedrigere End-of-Life Recycling Rates als bei Graedel et al. (2011a), wohingegen Aluminium, Selen, Silber und Tantal erheblich höhere End-of-Life Recycling Rates aufweisen als in der Referenzliteratur. Die berechnete End-of-Life Recycling Rate der 18 Metalle liegt in der Regel deutlich unter dem von Ciacci et al. (2015) angegebenen recycelbaren Anteil. Dies wird die Aussage von Ciacci et al. (2015)

bestätigt, dass nicht alle recycelbaren Anwendungen funktionell recycelt werden. Einzig im Fall von Selen wird in der Materialflussanalyse ein End-of-Life Recycling angegeben, welches über dem recycelbaren Anteil von Ciacci et al. (2015) liegt.

Tabelle 5.19: Materialflusskennzahlen der 18 Metalle entsprechend der ausgewerteten Materialflussanalysen (Tabelle C.1).

<b>Elem.</b>	<b>Bezugsjahr</b>	<b>Extraction</b>	<b>Consumption</b>	<b><math>\delta</math>Stock</b>	<b>AR (%)</b>	<b>Dissipation</b>
Al	2014	63,0 Mt	66,5 Mt	43,5 Mt	65	21,4 Mt
Cr	2000	5,14 Mt	3,32 Mt	2,51 Mt	76	2,63 Mt
Fe	2000	694 Mt	746 Mt	482 Mt	65	212 Mt
Co	2005	127 kt	53,2 kt	12,7 kt	24	114 kt
Ni	2005	1,58 Mt	1,57 Mt	920 kt	59	559 kt
Cu	2011	19,8 Mt	20,9 Mt	9,20 Mt	44	10,6 Mt
Zn	2010	14,0 Mt	13,0 Mt	4,50 Mt	35	9,38 Mt
Ga	2011	21,0 kt	178 t	91,2 t	51	20,9 kt
Ge	2011	12,6 kt	49 t	23,5 t	48	12,5 kt
Se	2010	53,8 kt	2,25 kt	20 t	1	53,8 kt
Ag	1997	20,2 kt	26,8 kt	8,7 kt	32	11,5 kt
In	2011	1,22 kt	247 t	-128 t	-52	1,35 kt
Sn	1927-2005	17,0 Mt	18,6 Mt	1,55 Mt	8	15,9 Mt
Te	2010	11,1 kt	390 t	250 t	64	10,9 kt
Ta	2015	2,42 kt	1,47 kt	140 t	10	2,17 kt
W	2008	51,0 kt	56,0 kt	5,0 kt	9	47,0 kt
Re	2008	120 t	70 t	42 t	60	78 t
Pb	2000	3,50 Mt	5,93 Mt	663 kt	11	2,84 Mt

AR = Accumulation Ratio

Die Kennzahlen der MFAs der 18 ausgewählten Metalle sind in Tabelle 5.19 angegeben. Wie schon bei den Angaben zu Produktionsmengen, Reserven und Ressourcen in Abschnitt 4.3.1, zeigt sich, dass sich die Materialflüsse um mehrere Größenordnungen unterscheiden. Die Extraktionsmenge im Bezugsjahr liegt für Eisen mit Abstand am höchsten, gefolgt von Aluminium. Die niedrigste Extraktionsmenge liegt bei Rhenium vor, gefolgt von Indium. Auch in der Nutzung haben Eisen und Aluminium die größten Materialflüsse, die für beide Metalle sogar noch über der Extraktionsmenge liegt. Die geringste in Nutzung gebrachte Materialmenge findet sich jedoch bei Germanium, welches in noch geringeren Mengen genutzt wird als Rhenium. Bei den Metallen Aluminium, Eisen, Kupfer, Silber, Zinn, Wolfram und insbesondere Blei ist der Materialkonsum größer als die Extraktion, was auf eine funktionierende Sekundärproduktion hinweist. Der Aufbau an Materialbeständen ist für Eisen mengenmäßig am größten, die höchste Accumulation Ratio (AR) findet sich jedoch bei Chrom. Die Bestände an Indium wurden im Bezugsjahr abgebaut, abgesehen davon findet auch bei Selen praktisch keine Vergrößerung der Nutzlagerbestände statt. Dementsprechend

hat Eisen die größte Menge an dissipativen Verlusten pro Jahr, gefolgt von Aluminium und Kupfer.

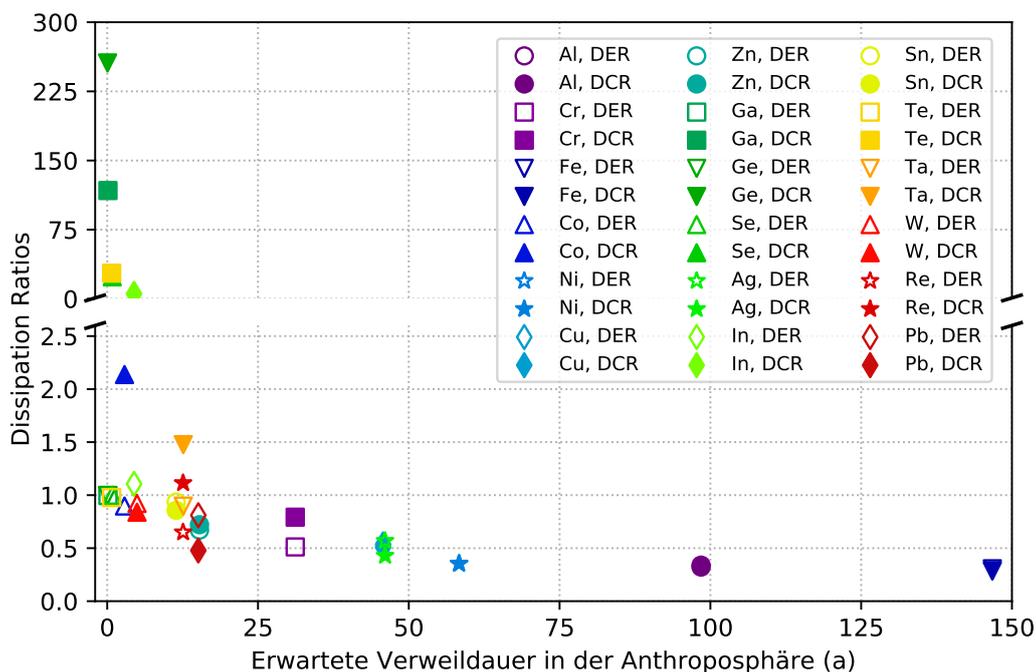


Abbildung 5.39: Dissipation-to-Extraction Ratio (DER) und Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) der 18 Metalle im Vergleich zur erwarteten Verweildauer ( $\tau_A$ ). Ordinatenachse unterbrochen.

Abbildung 5.39 zeigt die Dissipation-to-Extraction Ratio und Dissipation-to-Consumption Ratio der 18 Metalle im direkten Vergleich sowie deren erwartete Verweildauer in der Anthroposphäre. Die berechneten Werte dieser drei Dissipationsindikatoren sind auch in Tabelle C.5 angegeben. Die geringste Dissipationsmenge weist Rhenium auf. Die Dissipation-to-Extraction Ratio liegt im Mittel aller 18 Metalle bei 75 %. Eisen, Aluminium und Nickel haben Werte der DER unter 40 %. Für Gallium, Germanium, Selen, Indium und Tellur liegt die Dissipation-to-Extraction Ratio hingegen über 95 %. Vergleicht man die Dissipation-to-Consumption Ratios (DCR) der 18 Metalle, werden die Unterschiede noch gravierender. Bei den Metallen Gallium, Germanium, Selen und Tellur dissipiert nach Auswertung der MFAs jährlich mehr als das zehnfache der in Nutzung gebrachten Materialmenge. Für Aluminium, Eisen, und Nickel hingegen weniger als 40 % der in Nutzung gebrachten Menge. Die Prozesseffizienzen und Produktlebensdauern wirken sich so aus, dass die erwarteten Verweildauern in der Anthroposphäre ( $\tau_A$ ) sich ebenfalls um vier Größenordnungen unterscheiden. Während die erheblichen Produktionsverluste bei Gallium, Germanium, Selen und Tellur zu Verweildauern unter einem Jahr führen, verweilt Eisen im Mittel fast 150 Jahre lang in der Anthroposphäre.

## 6 Technoökonomische Handlungsoptionen

Versorgungsrisiken und dissipative Verluste bauen ein Spannungsfeld des technoökonomischen Handelns im Zusammenhang mit den Nachhaltigkeitszielen des Klimaschutzes und der gesellschaftlichen Entwicklung auf. Die technologische und wirtschaftliche Entwicklung verlangt nach der steten Bereitstellung neuer Rohstoffe. Bestehenden Versorgungsrisiken kann auf den ersten Blick durch die Ausweitung der Primärproduktion begegnet werden: mehr Minen, mehr Aufbereitungsanlagen, auch bei geringer Rohstoffqualität oder Prozesseffizienz sowie die Diversifizierung der Lieferketten. All dies verringert Versorgungsrisiken. Materialverluste und die mit der Metallnutzung einhergehenden Umweltauswirkungen erfordern hingegen einen möglichst effizienten Umgang mit Rohstoffen: effiziente Prozesse, Separation von Koppelprodukten, Konzentration auf hochqualitative Lagerstätten, Nutzung von Sekundärmaterialien und die Sammlung und Aufbereitung von Abfällen.

In diesem Spannungsfeld stellen sich nun also die Fragen, welche Ziele Gesetzgeber und öffentliche Verwaltungen, Unternehmen und die Wissenschaft verfolgen sollen und welche Maßnahmen zur Erreichung dieser Ziele geeignet sind. Dabei kann zwischen der Anpassung an Risiken und der Verringerung der Risiken abgewogen werden. Gerade aus Unternehmenssicht kann schon die Information über ein mögliches Problem ausreichend sein, um die Auswirkungen eines Ereignisses zu bewältigen. Eine der Handlungsoptionen ist es, über Probleme und Risiken lediglich zu informieren, diese jedoch nicht aktiv zu bekämpfen.

Können die Risiken jedoch nicht auf Dauer hingenommen werden, so müssen die Versorgung abgesichert und die dissipativen Verluste vermieden werden. Besonders sorgfältig muss abgewogen werden, wenn Handlungsoptionen die Versorgungsrisiken zwar verringern, dafür jedoch zusätzliche dissipative Verluste verursachen – oder andersherum. Lässt sich ein Ziel nicht mehr verbessern, ohne dass eine andere Zieldimension sich verschlechtert, nennt man diesen Zustand pareto-optimal. In diesen Fällen kann keine Handlungsoption von vornherein bevorzugt werden, da es keine offensichtliche Gewichtung der beiden Zieldimensionen zueinander gibt. Weitere Zielkonflikte können auftreten, wenn zwischen verschiedenen Ressourcen abgewogen werden muss, weil jede Verbesserung der Situation bei einer Ressource zu einer Verschlechterung bei der anderen führen würde.

In diesem Kapitel werden nun zunächst die in der Literatur vorgeschlagenen Maßnahmen zur Verringerung von Versorgungsrisiken und Vermeidung dissipativer Verluste gesammelt. Solche Maßnahmen, die lediglich auf Informationsmanagement, Vertragsgestaltung, finanzielle Absicherung oder Verbraucherinformation abzielen, werden dabei nicht berücksichtigt. Anschließend wird eine Auswahl an gemeinsamen Handlungsoptionen für die beiden Zieldi-

mensionen zusammengestellt und diese entwickelten Maßnahmen auf ausgewählte Metalle angewandt.

## 6.1 Vergleich der Versorgungsrisiken und der dissipativen Verluste der 18 Metalle

In Kapitel 4 und Kapitel 5 wurden für 18 Metalle die globalen Versorgungsrisiken und dissipativen Verluste quantifiziert. Abbildung 6.1 setzt die Ergebnisse beider Bewertungen ins Verhältnis. Dafür werden alle Metalle in neun Gruppen eingeteilt, mit jeweils verhältnismäßig niedrigem, mittlerem oder hohem Versorgungsrisiko und verhältnismäßig niedrigen, mittleren oder hohen dissipativen Verlusten.

		Dissipation		
		niedrig	mittel	hoch
Versorgungsrisiko	hoch		W Re	Co Se In
	mittel	Cr Ni Ag Pb	Zn Sn	Ga Ge
	niedrig	Al Fe Cu	Ta	Te

Abbildung 6.1: Vergleich der Versorgungsrisiken und der dissipativen Verluste der 18 Metalle eingeteilt in neun Elementgruppen mit jeweils niedrigem, mittlerem oder hohem Versorgungsrisiko und niedrigen, mittleren oder hohen dissipativen Verlusten.

Die Einteilung in die Versorgungsrisikogruppen erfolgt anhand der Indikatoren und deren Standardabweichungen: Die Metalle, deren aggregierte Versorgungsrisikobewertung um mehr als eine Standardabweichung vom Mittelwert der 18 Metalle abweicht, werden jeweils direkt in die Gruppe mit niedrigem oder hohem Versorgungsrisiko eingeteilt. Zusätzlich werden solche Metalle in die Gruppe mit einem hohen Versorgungsrisiko eingeteilt, deren Versorgungsrisikobewertungen in mehr Kategorien um mindestens eine Standardabweichung über dem jeweiligen Mittelwert liegen, als dass diese Kategorien um mindestens eine Standardabweichung unter dem Mittelwert liegen. Für Metalle mit einem geringen Versorgungsrisiko gilt entsprechend die umgekehrte Regel. Alle weiteren Metalle kommen in die Gruppen mit einem mittleren Versorgungsrisiko. Daraus ergibt sich, dass ein hohes Versorgungsrisiko für

die Metalle Cobalt, Selen, Indium, Wolfram und Rhenium vorliegt. Ein niedriges Versorgungsrisiko haben hingegen die Metalle Aluminium, Eisen, Kupfer, Tellur und Tantal.

Die Einteilung in die Dissipationsgruppen erfolgt anhand der einzelnen Dissipationsindikatoren. Eine DER unter 60 %, eine DCR unter 60 % und eine erwartete Verweildauer über 30 Jahren führen jeweils zu einer Einordnung als Metall mit geringer Dissipation. Eine DER über 90 %, eine DCR über 150 % und eine erwartete Verweildauer unter 3 Jahren hingegen zu einer Einordnung als Metall mit hoher Dissipation. Für die Gesamteinschätzung genügt es wiederum, welche der beiden Einschätzungen überwiegt. Ist das Ergebnis nicht eindeutig, oder liegen die Indikatoren jeweils zwischen den Grenzwerten, so wird das Metall in die mittlere Gruppe einsortiert. Metalle mit geringer Dissipationsproblematik sind demnach Aluminium, Chrom, Eisen, Nickel, Kupfer, Silber und Blei. Metalle, bei denen dissipative Verluste ein großes Problem darstellen, sind Cobalt, Gallium, Germanium, Selen, Indium, Zinn, Tellur und Wolfram.

## 6.2 Handlungsoptionen zur Verringerung der globalen Versorgungsrisiken

Da der Unternehmenswert unter anderem von Rohstoffverfügbarkeiten und Rohstoffpreisen abhängig ist, geben Fridgen et al. (2013) Absicherungsmöglichkeiten gegen Versorgungsrisiken für Unternehmen an. Sie teilen die Risiken und Maßnahmen in die fünf Bereiche *Zugang zu Finanz- und Rohstoffbörsen, Einfluss auf Politik- und Rechtssysteme, Verhandlungsmacht gegenüber dem Zuliefernetzwerk und dem Kundennetzwerk sowie Kreislaufwirtschaft* ein<sup>59</sup>. Tabelle 6.1 stellt Risiken und Absicherungsmaßnahmen in einer ähnlichen Weise dar. Von Fridgen et al. (2013) vorgeschlagene Maßnahmen, die Materialflüsse verändern, sind *Materialsubstitution, Lagerung, Diversifikation, Bergbauinvestitionen* und eine Förderung der Kreislaufwirtschaft, was sich in *Recycling* oder *Wiederverwendung* äußern kann.

Bustamante et al. (2018) untersuchen am Beispiel des Koppelprodukts Tellur Möglichkeiten zur Verringerung des globalen Versorgungsrisikos. Tellur wird für CdTe-Dünnschicht-photovoltaik benötigt und es wird erwartet, dass die Produktion in den nächsten Jahren nicht entsprechend des Nachfrageanstieges gesteigert werden kann. Bustamante et al. (2018) messen die Effizienz der drei Maßnahmen *Dematerialization, verbesserte Koppelproduktseparation* und verbesserte *Schrottsammelrate* daran, inwieweit diese den Startzeitpunkt eines Zustandes einer Versorgungslücke, dessen Dauer und stärkste Ausprägung verändern. Gaustad et al. (2017) geben für Versorgungsprobleme bei kritischen Rohstoffen auf Unternehmensebene Strategien auf Basis der Circular Economy an. Diese Strategien umfassen *Recycling & Reuse, Schrottsammlung, Ressourceneffizienz, Dematerialization* und *Diversifizierung*. Für Ayres und Peiró (2013) sind mögliche Reaktionen auf die Kritikalität von Me-

<sup>59</sup>Die Ergebnisse von Fridgen et al. (2013) können nur eingeschränkt verwendet werden, da Versorgungsrisiken zwischen Unternehmen innerhalb von Lieferketten in dieser Arbeit genauso wenig betrachtet werden wie finanzielle oder vertragliche Absicherungsmöglichkeiten.

Tabelle 6.1: Maßnahmen zur Reduzierung von Versorgungsrisiken mit direkten Auswirkungen auf die Materialflüsse und deren Einschätzung zur Eignung für die vier Risikokategorien der Bewertung von Versorgungsrisiken aus Kapitel 4: Angebotsreduzierung (A), Nachfrageanstieg (N), Konzentrationsrisiko (K) und politisches Risiko (P). Quellenangaben: A3: Ayres und Peiró (2013), B8: Bustamante et al. (2018), D6: Dewulf et al. (2016), E7: R. Eggert (2017), F3: Fridgen et al. (2013), G4: Goe und Gaustad (2014), G7: Gaustad et al. (2017), D8: Duclos et al. (2008), L4: Lusty und Gunn (2014), L6: Lapko et al. (2016), Ma7: Machacek (2017), Mi7: R. Miller (2017).

Maßnahme	Risikokategorie				Quellen
	A1-A3	N1-N4	K1-K2	P1-P3	
Recycling & Reuse	✓	✗	✓	✓	A3, D8, F3, G4, G7, L6, Ma7, Mi7
Bergbauinvestitionen	✓	✓	✗	✓	E7, F3, G4, L4, L6, Ma7
Materialsubstitution	✓	✓	✓	✓	A3, D8, F3, L6, Ma7, Mi7
Lagerung	✓	✗	✓	✓	D8, F3, G4, L6
Materialeffizienz	✓	✓	✗	✗	D8, G7, L6, Mi7
Diversifikation	✗	✗	✓	✓	F3, G7, L6
Koppelproduktseparation	✗	✓	✗	✗	A3, B8, Ma7
Schrottsammlung	✓	✗	✓	✓	B8, G7, L6
Dematerialization	✓	✓	✗	✗	B8, G7
Produktions- und Handelsverlagerung	✗	✗	✗	✓	G4, L6
Besteuerung & Subventionierung	✓	✓	✗	✓	G4
Freihandelsförderung	✗	✗	✓	✓	E7

✓ = geeignet zur Adressierung dieser Risikokategorie, ✗ = nicht geeignet

tallen die *Materialsubstitution*, höhere *Koppelproduktseparation* und höhere *Recyclingraten*. Dewulf et al. (2016) sehen Resilienz als Reaktion auf Kritikalität in Form von Vulnerabilität und Versorgungsrisiken. Demnach sind *Diversifizierung*, *Bergbauinvestitionen* und *Recycling* genauso geeignet wie *Preisanpassungen*, *Materialsubstitution*, *Produktverbesserungen* und *Lagerhaltung*. Machacek (2017) hinterfragt die Kritikalitätsbewertungen insofern, als dass dadurch Risiken konstruiert und die wissenschaftlichen Empfehlungen legitimiert werden sollen. Hierzu würden in der Literatur Schlussfolgerungen aus Kritikalität, insbesondere Versorgungsrisiken gezogen, welche dann zum Beispiel in staatlich finanzierten Forschungsprojekten umgesetzt werden könnten. Dass es eine ganze Reihe solcher Forschungsprojekte gibt, zeigt die Übersicht von Løvik et al. (2018) für die Forschung zur Verbesserung der Versorgung mit kritischen Metallen in der EU. Machacek (2017) sieht die Förderung von *Exploration*, *Recyclingtechnologien* und *Materialsubstitutionen* als finanzielle Maßnahmen, die Förderung von *Bergbau* und *Koppelproduktseparation* als materielle oder ökonomische Maßnahmen und das *Lieferkettenmanagement* sowie *Rohstoffpartnerschaften* als strukturelle Maßnahmen. Lapko et al. (2016) nennen eine ganze Reihe von Kritikalitätsbewältigungs-

strategien, angelehnt an klassische Unternehmensstrategien. Zusätzlich zu bereits genannten Strategien finden sich darunter auch die *Verlagerung auf sichere Produktionsländer*. Lusty und Gunn (2014) nehmen eine geologische Perspektive ein und nennen zur Bekämpfung globaler Versorgungsrisiken die Optionen verbesserte *Modellierung* von Lagerstätten, neue *Explorationstechniken*, die *Ausweitung des Bergbaus* auf schwer zugängliche Gebiete wie Polarregionen und ozeanische Krusten, sowie *Energieeffizienz*. R. Eggert (2017) nennt für mögliche politische Handlungsoptionen unter anderem die Förderung des *internationalen Freihandels* und des *Bergbaus*. Goe und Gaustad (2014) listen speziell für kritische Materialien der Photovoltaikindustrie Maßnahmen von der *Besteuerung*, über die *Regulierung*, *Lagerhaltung*, *öffentliche Beschaffung* bis hin zu *Subventionierung und Förderung* auf. Für Hatayama und Tahara (2015b) sind die Ressourcenansprüche japanischer Firmen im Verhältnis zur Inlandsnachfrage und zur globalen Versorgungslage entscheidend im Umgang mit Versorgungsrisiken. Dies ist jedoch nicht auf den globalen Maßstab übertragbar. Fallstudien für den Umgang mit Versorgungsrisiken liefern außerdem Mancheri et al. (2018) sowie Keilhacker und Minner (2017), ohne dabei neue Maßnahmen aufzuzeigen.

Zusammenfassend zeigt Tabelle 6.1, dass die *Materials substitution*, zusätzliche *Bergbauinvestitionen* und die Förderung der *Kreislaufwirtschaft* in der Literatur am häufigsten als Maßnahmen zur Verringerung der Versorgungsrisiken genannt werden. Materials substitutionen können dabei Verbesserungen (aber auch Verschlechterungen) in allen vier Risikokategorien bewirken. Bergbauinvestitionen senken die Angebots- und Nachfragerisiken und können zusätzlich die Abhängigkeit von risikoreichen Produktionsländern verringern. Recycling und Reuse helfen, das Versorgungsrisiko durch Angebotsreduzierung zu reduzieren, senken Marktkonzentration durch eine zusätzlich verfügbare Sekundärproduktion und wirken geopolitischen Risiken durch eine inländische Produktion entgegen.

## 6.3 Handlungsoptionen zur Vermeidung dissipativer Verluste

Für die Vermeidung dissipativer Verluste es ist wichtig, nicht nur das Ausmaß der dissipativen Verluste insgesamt zu bestimmen, sondern auch die Prozesse im Wertschöpfungs-system zu identifizieren, welche die dissipativen Verluste erzeugen. Dies ist aufgrund der in Kapitel 5 ausgewerteten Materialflussanalysen nun möglich.

Zimmermann (2015) identifiziert aus der Literatur Maßnahmen zur Erhöhung des Recyclings und zur Förderung geschlossener Kreisläufe. Diese werden später zusätzlich von Zimmermann (2017) den Fallstudien CIGS-Solarzellen, PET-Flaschen und Hitzeschilder für Flugzeugturbinen zugeordnet. Für Indium, Germanium und Yttrium schlägt er vor, die *Koppelproduktseparation* aus Zinkerz und Bauxit zu erhöhen, die *Fabrikationseffizienz* und das *Recycling* von Neuschrott wie Altschrott zu verbessern sowie *Recyclingquoten* festzusetzen. Für Germanium schlägt er ebenfalls eine erhöhte *Koppelproduktseparation* vor und empfiehlt, die *Gewerbeabfälle* besser zu recyceln. Zusätzlich sollten Mehrwegflaschen statt

Einwegflaschen verwendet werden (Zimmermann 2015). Die Handlungsempfehlungen von Zimmermann (2017) umfassen eine effizientere *Separation* von kritischen Koppelproduktmetallen, eine höhere Verwertung von *Fabrikationsabfällen* und die Einführung von *Recyclingquoten*, inklusive der Entwicklung neuer *Recyclingtechnologien*. Tabelle 6.2 bewertet die vorgeschlagenen Dissipationsvermeidungsmaßnahmen hinsichtlich der Eignung zur Verringerung der Dissipation-to-Extraction Ratio, der Dissipation-to-Consumption Ratio und der erwarteten Verweildauer in der Anthroposphäre.

Tabelle 6.2: Maßnahmen zur Vermeidung dissipativer Verluste mit direkten Auswirkungen auf die Materialflüsse und deren Einschätzung zur Eignung für die drei Indikatoren zur Bewertung dissipativer Verluste aus Kapitel 5: Dissipation-to-Extraction Ratio (DER), Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) und erwartete Verweildauer in der Anthroposphäre ( $\tau_A$ ). Quellenangaben: A3: Ayres und Peiró (2013), C5: Ciacci et al. (2015), K3: Kral et al. (2013), L5: Leal-Ayala et al. (2015), N7: Nakamura et al. (2017), Z5: Zimmermann (2015), Z7: Zimmermann (2017).

Maßnahme	DER	DCR	$\tau_A$	Quellen
Abfallbehandlungs- und Recyclingziele	✓	✓	✓	Z5, Z7, K3
Materialeffizienz	✓	✓	✓	C5, Z5, Z7
Abfallsortierung	✓	✓	✓	N7, L5, A3
Eco-Design & Design-for-Recycling	✓	✓	✓	C5, Z5
Effizientere Recyclingverfahren	✓	✓	✓	Z5, Z7
Koppelproduktseparation	✗	✓	✓	Z5, Z7
Märkte für Recyclingmaterialien	✓	✓	✓	C5, Z5
Recyclinganreize für Industrie	✓	✓	✓	Z5, Z7
Industrial Symbiosis	✓	✓	✓	Z5
Vermeidung energetischer Verwertung	✓	✓	✓	Z5
Deponierungsverbot	✓	✓	✓	Z5
Recyclbare Materialien	✓	✓	✓	Z5
Erweiterte Herstellerverantwortung	✓	✓	✓	Z5
Verhinderung illegaler Abfallexporte	✗	✗	✗	Z5
Verzicht auf dissipative Anwendungen	✓	✓	✓	C5
Materialsubstitution	✗	✗	✗	C5

✓ = geeignet zur Adressierung dieses Indikators, ✗ = nicht geeignet

Ciacci et al. (2015) geben an, dass es in vielen Fällen schwierig sei, dissipative Verluste durch Reduzierung des Materialeinsatzes oder durch Recyclingmaßnahmen zu vermeiden, da die Effizienzpotentiale schon ausgereizt seien und die Abfallströme per se nicht recycelbar seien. Stattdessen wäre der *Verzicht auf dissipative Anwendungen*, freiwillig oder durch Verbot, eine gangbare Möglichkeit. Dissipative Verluste könnten durch *Materialsubstitution* reduziert werden – angeregt entweder aufgrund legislativen oder ökonomischen Drucks – oder durch eine systemische Betrachtungsweise (Ciacci et al. 2015). In einigen Anwendungen, in denen es derzeit zu dissipativen Verlusten kommt oder bei denen die Abfälle nicht recycelbar sind, wären laut Arvidsson und Sandén (2017) auch kohlenstoffbasierte

Nanomaterialien als Substitute einsetzbar. Die Förderung von Recycling durch selektive Abfallsammlungen für eine bessere Vermarktbarkeit des Schrotts sei laut Ciacci et al. (2015) ebenfalls hilfreich. Dies könne auch durch *Design-for-Recycling* ermöglicht werden. Um die Umwelt zu schonen und die Produktqualität sicherzustellen, schlagen Kral et al. (2013) vor, dass Recyclingquoten Qualitätsaspekte mitberücksichtigen sollten. Nakamura et al. (2017) zeigen, dass eine bessere *Abfallsortierung* zu geringeren Materialverlusten für Legierungsmetalle führen kann. Zur Vermeidung dissipativer Verluste bei Wolfram schlagen Leal-Ayala et al. (2015) bessere *Altschrottsammlungen* in Open-Loop-Systemen vor. Ayres und Peiró (2013) geben den Open-Loop-Charakter vieler Recyclingsysteme als wichtigsten Treiber für Materialverluste an. Eine bessere Abfallsortierung und höhere Sammelraten für Altschrott würden den Materialverlusten entgegenwirken.

Tabelle 6.2 zeigt, dass Maßnahmen zur Erhöhung der *Materialeffizienz*, *Koppelproduktseparation*, eine bessere *Abfallsortierung*, *-sammlung*, und *-aufbereitung* sowie der *Verzicht auf dissipative Anwendungen* hilfreich zur Vermeidung dissipativer Verluste sind. Abgesehen von der Koppelproduktseparation, die nur die Dissipation-to-Consumption Ratio und die Verweildauer verbessern kann, wirken diese häufig genannten Maßnahmen auch auf alle drei Dissipationsindikatoren.

## 6.4 Auswahl technoökonomischer Maßnahmen

Ausgehend von diesen Empfehlungen der Literatur können nun Maßnahmen identifiziert werden, die die Versorgungsrisiken oder die dissipativen Verluste von Metallen verringern sollten. Dabei muss auch berücksichtigt werden, ob die Maßnahmen materialspezifisch umsetzbar sind. Allgemein können Strategien zur Umsetzung einer Circular Economy auch zur Verringerung von Versorgungsrisiken und dissipativen Verlusten herangezogen werden, diese sind aber oftmals produktspezifisch oder branchenspezifisch. Hierzu gehören Abfallvermeidungsstrategien (Hutner et al. 2017), Vorbereitung zur Wiederverwendung, Wiederverwendung von Produkten, Remanufacturing von Komponenten, Design-for-Recycling, oder Eco-Design. Die acht ausgewählten Maßnahmen sind jedoch materialspezifisch, auf das gesamte Anwendungsspektrum der Metalle bezogen und betreffen die Bereiche Produktion (P), Fertigung (F), Sammlung (S), Recycling (R) und Nutzung (U):

- P1** eine höhere Produktionseffizienz,
- P2** eine bessere Separation von Koppelprodukten,
- F1** eine höhere Fertigungseffizienz,
- S1** eine höhere Sammelrate für Neuschrott,
- S2** eine höhere Sammel- und Sortierrate für Altschrott,
- R1** eine höhere Aufbereitungseffizienz,
- U1** die Vermeidung dissipativer Anwendungen und
- U2** die Substitution durch andere Materialien.

Eine höhere Produktionseffizienz (P1) fällt unter die für beide Bewertungsdimension vorgeschlagene Maßnahme der Materialeffizienz. Diese bewirkt, dass zur Nachfragedeckung der Fertigung weniger Bergbau betrieben werden muss und erhöht damit die Statischen Reichweiten. Außerdem verringern sich die dissipativen Verluste während der Produktionsphase. Die Maßnahme kann auf zwei Wegen erreicht werden: Entweder durch bessere Bergbau- und Verarbeitungstechnologien, oder durch den Verzicht auf den Abbau von Lagerstätten geringerer Qualität. Durch neue Technologien entstünden keine Zielkonflikte. Bei der Einschränkung auf hochwertige Lagerstätten hingegen würde sich auf Kosten geringerer dissipativer Verluste die Reservemenge reduzieren und damit das Versorgungsrisiko erhöhen.

Eine bessere Separation von Koppelproduktmetallen (P2) wird ebenfalls als Maßnahme für beide Bewertungsdimensionen vorgeschlagen. Diese würde das Angebot an Koppelproduktmetallen erhöhen und dissipative Verluste während der Produktionsphase verringern.

Eine höhere Fertigungseffizienz (F1) fällt erneut unter den Vorschlag der Materialeffizienz. Sie bewirkt, dass geringere Primärproduktionsmengen notwendig sind und weniger Neuschrott anfällt. Dies hat die selben Auswirkungen auf die Statischen Reichweiten und dissipativen Verluste wie eine höhere Effizienz in der Produktionsphase.

Höhere Sammelraten für Neuschrott (S1) werden in beiden Bewertungsdimensionen vorgeschlagen. Diese würden die dissipativen Verluste der Fertigung direkt verringern und über das Recycling von Neuschrott zu einer höheren Sekundärproduktion führen, was die notwendige Primärproduktion reduzieren würde und damit die Statischen Reichweiten erhöht und das Versorgungsrisiko senkt.

Höhere Sammel- und Sortierraten für Altschrott (S2) würden ebenfalls auf beide Bewertungsdimensionen wirken. Die dissipativen Verluste des Abfallmanagements würden verringert und der Indikator des Sekundärproduktionsanteils könnte entsprechend der Aufbereitungseffizienz steigen.

Eine höhere Aufbereitungseffizienz (R1) betrifft erneut beide Bewertungsdimensionen. Diese würde den Sekundärproduktionsanteil erhöhen und die dissipativen Verluste der Abfallbehandlungsphase oder des Schrottmarktes verringern.

Außerdem können dissipative Anwendungen vermieden werden (U1), was die Nachfrage nach dem Metall insgesamt verringert, und zu geringeren dissipativen Verlusten in der Nutzungsphase führt.

Metallübergreifend wirken kann die erneut in beiden Bewertungsdimension vorgeschlagene Maßnahme der Materialsubstitution (U2). Es können zur Verbesserung der Nachhaltigkeit entweder Metalle benutzt werden, bei denen die Versorgung gesichert ist, oder bei denen dissipative Verluste ein geringeres Problem sind. Die Substituierbarkeit hängt allerdings von der Eignung des potentiellen Substituts für die jeweilige Anwendung ab.

## 6.5 Anwendung der Maßnahmen auf ausgewählte Metallpaare

Die aus den technoökonomischen Handlungsoptionen ausgewählten Maßnahmen werden nun auf drei Paare aus jeweils einem Trägermetall und einem Koppelprodukt angewandt: Aluminium und Gallium, Kupfer und Tellur, Zink und Indium. Solche Paare von Träger- und Koppelprodukte auszuwerten, entspricht einer üblichen Vorgehensweise in der Literatur. So betrachten beispielsweise Elshkaki und Graedel (2015) vier Metallpaare mit Relevanz für Photovoltaik<sup>60</sup>. Da die Materialflüsse solcher Elementpaare ohnehin gekoppelt sind, bieten sich gemeinsame Betrachtungen aufgrund der Datenlage und der gemeinsamen Produktionsprozesse an. Die sechs Metalle bilden das gesamte Spektrum der Metallgruppen aus Abschnitt 6.1 ab: Gallium, Indium und Tellur weisen hohe dissipative Verluste auf, Aluminium und Kupfer haben nur geringe Dissipation, die Versorgungsrisiken von Indium werden als hoch eingestuft, die Versorgungsrisiken bei Aluminium, Kupfer und Tellur sind vergleichsweise niedrig. Die Auswertung dieser sechs Metalle wird dadurch erleichtert, dass Vergleiche mit den Ergebnissen von Løvik (2015) zu Aluminium und Gallium, Modaresi (2015) zu Aluminium, Glöser-Chahoud (2017) zu Kupfer, Bustamante (2016) zu Tellur und Werner (2017) zu Indium gezogen werden können. Die Anwendbarkeit der acht technoökonomischen Maßnahmen auf die sechs Metalle wird anhand der Literaturangaben geprüft und ihre Auswirkung auf die Versorgungsrisiken und dissipativen Verluste durch Modellrechnungen ermittelt.

### 6.5.1 Aluminium und Gallium

Tabelle 6.3 gibt einen Überblick über die technoökonomischen Maßnahmen für Aluminium und Gallium. In der Primärproduktion ist der wichtigste Verlustfaktor an Aluminium der *Rotschlamm*, der als Abfallprodukt des Bayer-Prozesses immer noch  $\text{Al}_2\text{O}_3$  enthält. Je nach Zusammensetzung des Bauxit-Erzes können 5 % bis 25 % des Rotschlammes Aluminiumoxid sein (Binnemans et al. 2015). Der Rotschlamm wird typischerweise in großen Rückhaltebecken gelagert und stellt einerseits ein erhebliches Gefahrenpotential dar, andererseits aber auch eine Möglichkeit zur Gewinnung von Koppelproduktmetallen (Ujaczki et al. 2018). Für eine höhere Produktionseffizienz (Maßnahme P1) müsste insbesondere der Aluminiumgehalt des Rotschlammes weiter verringert werden. Da Aluminium kein Koppelprodukt ist, entfällt die Maßnahme P2.

Liu et al. (2012) gehen davon aus, dass für Aluminium eine Halbzeugfertigungseffizienz von 90 % und eine Endfertigungseffizienz von 95 % möglich ist<sup>61</sup>. Dies entspräche einer Fertigungseffizienz von insgesamt 86 %, deutlich gesteigert von den aus den Daten von Bertram et al. (2017) ermittelten 59 % (Maßnahme F1). Liu et al. (2012) halten weiterhin eine Erhö-

<sup>60</sup>Zum Trägermetall Zink werden die Koppelprodukte Indium, Germanium und Cadmium betrachtet, zu Kupfer das Koppelprodukt Tellur (Elshkaki und Graedel 2015).

<sup>61</sup>Liu et al. (2012, S. S26) bezeichnen diese Verbesserungen allerdings als „sehr optimistisch oder nur theoretisch möglich“, insbesondere für Anwendungen wie Aluminiumfolien.

hung der Sammelraten von End-of-Life Produkten im Bausektor und Transportsektor auf 95 % und 90 % in allen anderen Sektoren (Maßnahme S2) für möglich. Im Mittel entspricht dies einer Altschrottsammelrate von etwa 92 % und liegt damit deutlich über den bisher ermittelten 83 %. Die Sammelrate für Neuschrott (S1) und die Aufbereitungseffizienz (R1) sind bei Aluminium bereits sehr hoch, daher wird in den Maßnahmen lediglich eine geringfügige weitere Erhöhung angenommen. Da Aluminium keine dissipativen Anwendungen hat und sowohl ein geringes Versorgungsrisiko als auch geringe dissipative Verluste aufweist, entfallen die beiden Maßnahmen U1 und U2. Das veränderte Blockflussdiagramm von Aluminium nach Anwendung aller Maßnahmen ist in Abbildung D.1 dargestellt.

Tabelle 6.3: Technoökonomische Maßnahmen für Aluminium und Gallium. Nicht mit Einzelquellen belegte Maßnahmen sind Annahmen.

Szen.	Aluminium	Gallium
P1	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> -Gehalt im Rotschlamm von 20 % auf 15 % senken	Produktionseffizienz von 2 % auf 3 % erhöhen (Løvik et al. 2016)
P2	<i>kein Koppelproduktmetall</i>	Produktion von 10 % des Potentials auf 100 % erhöhen (Frenzel et al. 2017a)
F1	Fertigungseffizienz von 59 % auf 86 % erhöhen (Liu et al. 2012)	Fertigungseffizienz von 28 % auf 50 % erhöhen (Løvik et al. 2016)
S1	Sammelrate für Neuschrott von 95 % auf 97 % erhöhen	Sammelrate für Neuschrott von 80 % auf 90 % erhöhen (Løvik et al. 2016)
S2	Sammelrate für Altschrott von 83 % auf 92 % erhöhen (Liu et al. 2012)	30 % Sammelrate bei Elektroschrott (Licht et al. 2015)
R1	Aufbereitungseffizienz von 97 % auf 98 % erhöhen	Recyclingeffizienz von 71 % auf 98 % erhöhen (Løvik et al. 2016)
U1	<i>keine dissipativen Anwendungen</i>	<i>keine dissipativen Anwendungen</i>
U2	<i>Aluminium hat bereits geringes Versorgungsrisiko und geringe dissipative Verluste</i>	<i>Gallium durch Silizium und Indium ersetzbar, Verbesserung unklar</i>

Für Gallium treten die größten dissipativen Verluste während der Produktionsphase auf, da Gallium bei weitem nicht immer von Aluminium separiert wird und die Separationsprozesse ineffizient sind. Nach Angaben von Løvik et al. (2016) kann die Verlustrate von Gallium im Bayer-Prozess von 60 % auf 40 % gesenkt und die Extraktionseffizienz von 95 % auf 98 % erhöht werden. Durch diese Maßnahmen würde die Produktionseffizienz (Maßnahme P1) von derzeit 2 % auf 3 % erhöht werden. Laut Frenzel et al. (2017a) könnte die Produktion von Gallium als Koppelprodukt seiner Hauptmetalle derzeit sogar verzehnfacht werden (Maßnahme P2). Ayres und Peiró (2013) geben die bisherige *Recovery Efficiency* von Gallium sogar nur mit 1 % an.

Løvik et al. (2016) nennen für die Fertigungseffizienz (Maßnahme F1), die Sammelrate für Neuschrott (S1) und die Recyclingeffizienz (R1) Zielwerte von 50 %, 90 % und 98 %, die hier als Maßnahmen übernommen werden. End-of-Life Recycling (S2) wird auch in

Zukunft keine große Rolle spielen (Løvik et al. 2015), Licht et al. (2015) geben jedoch an, dass 30 % des Galliums aus Elektroschrott gesammelt werden könnte. Gallium hat keine dissipativen Anwendungen, daher entfällt die Maßnahme U1. Von den beiden möglichen guten Substituten Silizium und Indium wird Silizium in dieser Arbeit nicht betrachtet und Indium hat ein noch größeres Versorgungsrisiko und ähnliche dissipative Verluste, daher lässt sich durch eine Substitution in Maßnahme U2 keine Verbesserung erreichen. Das veränderte Blockflussdiagramm von Gallium nach Anwendung aller Maßnahmen ist in Abbildung D.2 dargestellt.

### 6.5.2 Kupfer und Tellur

Tabelle 6.4 gibt einen Überblick über die technoökonomischen Maßnahmen für Kupfer und Tellur. Tellur wird ausschließlich als Koppelprodukt gefördert, über 90 % davon als Koppelprodukt von Kupfer (Nassar et al. 2015a). Beim elektrolytischen Aufbereitungsverfahren des Kupfer-Refinings entstehen Anodenschleime mit 2 % bis 10 % Tellur-Massengehalt (Kavлак und Graedel 2013b). Mit Kupfer beschäftigt sich insbesondere Glöser-Chahoud (2017), der jedoch keine Aussagen zur Verringerung der Versorgungsrisiken und der dissipativen Verluste macht. Elshkaki et al. (2016) geben an, dass zur Sicherung der Kupferversorgung weitere Bergbauexploration stattfinden, die Recyclingrate erhöht werden und die Materialeffizienzen aller Prozesse erhöht werden sollten – die Maßnahmen werden jedoch nicht quantifiziert. Unkonventionelle Kupfervorkommen werden hingegen keine Rolle spielen (Elshkaki et al. 2016). Die Materialeffizienzen für Kupfer müssen auch deswegen erhöht werden, da das Metall sinkende Erzgehalte aufweist (Northey et al. 2014).

Zur Verbesserung der Materialeffizienz in der Produktion (P1) können die Verluste in Schlacken auf etwa 1 % gesenkt werden (Tan 2011). Da Kupfer ein Hauptmetall ist, entfällt die Maßnahme P2. Für die erhöhte Materialeffizienz in der Fertigung kann angenommen werden, dass die Fertigungseffizienz von 82 % auf 90 % (Maßnahme F1) und die Sammelrate für Neuschrott (S1) von 92 % auf 95 % steigt. Für Altschrotte ist es möglich, dass die weltweite Sammelrate von 47 % auf die für Europa ermittelten 60 % erhöht wird (Ciacci et al. 2017). Giurco und Petrie (2007) geben an, dass es sogar denkbar wäre, den Sekundärproduktionsanteil von 18 % auf 70 % zu erhöhen. Dafür müsste allerdings in erster Linie das Wachstum der Kupfernachfrage zurückgehen, da sonst die Abfallmenge für einen so hohen Sekundärproduktionsanteil gar nicht ausreicht. Da für Kupfer ermittelt wurde, dass die Aufbereitungseffizienz schon nahe 100 % liegt (siehe Abschnitt 5.2.6), entfällt die Maßnahme R1. In Maßnahme U1 wird auf die 0,5 % Anwendungsanteile in beabsichtigt dissipativen Anwendungen verzichtet. Dies hat jedoch keine Auswirkungen auf die unbeabsichtigten dissipativen Verluste durch Korrosion und Abrieb. Kupfer ist in den meisten Anwendungen schlecht oder nur mäßig durch Aluminium oder Stahl substituierbar. Gut substituierbar ist Kupfer nur in Rohrleitungen durch Kunststoffe (was außerhalb der Betrachtung dieser Arbeit liegt), in manchen Gebäudeanwendungen durch Aluminium und hervorragend in

Telekommunikationsleitungen durch Glasfaserkabel (Graedel und Reck 2016). Durch diese Substitute (Maßnahme U2) lässt sich die Metallnachfrage etwas absenken. Das veränderte Blockflussdiagramm von Kupfer nach Anwendung aller Maßnahmen ist in Abbildung D.3 dargestellt.

Tabelle 6.4: Technoökonomische Maßnahmen für Kupfer und Tellur. Nicht mit Einzelquellen belegte Maßnahmen sind Annahmen.

Szen.	Kupfer	Tellur
P1	Smelting-Verluste von 2 % auf 1 % senken (Tan 2011)	Refining-Effizienz von 90 % auf 95 % erhöhen (Marwede und Reller 2012)
P2	<i>kein Koppelproduktmetall</i>	Verdopplung der Tellurabscheidung von Kupfer (Ayres und Peiró 2013)
F1	Fertigungseffizienz von 82 % auf 90 % erhöhen	Fertigungseffizienz von 62 % auf 85 % erhöhen (Marwede und Reller 2012)
S1	Sammelrate für Neuschrott von 92 % auf 95 % erhöhen	Sammelrate für Neuschrott von 54 % auf 75 % erhöhen
S2	Sammelrate für Altschrott von 47 % auf die europäischen 60 % erhöhen (Ciacci et al. 2017)	Sammelrate für Altschrott von 40 % einführen (Marwede und Reller 2012)
R1	<i>Aufbereitungseffizienz bereits bei 100 %</i>	Recovery Rate von 90 % möglich (Kavlak und Graedel 2013b)
U1	Verzicht auf Einsatz in Tierfutter, Düngemittel, Feuerwerk und Bioziden	Verzicht auf 5 % Einsatz in z.B. Pigmenten (Ciacci et al. 2015)
U2	Substitution von Kupferrohren und Telekommunikationsleitungen (Graedel und Reck 2016)	Substitution durch Bismut, Selen, Blei oder Silizium (Graedel und Reck 2016)

Es gibt drei Produktionswege für Kupfer: die elektrolytische Primärproduktion, die hydrometallurgische Primärproduktion durch sogenanntes *Electrowinning* und die Sekundärproduktion (Bustamante und Gaustad 2014). Während die absoluten Produktionsmengen in den letzten Jahrzehnten bei allen drei Produktionswegen zugenommen haben, stieg der hydrometallurgische Anteil von Ende der 1980er Jahre unter 5 % auf über 15 % in den 2000er Jahren an. Dies ist relevant, da nur bei der elektrolytischen Primärproduktion eine Separation des Koppelprodukts Tellur möglich ist (Bustamante 2016). Die Nachfrage nach Tellur wird mittlerweile durch den Einsatz von CdTe in Dünnschicht-Photovoltaik-Systemen bestimmt, was zu einer schnell wachsenden Nachfrage führt. Schon in wenigen Jahren ergäbe sich demnach eine Versorgungslücke, da die Tellur-Produktion durch die vom Kupferbergbau separierbare Menge gedeckelt ist (Bustamante und Gaustad 2014). Die Versorgungslücke hänge von der Entwicklung von *Electrowinning* und Sekundärproduktion von Kupfer, der Koppelproduktseparation, dem Recycling, dem Zeitpunkt und der Geschwindigkeits des CdTe-Nachfrageanstiegs und der Materialintensität ab (Bustamante 2016).

Elshkaki und Graedel (2015) geben an, wie viel Kupfer gefördert werden müsste, um die Tellur-Nachfrage abzudecken. Der Marktanteil von Dünnschicht-Photovoltaik dürfte demnach bis zum Jahr 2020 auf 39 % steigen, wobei Tellur bei CdTe-Zellen mit etwa  $6,5 \text{ g m}^{-2}$

eingesetzt wird. Problematisch sei die niedrige Konzentration Tellurs im Kupfererz von nur 250 ppm (Fthenakis und Anctil 2013). Da 2015 164 t Tellur gefördert wurden (Reichl et al. 2017; USGS 2017c), entspräche dies einer Mindest-Kupferfördermenge von 656 kt. Tatsächlich wurden sogar 19,1 Mt Kupfer gefördert, womit das Produktionspotential von Tellur bei weitem nicht ausgeschöpft wurde<sup>62</sup>. Elshkaki et al. (2016) gehen davon aus, dass der Tellur-Bedarf bis zum Jahr 2050 auf 2,9 kt steigen wird, was dann einer Mindest-Kupferfördermenge von 337 Mt entspräche. Diese Fördermenge würde eine massive Kupfer-Überproduktion darstellen, wäre allerdings in absehbarer Zeit nicht erreichbar. Elshkaki und Graedel (2015) weisen daher auf das Potential der Aufbereitung alter Abraumhalden für die Förderung von Tellur hin. Die Abschätzungen zum Tellur-Bedarf durch CdTe-Photovoltaik von Marwede und Reller (2012) sind weitaus konservativer als die von Elshkaki und Graedel (2015).

Die Effizienzen der Tellurseparation von Kupfer werden im Materialflussmodell von Kavlak und Graedel (2013b) als zeitlich konstant angenommen. Die Refining-Effizienz als Teil der Produktion (Maßnahme P1) kann von 90 % auf 95 % erhöht werden (Marwede und Reller 2012). Insgesamt ist aber nicht der Prozess der Anodenschleim-Behandlung zur Tellur-Gewinnung das Problem, sondern dass der Kupfer-Aufbereitungsprozess nicht auf die Koppelprodukt-Gewinnung optimiert ist (Kavlak und Graedel 2013b). Nach Angaben von Ayres und Peiró (2013) kann der Anteil der Koppelproduktseparation von Tellur in der Produktion verdoppelt werden (Maßnahme P2). Marwede und Reller (2012) geben für CdTe-Module eine erhöhte Fertigungseffizienz von 85 % als möglich an (Maßnahme F1). Für Fabrikationsabfälle kann eine erhöhte Sammelrate von 75 % angenommen werden. Laut Marwede und Reller (2012) wäre für Photovoltaikanlagen eine Sammelrate für Altschrott von 85 % möglich. Kavlak und Graedel (2013b) halten dann eine Aufbereitungsrate von 90 % für möglich. 5 % der Nutzung von Tellur sind laut Ciacci et al. (2015) in dissipativen Anwendungen wie zum Beispiel Pigmenten enthalten. Auf diese könnte in Maßnahme U1 verzichtet werden. Tellur ist in den verschiedenen Anwendungen jeweils durch Bismut, Selen, Blei oder Silizium gut substituierbar (Maßnahme U2). Während Bismut und Silizium hier nicht untersucht werden, weist Selen deutlich höhere Versorgungsrisiken und ähnliche dissipative Verluste auf, weswegen eine Substitution nicht empfehlenswert ist. Die Substitution durch Blei in der Metallurgie würde zu einem Metall mit geringeren dissipativen Verlusten, aber etwas höheren Versorgungsrisiken führen. Das veränderte Blockflussdiagramm von Tellur nach Anwendung aller Maßnahmen ist in Abbildung D.4 dargestellt.

### 6.5.3 Zink und Indium

Tabelle 6.5 gibt einen Überblick über die technoökonomischen Maßnahmen für Zink und Indium. Zu Zink gibt es kaum Literatur mit konkreten Zielen als Handlungsoptionen gegen dissipative Verluste und Versorgungsrisiken. Daher stützen sich die Maßnahmen in erster Linie auf Annahmen zur Materialeffizienz. Die Produktionseffizienz von Zink könnte von

<sup>62</sup>Das Verhältnis zwischen Tellurproduktion und Kupferproduktion entspricht 8,6 g Tellur pro 1 t Kupfer.

derzeit 84 % auf 90 % gesteigert werden (Maßnahme P1). Da Zink kein Koppelproduktmetall ist, entfällt die Maßnahme P2. Die Sammelrate für Neuschrott liegt derzeit bei 91 % und könnte durch Maßnahme S1 auf 95 % steigen. Die Sammelrate für Altschrott liegt deutlich niedriger bei nur 65 %, könnte allerdings durch Maßnahme S2 auf 80 % erhöht werden. Für den Anstieg der Aufbereitungseffizienz (Maßnahme R1) kann eine Erhöhung von 64 % auf 80 % angenommen werden. Die dissipativen Anwendungen machen bei Zink immerhin 8 % der Nutzung aus, auf die zur Dissipationsvermeidung durch Maßnahme U1 verzichtet werden könnte (Ciacci et al. 2015). Alle Hauptanwendungen von Zink sind gut durch Aluminiumlegierungen substituierbar (Maßnahme U2), was einen Übergang zu einem Metall mit geringeren dissipativen Verlusten und Versorgungsrisiken darstellen würde (Graedel et al. 2015b). Das veränderte Blockflussdiagramm von Zink nach Anwendung aller Maßnahmen ist in Abbildung D.5 dargestellt.

Tabelle 6.5: Technoökonomische Maßnahmen für Zink und Indium. Nicht mit Einzelquellen belegte Maßnahmen sind Annahmen.

Szen.	Zink	Indium
P1	Produktionseffizienz von 84 % auf 90 % erhöhen	Produktionseffizienz in Indium-Anlagen von 50 % auf 72 % erhöhen (Zimmermann 2015)
P2	<i>kein Koppelproduktmetall</i>	Anteil der Anlagen mit Indium-Separation von 70 % auf 92 % erhöhen (Licht et al. 2015)
F1	Fertigungseffizienz von 78 % auf 85 % erhöhen	Fertigungseffizienz von 13 % auf 20 % erhöhen (Licht et al. 2015)
S1	Sammelrate für Neuschrott von 91 % auf 95 % erhöhen	Sammelrate für Neuschrott von 78 % auf 85 % (Licht et al. 2015) erhöhen
S2	Sammelrate für Altschrott von 65 % auf 80 % erhöhen	50 % Sammelrate für ITO-Beschichtungen und Indiumlegierungen als Altschrott Ciacci et al. (2018)
R1	Aufbereitungseffizienz von 64 % auf 80 % erhöhen	Aufbereitungseffizienz für Altschrott wie für Neuschrott von 96 % auf 98 % erhöhen
U1	Verzicht auf die 8 % dissipative Anwendungen in Chemikalien (Ciacci et al. 2015)	Umwandlung von dissipativen Anwendungen bei Loten und Legierungen in recycelbare Anwendungen
U2	Substitution durch Aluminiumlegierungen (Graedel et al. 2015b)	Substitution durch Gallium oder Galliumarsenid (Graedel et al. 2015b)

Für die Indium-Produktion geben Zimmermann (2015) an, dass die Produktionseffizienz von den derzeit von Licht et al. (2015) angenommenen 50 % auf 72 % erhöht werden könnte (Maßnahme P1). Die Koppelproduktion von Indium kann durch Maßnahme P2 verbessert werden, wenn mehr Anlagen für die Indium-Separation während des Zink-Refinings installiert werden. Licht et al. (2015) geben an, dass dieser Wert von derzeit 70 % auf 92 % erhöht werden kann. Die Fertigungseffizienz von ITO liegt laut Licht et al. (2015) nur bei 10 %, wobei 20 % der Fertigung verloren gehen, dieser Prozess jedoch verbessert werden kann. In

Maßnahme F1 wird daher angenommen, dass die Gesamteffizienz der Fertigung von Indium von 13 % auf 20 % ansteigt und in Maßnahme S1 wird angenommen, dass die Sammelrate für Neuschrott von 78 % auf 85 % erhöht wird. Ayres und Peiró (2013) geben die *Recovery Efficiency* von Indium bereits mit 96 % an, Frenzel et al. (2017a) das *Utilised Supply Potential* mit erst 37 %, womit die Maßnahme P2 zwischen diesen beiden Einschätzungen liegt. Werner et al. (2018) betonen, dass es besser wäre, die Versorgungsrisiken von Indium durch eine vollständige Separation beim Zink-Refining und eine erneute Aufbereitung von Zinkschlacken zu sichern, als ein End-of-Life Recycling aufzubauen. Dennoch wird bei Ciacci et al. (2018) das Recyclingpotential für Indium in Europa untersucht. Dabei wird der Nutzlagerbestand auf 500 t geschätzt, wobei die Indiumkonzentration in den Abfällen niedriger liegt als in indiumhaltigen Erzen, daher ist ein Indium-Recycling in der Regel nicht rentabel. Am ehesten recycelbar sind laut Ciacci et al. (2018) Abfälle von Loten und Indiumlegierungen sowie Beschichtungen von LCD-Bildschirmen. Eine Sammlung von Loten und Legierungen würde die In-Use-Dissipation vermeiden. Zu einer Aufbereitungseffizienz wird bei Licht et al. (2015) jedoch keine Angabe gemacht, daher die gleiche Effizienz wie für den Neuschrott angenommen und die Aufbereitungseffizienz von 96 % auf 98 % erhöht (Maßnahme R1). Die Angabe von Ciacci et al. (2018), dass Lote und Legierungen statt dissipativen Anwendungen zu recycelbaren Anwendungen gemacht werden können, würde durch Maßnahme U1 den Anteil dissipativer Anwendungen von 37 % auf 0 % reduzieren. Indium ist in Loten, Legierungen und Halbleitern durch Gallium oder Galliumarsenid gut substituierbar (Graedel et al. 2015b). Dies würde in Maßnahme U2 eine Substitution hin zu einem Metall mit vergleichbaren dissipativen Verlusten, aber geringeren Versorgungsrisiken bedeuten. Das veränderte Blockflussdiagramm von Indium nach Anwendung aller Maßnahmen ist in Abbildung D.6 dargestellt.

## 6.6 Veränderung der Bewertungen durch technoökonomische Maßnahmen

Durch die Umsetzung der technoökonomischen Handlungsoptionen können die Versorgungsrisiken und die dissipativen Verluste der sechs Fallstudienmetalle verringert werden. Tabelle 6.6 gibt einen Überblick über die Veränderung der Gesamtbewertung des Versorgungsrisikos und der drei Dissipationsindikatoren Dissipation-to-Extraction Ratio, Dissipation-to-Consumption Ratio und erwartete Aufenthaltsdauer in der Anthroposphäre. Hierfür werden der Basisfall der Bewertungen aus Kapitel 4 und Kapitel 5 und die neu berechneten Zielwerte für die Indikatoren nach Anwendung der acht technoökonomischen Maßnahmen angegeben.

Die Maßnahmen verringern die zur Erfüllung der Nachfrage notwendige Extraktionsmenge und erhöhen die Sekundärproduktion durch Altschrott. Beide Veränderungen wirken auf die Berechnung des Versorgungsrisikos durch Angebotsreduzierung (Indikator A1-A3). Die größte Reduzierung des Risikos erfahren dabei Zink und Indium. Kaum eine Verbesserung wird

Tabelle 6.6: Zielwerte der Versorgungsrisiken und dissipativen Verluste nach Umsetzung der technoökonomischen Maßnahmen bei den sechs Fallstudienmetallen.

Elem.	SR (Punkte)		DER (%)		DCR (%)		$\tau_A$ (a)	
	Basis	Zielwert	Basis	Zielwert	Basis	Zielwert	Basis	Zielwert
Al	47	43	34	20	32	18	98	227
Ga	53	53	100	97	11747	3625	0,1	0,4
Cu	51	49	54	46	51	39	46	63
Te	50	50	98	94	2785	1027	0,7	3
Zn	56	48	67	46	72	34	15	34
In	63	58	111	72	546	161	4,5	7,3

hingegen bei Gallium und Tellur erreicht, da diese bereits im Basisfall über ausreichend große Reserven und Ressourcen verfügen und End-of-Life Recycling auch nach der Einführung der technoökonomischen Maßnahmen praktisch keine Rolle spielt. Die Versorgungsrisiken von Aluminium und Kupfer verringern sich leicht. Die Versorgungsrisiken durch Nachfrageerhöhung, das heißt die Zukunftstechnologienachfrage, Koppelproduktion, Sector Competition und Substituierbarkeit werden durch die technoökonomischen Maßnahmen nicht verändert. Hinsichtlich einer Produktionsdiversifizierung und -verlagerung ist ebenfalls kein technoökonomisches Szenario aufgestellt, daher bleiben diese Bewertungen gleich. Nach Umsetzung der technoökonomischen Handlungsoptionen würde Zink in die Gruppe der Metalle mit niedrigem Versorgungsrisiko statt in die Gruppe mit mittlerem Versorgungsrisiko eingestuft werden. Indium würde von der Gruppe der Metalle mit hohem Versorgungsrisiko in die Gruppe mit mittlerem Versorgungsrisiko übergehen.

Die Dissipation-to-Extraction Ratio sinkt durch die Maßnahmen insbesondere für Aluminium, Zink und Indium. Für Gallium und Tellur sind die dissipativen Verluste nach Einführung der Maßnahmen immer noch höher als 90% der Extraktionsmenge. Die Dissipation-to-Consumption Ratio sinkt für alle sechs Fallstudienmetalle erheblich. Für Gallium, Tellur, Zink und Indium kann sie durch die Maßnahmen sogar auf weniger als die Hälfte des Ausgangswertes verringert werden. Die erwartete Verweildauer in der Anthroposphäre erhöht sich für alle Metalle. Für Aluminium, Gallium, Tellur und Zink liegt sie mit den technoökonomischen Maßnahmen mehr als doppelt so hoch als im Basisfall. Nach Umsetzung der technoökonomischen Handlungsoptionen würde allerdings lediglich Zink neu in die Gruppe der Metalle mit niedriger Dissipation statt mittlerer Dissipationsproblematik eingestuft werden.

## 7 Diskussion

Aus der Bewertung der Versorgungsrisiken und der dissipativen Verluste der 18 Metalle können Schlussfolgerungen gezogen werden, die sich auf die Datenverfügbarkeit, die Methode der Versorgungsrisikobewertung, die Methode der Quantifizierung dissipativer Verluste, und die Nachhaltigkeit im Umgang mit Metallen allgemein beziehen.

Hinsichtlich der *Datenverfügbarkeit* lässt sich schließen, dass für viele Metalle derzeit keine gleichzeitige Bewertung von sowohl Versorgungsrisiken als auch dissipativen Verlusten möglich ist. Von den 64 natürlich vorkommenden, stabilen Metallen und Halbmetallen als Ausgangspunkt ist die Auswahl zum Beispiel dadurch eingeschränkt, dass bei statistischen und geologischen Daten Seltene Erden oder Platingruppenmetalle oftmals nur gemeinsam angegeben werden. Um eine Versorgungsrisikobewertung von allen Metallen zu ermöglichen, ist zu empfehlen, dass in Zukunft bei solchen Elementgruppen klar zwischen einzelnen Elementen unterschieden wird. Die Auswahl der Metalle ist weiterhin eingeschränkt, da für viele Metalle keine globalen Materialflussanalysen vorliegen. In zukünftigen Forschungsarbeiten sollten zunächst die Materialflüsse von zum Beispiel Magnesium, Titan, Vanadium, Mangan, Niob und Molybdän untersucht werden. Diese Metalle haben eine hohe wirtschaftliche Bedeutung im Bereich Leichtbau, Chemiebranche oder Metallverarbeitung, daher lohnt sich eine Betrachtung im gleichen Detailgrad wie bei Eisen, Kupfer oder Zink.

Selbst wenn Daten zur Bewertung der Versorgungsrisiken und der dissipativen Verluste verfügbar sind, so ist die Datenqualität dennoch oftmals eingeschränkt. Beispielsweise beziehen sich die Daten für Silber-Materialflüsse in der vorliegenden Arbeit aufgrund der verwendeten Hauptquelle auf das Jahr 1997 und die Chrom-, Eisen- und Blei-Materialflüsse auf das Jahr 2000 (siehe Tabelle C.1). Der Vergleich zwischen Extraktionsmengen in Tabelle 5.19 aus den Daten der Materialflussanalysen und Produktionsmengen in Tabelle 4.2 aus den Daten des USGS (2017c) für die Versorgungsrisikobewertung legt erhebliche Unterschiede offen. Für Metalle wie Eisen hat die Förderung in den letzten zwei Jahrzehnten stark zugenommen, womit sich Materialeffizienzen verändert haben können. Neben einer Ausweitung der Materialflussanalysen auf bisher nicht im Detail betrachtete Metalle ist daher auch eine Aktualisierung der Materialflussanalysen empfehlenswert. Am Beispiel Aluminium zeigt sich, dass mit Unterstützung eines Branchenverbandes auch eine regelmäßig aktualisierte Veröffentlichung von Materialflussdaten möglich ist (IAI 2017a).

Im Vergleich mit den meisten anderen *Versorgungsrisikobewertungen* verwendet die vorliegende Arbeit mehr Indikatoren und kann damit die verschiedenen Einflussfaktoren umfassender darstellen (siehe Tabelle A.4). Eine Auswirkung der hohen Indikatorenzahl ist es, dass

durch die Mittelwertbildung der Punktwert für die Gesamtbewertung selten Extremwerte annimmt. Dies liegt darin begründet, dass die Metalle nie in allen Bewertungskategorien schlecht abschneiden. Dennoch ist anhand der durchgeführten Bewertung eine Einteilung in insgesamt versorgungskritische und versorgungsunkritische Metalle möglich. Die transparente Auflistung der Indikatorwerte, ihrer Berechnungsvorschrift und Normierung für alle Risikoaspekte erleichtert die Interpretation und ermöglicht einfache Anpassungen der Bewertung in zukünftigen Arbeiten.

Im Bereich der Versorgungsrisiken durch Angebotsreduzierung werden mit den Statischen Reichweiten der Reserven und der Ressourcen zwei Indikatoren verwendet, deren Interpretation immer wieder Diskussionen aufwirft. Während die Produktionsmenge von Metallen, abgesehen von vertraulich eingestuften Informationen, recht gut für jedes Jahr und die meisten Produktionsländer bekannt sind, gilt dies nicht für die Reserven und erst recht nicht für Ressourcen jedes Metalls. Es gibt zumindest zwei Fälle bei denen in den letzten Jahren erhebliche Korrekturen der Abschätzung der Reserven durchgeführt wurden: für Phosphat wurde die Angabe erheblich erhöht (Scholz und Wellmer 2015), für Mangan deutlich verringert (Helbig et al. 2017). Dennoch stellt die derzeitige Reservemenge und ihr Verhältnis zur Produktionsrate einen gut vergleichbaren Ausgangspunkt für die Abschätzung des Explorationsdrucks beim jeweiligen Metall dar und kann daher trotz aller Kritik verwendet werden. Für elementspezifische Analysen lohnen sich dann detaillierte Betrachtungen zur Verfügbarkeit, wie sie bereits punktuell durchgeführt werden (Frenzel et al. 2014; Tilton et al. 2018; Werner et al. 2017). Für die Sekundärproduktion aus Altschrott gilt wie für die Materialflussanalysen, dass der systematische Vergleich globaler Recyclingströme einer Aktualisierung und genaueren Quantifizierung bedarf (Graedel et al. 2011a).

Die Versorgungsrisiken durch Nachfrageanstieg ergeben sich unter anderem aus der Nachfrage durch Zukunftstechnologien – eine Einschätzung, die stark von der Technologieauswahl und der Bewertung konkurrierender Materialien abhängt. Zum Beispiel konkurrieren bei der Photovoltaik Silizium-Technologien mit Dünnschicht-Technologien (Helbig et al. 2016c), bei Windkraftanlagen Hersteller die auf permanentmagneterregte Generatoren setzen mit solchen die auf Permanentmagneten verzichten (Habib und Wenzel 2016; Zepf 2013) und bei Elektrofahrzeugen konkurrieren Batterieentwickler um den besten Kompromiss aus Energiedichte, Ladezeit und Lebensdauer (Helbig et al. 2018). Die erwarteten Nachfrageanstiege können daher nur eine Simulation möglicher Nachfragen sein, keine Vorhersage von Entwicklungspfaden. Gerade in Hinblick auf die Substituierbarkeit ist es besonders schwer, neu entwickelte Technologien zu berücksichtigen.

Im Bereich der Konzentrationsrisiken sind die Unternehmenskonzentrationen der Metalle schwierig zu bestimmen. Minen werden oftmals in Konsortien betrieben, was eine Zuordnung zu einzelnen Unternehmen schwierig macht. Außerdem ist der chinesische Markt wenig transparent, weswegen manche Quellen nur Angaben zur Unternehmenskonzentrationen au-

ßerhalb von China treffen. Aufgrund der hohen Bedeutung für Rohstoffproduktion diverser Metalle (siehe Abschnitt B.3) kann China jedoch nicht vernachlässigt werden.

Die politischen Risiken spielen auch im Zusammenhang mit Konfliktmineralen und dem sogenannten Ressourcenfluch eine Rolle. In der vorliegenden Arbeit werden die Versorgungsrisiken als hoch bewertet, wenn die Produktion in instabilen Ländern mit einer geringen Bergbaufreundlichkeit, aber mit einem hohen Entwicklungsstand stattfindet. Diese Methode entspricht dem Stand der Wissenschaft, ein empirischer Beleg, dass die Produktion in derart bewerteten Ländern häufiger ausfällt, ist bisher jedoch noch nicht erbracht worden. Es besteht die Gefahr, die politischen Risiken lediglich aus Sicht von rohstoffarmen Industrieländern zu betrachten. Gerade in Hinblick auf aktuelle politische Entwicklungen könnten hier auch die geopolitische Lage, Handelsbeschränkungen und Zölle berücksichtigt werden. Von einer moralischen Instrumentalisierung von Metallen und Rohstoffen wie in *Resources for Freedom* sollte jedoch abgesehen werden (Materials Policy Commission 1952).

Bei Helbig et al. (2016c, 2018) wird das Versorgungsrisiko zusätzlich einer Monte-Carlo-Simulation unter Berücksichtigung der Unsicherheiten der Rohdaten unterworfen. In beiden Fällen zeigt sich, dass die Quartile der Verteilungen des aggregierten Versorgungsrisikos einzelner Metalle typischerweise zwei Versorgungsrisikopunkte über und unter dem Mittelwert liegen. Damit können trotz der engen Bewertungsbandbreite zwischen 47 und 63 Punkten in der vorliegenden Arbeit auch unter Berücksichtigung von Datenunsicherheiten Gruppen von Metallen mit hohem und niedrigem Versorgungsrisiko identifiziert werden. Die Sensitivitätsanalysen von Helbig et al. (2016c, 2018) und Kolotzek et al. (2018) zeigen außerdem, dass bloße Veränderungen in der Gewichtung der Versorgungsrisikoindikatoren die Bewertungen der Metalle in der Regel nicht maßgeblich ändern.

Für die Quantifizierung der *dissipativen Verluste* der 18 Metalle zeigt sich, dass der Indikator Dissipation-to-Extraction Ratio bei einer stärker ausgebauten Circular Economy an Bedeutung verlieren wird. Derzeit kann der Indikator noch herangezogen werden, um einen Vergleich des Bestandsaufbaus der Nutzungsphase mit der Produktionseffizienz durchzuführen. Wenn jedoch, wie bei einer Circular Economy angestrebt, Primärproduktion nur noch Materialverluste des Nutzlagerbestandes ausgleichen muss, wird die Dissipation-to-Extraction Ratio immer nahe an 100 % liegen. Die Interpretation der dissipativen Verluste sollte sich daher vorrangig an der Dissipation-to-Consumption Ratio und der erwarteten Verweildauer orientieren. Abbildung 5.39 legt hierzu nahe, dass es erwartungsgemäß einen starken inversen Zusammenhang zwischen DER und  $\tau_A$  gibt. Dennoch gibt es Beispiele, bei denen dieser Trend durchbrochen wird: sowohl die erwartete Verweildauer in der Anthroposphäre als auch die Dissipation-to-Consumption Ratio sind für Tantal höher als für Wolfram und für Chrom höher als für Blei.

Die Materialflussmodelle der Bewertung dissipativer Verluste können weiter verbessert werden, wenn sowohl nach Materialqualitäten als auch Regionen unterschieden wird. Dann müssen Sammelraten und Prozesseffizienzen statt als Skalare als Transfermatrizen angege-

ben werden und für die Distributionsprozesse Handelsmatrizen aufgestellt werden. Diese Modellverbesserungen brauchen umfangreichere Datengrundlagen, könnten aber besser darüber Aufschluss geben, in welchen Regionen dissipative Verluste anfallen und welche Prozesse zur Dissipationsvermeidung verbessert werden müssen.

Die vorliegende Arbeit stützt sich zur Bewertung der *Nachhaltigkeit der Metallnutzung* auf die quantitativen Methoden der Industrial Ecology, insbesondere Materialflussanalysen und Kritikalitätsbewertungen. Die Versorgungssicherheit und die Materialverluste sind jedoch nicht die einzigen Betrachtungsdimensionen der Nachhaltigkeit der Metallnutzung. Für dissipative Verluste von Technologiemetallen ist oftmals nicht bekannt, welche Auswirkungen die Freisetzung dieser in der Natur bisher nicht vorkommenden Materialien langfristig auf Flora und Fauna hat. Für eine effektive Vermeidung dissipativer Verluste und die Versorgung der Menschheit mit Rohstoffen darf die Funktion jedes einzelnen Metalls nicht vergessen werden, es können jedoch auch drastische Maßnahmen wie Lebensstiländerungen in Betracht gezogen werden. Solche Maßnahmen sind allerdings sehr schwer quantifizierbar, da sie umfassende Auswirkungen und Rückkopplungen innerhalb der Anthroposphäre mit sich ziehen.

## 8 Zusammenfassung und Ausblick

Die vorliegende Arbeit bewertet die Nachhaltigkeit des globalen, technoökonomischen Umgangs der Menschheit mit 18 ausgewählten Metallen. Eine solche Bewertung ist notwendig, da die Menschheit im Anthropozän den größten Einfluss auf die Materialflüsse von Metallen hat. Im Zuge der Eindämmung der globalen Erwärmung und der Verfolgung von Entwicklungszielen wird die Bedeutung von Metallen weiter steigen. Um einen nachhaltigen Umgang mit allen Metallen zu entwickeln, benötigen wir daher einen Überblick über die Wechselwirkungen von Metallen in der Anthroposphäre. Insbesondere zeigt diese Arbeit, welche *Versorgungsrisiken* für Metalle jeweils bestehen, und wie groß die *dissipativen Verluste* von Metallen sind.

Zu den Hauptforschungsergebnissen dieser Arbeit als Antwort auf die eingangs gestellten Forschungsfragen Q1 bis Q4 zählen folgende Erkenntnisse:

- Q1 Eine globale Versorgungsrisikobewertung für Metalle mit Perspektive von einigen Jahren ist möglich, indem die bestehenden Indikatorensets aus Kritikalitätsbewertungen übernommen und um die Aspekte der Sekundärproduktion aus Altschrott und die sogenannte Sector Competition erweitert werden. Alle zwölf resultierenden Indikatoren sind für Metalle quantifizierbar. Die Ergebnisse werden auf einer Skala von 0 bis 100 Versorgungsrisikopunkten aggregiert über alle Indikatoren angegeben und können auch in den Risikokategorien Angebotsreduzierung, Nachfrageanstieg, Konzentrationsrisiko und politisches Risiko dargestellt werden.
- Q2 Die globalen dissipativen Verluste von Metallen können mit den Indikatoren Dissipation-to-Extraction Ratio, Dissipation-to-Consumption Ratio und der erwarteten Verweildauer in der Anthroposphäre quantifiziert und bewertet werden. Hierfür müssen statische Materialflussanalysen ausgewertet und dynamische Materialflussanalysen aufgestellt werden.
- Q3 Von den ausgewerteten 18 Metallen haben Cobalt, Selen und Indium sowohl hohe Versorgungsrisiken als auch große dissipative Verluste. Technoökonomische Maßnahmen zur Versorgungsabsicherung und Dissipationsvermeidung sollten weltweit umgesetzt werden. Aluminium, Eisen und Kupfer weisen vergleichsweise sowohl geringe Versorgungsrisiken als auch geringe dissipative Verluste auf. Durch den weitverbreiteten Einsatz dieser Basismetalle sind jedoch auch hier weitere Anstrengungen zur Materialeffizienz empfehlenswert.

Q4 Technoökonomische Handlungsoptionen zur Verringerung von Versorgungsrisiken und Vermeidung dissipativer Verluste überschneiden sich oftmals. Zwar können auch Zielkonflikte innerhalb oder zwischen Metallen in diesen beiden Bewertungsdimensionen auftreten, doch bei der Auswertung von sechs Fallstudienmetallen zeigt sich, dass die meisten Maßnahmen bei ihrer Umsetzung sowohl die Versorgungssicherheit erhöhen als auch Dissipation vermeiden. Selten muss zwischen pareto-effizienten Zuständen abgewogen werden, am ehesten tritt dieser Effekt noch durch Materialsubstitution auf.

Kapitel 2 zeigt auf, dass das Forschungsfeld der *Industrial Ecology* mit Input-Output-Analysen, Ökobilanzierungen und Materialflussanalysen wichtige Methoden zur Identifikation von Zusammenhängen zwischen Materialien in Anthroposphäre und Ökosphäre bietet. Von diesen Basismethoden der Industrial Ecology ist jedoch nur die Materialflussanalyse für die Bewertung einzelner Metalle geeignet und selbst bei ihr fehlen bisher spezifische Indikatoren, die Versorgungsrisiken und dissipative Verluste adressieren. Kritikalitätsbewertungen als neue Methode im Bereich der Industrial Ecology zielen hingegen explizit auf die Bewertung einzelner Rohstoffe ab. Es fehlt jedoch ein Konsens über Bewertungsdimensionen, Indikatorenauswahl und Berechnungsvorschriften von Kritikalitätsbewertungen. Die Bewertungsdimension der Versorgungsrisiken ist der wichtigste Aspekt von Kritikalitätsbewertungen, noch vor Vulnerabilität, Umweltauswirkungen und gesellschaftlichen Auswirkungen. Die Versorgungsrisikobewertung in dieser Arbeit orientiert sich daher an der Bewertung bestehender Kritikalitätsbewertungen, nimmt eine mittelfristige, globale Perspektive ein und verwendet ein dafür angepasstes Indikatorenset. Dissipative Verluste von Metallen werden in der Literatur zwar aus den Blickwinkeln Thermodynamik, Intention, Empfangsmedien, Recyclingfähigkeit und Dissipationsgeschwindigkeit betrachtet, es gibt jedoch dabei nur erste Ansätze für eine quantitative Bewertung. Hier setzt die vorliegende Arbeit an und entwickelt eine quantitative Bewertungsmethode für die globalen dissipativen Verluste von Metallen auf Basis ihrer Materialflussanalysen. Durch diese zwei entwickelten Methoden können sowohl die Gewinnung als auch der Verlust von Metallen bewertet werden.

Ausgewertet werden in dieser Arbeit die Daten von allen stabilen Metallen und Halbmetallen, für die jeweils sowohl die Bewertung der Versorgungsrisiken als auch die Bewertung der dissipativen Verluste anhand der Datenlage möglich ist. Die 18 in Kapitel 3 ausgewählten Metalle sind daher Aluminium, Chrom, Eisen, Cobalt, Nickel, Kupfer, Zink, Gallium, Germanium, Selen, Silber, Indium, Zinn, Tellur, Tantal, Wolfram, Rhenium und Blei. Die vorliegende Forschungsarbeit ist die erste Evaluation, welche das Spannungsfeld zwischen der Rohstoffversorgung auf der einen Seite und den Materialverlusten auf der anderen Seite für eine solch breite Materialauswahl quantitativ bewertet.

Die Versorgungsrisiken der Metalle werden in Kapitel 4 anhand eines Indikatorensets mit den vier Risikokategorien Angebotsreduzierung, Nachfrageanstieg, Konzentrationsrisiko und politisches Risiko bestimmt. Auf Basis der Verwendung von Versorgungsrisikoindikatoren in der wissenschaftlichen Literatur sind insgesamt zwölf Indikatoren in diesen vier Risikokatego-

rien für das Indikatorenset aufgenommen. Das *Risiko der Angebotsreduzierung* wird durch die Statischen Reichweiten der Reserven und der Ressourcen sowie durch den Sekundärproduktionsanteil aus Altschrott bestimmt, wobei kurze Statische Reichweiten risikoe erhöhend und ein hoher Sekundärproduktionsanteil risikomindernd wirken. Zum *Versorgungsrisiko durch einen Nachfrageanstieg* tragen die erwartete Zukunftstechnologienachfrage, der Koppelproduktionsanteil, der neu entwickelte Indikator Sector Competition und die Substituierbarkeit bei. Hierbei wird die Substituierbarkeit von Metallen als mindernd für das Versorgungsrisiko interpretiert. Das *Konzentrationsrisiko* wird durch die Marktkonzentration der Länder und der Unternehmen berechnet. *Politische Risiken* entstehen durch Produktion in Ländern mit geringer politischer Stabilität, schlechter Policy Perception und einem hohen Regulierungsrisiko. Die Indikatoren werden für alle 18 Metalle für das Jahr 2015 quantifiziert und die Bewertung auf einer Skala von 0 bis 100 Punkten durchgeführt. Hohe Versorgungsrisikobewertungen ergeben sich insgesamt für Cobalt, Selen, Indium, Wolfram und Rhenium, geringe Risiken zeigen Aluminium, Eisen, Kupfer, Tellur und Tantal.

Dissipative Verluste sind gemäß der Definition von Zimmermann und Gößling-Reisemann (2013) Materialflüsse in Empfangsmedien, in denen die Metallkonzentration so niedrig ist, dass eine Rückgewinnung aus technischen oder ökonomischen Gründen unmöglich ist. Diese dissipativen Verluste der Metalle werden in Kapitel 5 anhand dreier Indikatoren bewertet. Die *Dissipation-to-Extraction Ratio* gibt das Verhältnis zwischen den gesamten dissipativen Verlusten und der Extraktionsmenge eines Jahres an, die *Dissipation-to-Consumption Ratio* das Verhältnis aus dissipativen Verlusten und der neu in Nutzung gebrachten Metallmenge. Die *erwartete Verweildauer* eines Metalls in der Anthroposphäre zeigt auf, wie lange das Metall einer neu in Nutzung gebrachten Materialkohorte im Durchschnitt genutzt werden kann. Für die ersten beiden Dissipationsindikatoren werden globale Materialflussanalysen ausgewertet, deren Prozesse in einem einheitlichen System dargestellt und damit vergleichbar gemacht werden. Für die Verweildauer werden zusätzlich zu den aus den Materialflussanalysen ermittelten Effizienzen der Transformationsprozesse noch die erwarteten Produktlebensdauern der Metalle in ihren Hauptanwendungen herangezogen. Insgesamt haben Cobalt, Gallium, Germanium, Selen, Indium und Tellur hohe dissipative Verluste, wohingegen bei Aluminium, Chrom, Eisen, Nickel, Kupfer, Silber und Blei vergleichsweise geringe Dissipation auftritt.

Aus der Literatur werden in Kapitel 6 Handlungsoptionen für die Verringerung der Versorgungsrisiken und die Vermeidung dissipativer Verluste identifiziert. Diese Empfehlungen führen zu acht möglichen technoökonomischen Maßnahmen: jeweils verbesserter Produktionseffizienz, Koppelproduktseparation, Fertigungseffizienz, Sammlung von Neuschrott, Sammlung von Altschrott, Aufbereitungseffizienz sowie Verzicht auf dissipative Anwendungen und die Substitution durch weniger versorgungskritische und dissipative Metalle. Angewandt werden diese acht identifizierten auf Aluminium und Gallium, Kupfer und Tellur sowie Zink und Indium, was drei Paaren von Trägermetall und Koppelprodukt entspricht.

Durch die Umsetzung technoökonomischer Handlungsoptionen könnten bis zur Hälfte der dissipativen Verluste vermieden und die Versorgungsrisikobewertung um bis zu sechs Risikopunkte verringert werden.

Die Forschungsarbeit zeigt allerdings auch, dass für viele Metalle die wissenschaftliche Auswertung der anthropogenen Nutzung bisher nur oberflächlich analysiert wird. So können aufgrund der Datenverfügbarkeit von den 64 stabilen Metallen und Halbmetallen des Periodensystems können die beiden Bewertungen zusammen nur für die 18 ausgewählten Metalle sowie einige Seltene Erden durchgeführt werden. Es besteht somit Bedarf für die Durchführung globaler Materialflussanalysen einschließlich dissipativer Verluste für 38 weitere Metalle. Für 23 zusätzliche Metalle müsste zunächst die Datengrundlage für die Bewertung von Versorgungsrisiken geschaffen werden, zum Beispiel durch eine bessere Unterscheidung einzelner Elemente bei Elementgruppen wie Platingruppenmetallen. Es ist nicht auszuschließen, dass die Versorgungsrisiken und dissipativen Verluste einzelner nicht ausgewerteter Metalle noch höher liegen als die in dieser Arbeit betrachteten Metalle.

Für Cobalt, Gallium, Germanium, Selen, Indium, Wolfram und Rhenium bietet sich aufgrund der identifizierten hohen Versorgungsrisiken und dissipativen Verluste eine detailliertere Betrachtung an. Die Versorgungsrisiken könnten genauer angegeben werden, wenn zusätzlich die Eigenschaften spezifischer Lagerstätten, Lagerhaltung, die Qualität von Recyclingmaterial, metallspezifische Szenarien, Handelsbeziehungen oder die Besonderheiten der Rohstofflieferketten berücksichtigt würden. Für die dissipativen Verluste kann die Beschreibung auf die Wechselwirkungen der drei Teilbereiche Geosphäre, Biosphäre und Technosphäre bezogen werden. Es empfiehlt sich, für die Empfangsmedien Metallkonzentrationen zu bestimmen, die dynamischen Materialflussanalysen zu regionalisieren, den Handel sowie Materialqualitäten zu berücksichtigen und die Umweltauswirkungen von dissipativen Verlusten zu quantifizieren.

Eine umfassende Nachhaltigkeitsbewertung der Metallnutzung wird eine interdisziplinäre Herausforderung bleiben. Trotz in Zukunft ausgereifterer Methoden der Industrial Ecology, ist es nötig, verschiedenste Datenquellen und Modellierungen zu verknüpfen. Es müssen multi-perspektivische Analysen der Versorgungsrisiken und der dissipativen Verluste durchgeführt werden. So kann das Phänomen der Dissipation neben der Makroebene wie in der vorliegenden Arbeit auch auf der Mikroebene betrachtet werden, zum Beispiel in Hinblick auf die Wechselwirkungen zwischen Kleinstlebewesen und dissipierten Metallen. Im Sinne einer Circular Economy sowie im Zuge des Klimaschutzes und der nachhaltigen Entwicklung sollte die Reintegration verlorener Metalle in die anthropogenen und natürlichen Materialflüsse verfolgt werden. Da die Menschheit weiterhin Metalle als Funktionsmaterialien in allen Lebensbereichen einsetzen wird, bleibt das Spannungsfeld zwischen der Gewinnung und den Verlusten von Metallen erhalten. Umfassende Analysen zum Umgang des Menschen mit allen Metallen des Periodensystems werden helfen, Versorgungsprobleme zu antizipieren und dissipative Verluste zu minimieren.

# Literaturverzeichnis

- Achzet, Benjamin und Christoph Helbig (2013). „How to evaluate raw material supply risks - an overview“. In: *Resources Policy* 38 (4), S. 435–447. DOI: 10.1016/j.resourpol.2013.06.003.
- Adibi, Naeem, Zoubeir Lafhaj, Mohamad Yehya und Jérôme Payet (2017). „Global Resource Indicator for life cycle impact assessment: Applied in wind turbine case study“. In: *Journal of Cleaner Production* 165, S. 1517–1528. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.07.226.
- AEA Technology und Defra (2010). *Review of the Future Resource Risks Faced by UK Business and an Assessment of Future Viability*. London, UK: Report for the Department for Environment, Food und Rural Affairs (Defra).
- Ali, Saleem H., Damien Giurco, Nicholas Arndt, Edmund Nickless, Graham Brown, Alecos Demetriades, Ray Durrheim, Maria Amélia Enriquez, Judith Kinnaird, Anna Littleboy, Lawrence D. Meinert, Roland Oberhänsli, Janet Salem, Richard Schodde, Gabi Schneider, Olivier Vidal und Natalia Yakovleva (2017). „Mineral supply for sustainable development requires resource governance“. In: *Nature* 543 (7645), S. 367–372. DOI: 10.1038/nature21359.
- Allenby, Braden R. und Deanna J. Richards (1994). *The Greening of Industrial Ecosystems*. Washington D.C.: The National Academic Press.
- Alonso, Elisa, Jeremy Gregory, Frank R. Field und Randolph Kirchain (2007). „Material availability and the supply chain: Risks, effects, and responses“. In: *Environmental Science and Technology* 41 (19), S. 6649–6656. DOI: 10.1021/es070159c.
- American Physical Society und Materials Research Society (2011). *Energy Critical Elements: Securing Materials for Emerging Technologies*.
- Angerer, G., Frank Marscheider-Weidemann, A. Lüllmann, Lorenz Erdmann, Michael Scharp, Volker Handke und Max Marwede (2009). *Raw Materials for Emerging Technologies*. Stuttgart.
- Arvidsson, Rickard und Björn A. Sandén (2017). „Carbon nanomaterials as potential substitutes for scarce metals“. In: *Journal of Cleaner Production* 156, S. 253–261. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.04.048.
- Ayres, Robert U. und Laura Talens Peiró (2013). „Material efficiency: rare and critical metals“. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 371, S. 20110563. DOI: 10.1098/rsta.2011.0563.
- Baccini, Peter und Paul H. Brunner (2012). *Metabolism of the Anthroposphere*. MIT Press.

- Bach, Vanessa, Markus Berger, Martin Henßler, Martin Kirchner, Stefan Leiser, Lisa Mohr, Elmar Rother, Klaus Ruhland, Laura Schneider, Ladji Tikana, Wolfgang Volkhausen, Frank Walachowicz und Matthias Finkbeiner (2016). „Integrated method to assess resource efficiency – ESSENZ“. In: *Journal of Cleaner Production* 137, S. 118–130. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.07.077.
- Bach, Vanessa, Natalia Finogenova, Markus Berger, Lisa Winter und Matthias Finkbeiner (2017). „Enhancing the assessment of critical resource use at the country level with the SCARCE method – Case study of Germany“. In: *Resources Policy* 53 (June), S. 283–299. DOI: 10.1016/j.resourpol.2017.07.003.
- Bailey, Reid, Bert Bras und Janet K. Allen (2008). „Measuring material cycling in industrial systems“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 52 (4), S. 643–652. DOI: 10.1016/j.resconrec.2007.08.005.
- Bardi, Ugo (2009). „Peak oil: The four stages of a new idea“. In: *Energy* 34 (3), S. 323–326. DOI: 10.1016/j.energy.2008.08.015.
- Bardi, Ugo (2013). *Der geplünderte Planet*. München: oekom.
- Bedder, Jack (2014). „Critical Thinking about Critical Raw Materials in the EU“. In: *Ceramic Forum International* 91, E25–E29.
- Behrendt, S., Michael Scharp, W. Kahlenborn, M. Feil, C. Dereje, Raimund Bleischwitz und R. Delzeit (2007). *Maßnahmen und Konzepte zur Lösung des Problems konfliktverschärfender Rohstoffausbeutung am Beispiel Coltan*. Berlin.
- Benoît, Catherine, Gregory A. Norris, Sonia Valdivia, Andreas Ciroth, Asa Moberg, Ulrike Bos, Siddharth Prakash, Cassia Ugaya und Tabea Beck (2010). „The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time!“ In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15 (2), S. 156–163. DOI: 10.1007/s11367-009-0147-8.
- Bensch, Stefan, Christoph Kolotzek, Christoph Helbig, Andrea Thorenz und Axel Tuma (2015). „Decision Support System for the Sustainability Assessment of Critical Raw Materials in SMEs“. In: *2015 48th Hawaii International Conference on System Sciences*. IEEE, S. 846–855. DOI: 10.1109/HICSS.2015.107.
- Bergbäck, B., K. Johansson und U. Mohlander (2001). „Urban Metal Flows – A Case Study of Stockholm: Review and Conclusions“. In: *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1 (3/4), S. 3–24. DOI: 10.1023/A:1017531532576.
- Bertram, Marlen, Kenneth J. Martchek und Georg Rombach (2009). „Material flow analysis in the aluminum industry“. In: *Journal of Industrial Ecology* 13 (5), S. 650–654. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2009.00158.x.
- Bertram, Marlen, S. Ramkumar, Helmut Rechberger, Georg Rombach, C. Bayliss, K.J. Martchek, D.B. Müller und Gang Liu (2017). „A regionally-linked, dynamic material flow modelling tool for rolled, extruded and cast aluminium products“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 125, S. 48–69. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.05.014.
- Beylot, Antoine und Jacques Villeneuve (2015). „Assessing the national economic importance of metals: An Input-Output approach to the case of copper in France“. In: *Resources Policy* 44, S. 161–165. DOI: 10.1016/j.resourpol.2015.02.007.

- BGS (2011). *Risk List 2011*. British Geological Survey.
- BGS (2012). *Risk List 2012*. British Geological Survey.
- Binnemans, Koen, Peter Tom Jones, Bart Blanpain, Tom Van Gerven und Yiannis Pontikes (2015). „Towards zero-waste valorisation of rare-earth-containing industrial process residues: a critical review“. In: *Journal of Cleaner Production* 99, S. 17–38. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.02.089.
- Bjørn, Anders, Alexis Laurent, Mikołaj Owsianiak und Stig Irving Olsen (2018a). „Goal Definition“. In: *Life Cycle Assessment*. Hrsg. von Michael Z. Hauschild, Ralph K. Rosenbaum und Stig Irving Olsen. Cham: Springer International Publishing, S. 67–74. DOI: 10.1007/978-3-319-56475-3\_7.
- Bjørn, Anders, Andreas Moltesen, Alexis Laurent, Mikołaj Owsianiak, Andrea Corona, Morten Birkved und Michael Z. Hauschild (2018b). „Life Cycle Inventory Analysis“. In: *Life Cycle Assessment*. Cham: Springer International Publishing, S. 117–165. DOI: 10.1007/978-3-319-56475-3\_9.
- Bjørn, Anders, Mikołaj Owsianiak, Alexis Laurent, Stig Irving Olsen, Andrea Corona und Michael Z. Hauschild (2018c). „Scope Definition“. In: *Life Cycle Assessment*. Cham: Springer International Publishing, S. 75–116. DOI: 10.1007/978-3-319-56475-3\_8.
- Blagoeva, Darina T., P. Alves Dias, A. Marmier und Claudiu C. Pavel (2016). *Assessment of potential bottlenecks along the materials supply chain for the future deployment of low-carbon energy and transport technologies in the EU. Wind power, photovoltaic and electric vehicles technologies, time frame: 2015-2030*. Joint Research Center. DOI: 10.2790/08169.
- Bleischwitz, Raimund, Victor Nechifor, Matthew Winning, Beijia Huang und Yong Geng (2018). „Extrapolation or saturation – Revisiting growth patterns, development stages and decoupling“. In: *Global Environmental Change* 48, S. 86–96. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2017.11.008.
- Blengini, Gian Andrea, Philip Nuss, Jo Dewulf, Viorel Nita, Laura Talens Peiró, Beatriz Vidal-Legaz, Cynthia Latunussa, Lucia Mancini, Darina T. Blagoeva, David Pennington, Mattia Pellegrini, Alexis Van Maercke, Slavko Solar, Milan Grohol und Constantin Ciupagea (2017). „EU methodology for critical raw materials assessment: Policy needs and proposed solutions for incremental improvements“. In: *Resources Policy* 53 (May), S. 12–19. DOI: 10.1016/j.resourpol.2017.05.008.
- Boer, Luitzen de, Eva Labro und Pierangela Morlacchi (2001). „A review of methods supporting supplier selection“. In: *European Journal of Purchasing & Supply Management* 7 (2), S. 75–89. DOI: 10.1016/S0969-7012(00)00028-9.
- Bösch, Michael E., Stefanie Hellweg, Mark A. J. Huijbregts und Rolf Frischknecht (2007). „Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database“. English. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12 (3), S. 181–190. DOI: 10.1065/1ca2006.11.282.
- Böschen, Stefan, Armin Reller und Jens Soentgen (2004). „Stoffgeschichten – eine neue Perspektive für transdisziplinäre Umweltforschung“. In: *Gaia* 13 (1), S. 19–25.

- Bringezu, Stefan und René Kleijn (1997). „Short Review of the MFA work presented“. In: *Regional and National Material Flow Accounting: From Paradigm to Practice of Sustainability*. Hrsg. von Stefan Bringezu, Marina Fischer-Kowalski, René Kleijn und Viveka Palm. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, S. 306–308.
- Brown, Teresa (Okt. 2018). „Measurement of mineral supply diversity and its importance in assessing risk and criticality“. In: *Resources Policy* 58, S. 202–218. DOI: 10.1016/j.resourpol.2018.05.007.
- Brown, Teresa J., N. E. Idoine, E. R. Raycraft, E. A. Deady, S. F. Hobbs und T. Bide (2017). *World mineral production 2011-2015*. British Geological Survey, Natural Environment Research Council.
- Brunner, Paul H. und Helmut Rechberger (2004). *Practical Handbook of Material Flow Analysis*. Lewis Publishers.
- Buchert, Matthias, Doris Schüler und Daniel Bleher (2009). *Critical Metals for Future Sustainable Technologies and their Recycling Potential*. Berlin.
- Buchholz, Peter, Dieter Huy, Maren Liedtke und Michael Schmidt (2015). *DERA-Rohstoffliste 2014*. Deutsche Rohstoffagentur (DERA) in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR).
- Buijs, Bram, Henrike Sievers und Luis A. Tercero Espinoza (2012). „Limits to the critical raw materials approach“. In: *Proceedings of the ICE - Waste and Resource Management* 165, S. 201–208. DOI: 10.1580/warm.12.00010.
- Bustamante, Michele L. und Gabrielle G. Gaustad (2014). „Challenges in assessment of clean energy supply-chains based on byproduct minerals: A case study of tellurium use in thin film photovoltaics“. In: *Applied Energy* 123, S. 397–414. DOI: 10.1016/j.apenergy.2014.01.065.
- Bustamante, Michele L. (2016). „Criticality of Byproduct Materials: Assessing Supply Risk, Environmental Impact, and Strategic Policy Response for Tellurium“. Dissertation. Rochester Institute of Technology.
- Bustamante, Michele L., Gabrielle Gaustad und Elisa Alonso (2018). „Comparative Analysis of Supply Risk-Mitigation Strategies for Critical Byproduct Minerals: A Case Study of Tellurium“. In: *Environmental Science & Technology* 52 (1), S. 11–21. DOI: 10.1021/acs.est.7b03963.
- Calvo, Guiomar, Gavin Mark Mudd, Alicia Valero und Antonio Valero (2016). „Decreasing Ore Grades in Global Metallic Mining: A Theoretical Issue or a Global Reality?“ In: *Resources* 5 (4), S. 36. DOI: 10.3390/resources5040036.
- Calvo, Guiomar, Alicia Valero und Antonio Valero (Aug. 2018). „Thermodynamic Approach to Evaluate the Criticality of Raw Materials and Its Application through a Material Flow Analysis in Europe“. In: *Journal of Industrial Ecology* 22 (4), S. 839–852. DOI: 10.1111/jiec.12624.
- Castro, M. B. G., J. A. M. Remmerswaal, Markus A. Reuter und U. J. M. Boin (2004). „A thermodynamic approach to the compatibility of materials combinations for recycling“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 43 (1), S. 1–19. DOI: 10.1016/j.resconrec.2004.04.011.

- Cencic, Oliver und Helmut Rechberger (2008). „Material Flow Analysis with Software STAN“. In: *EnviroInfo 2008 - Environmental Informatics and Industrial Ecology 2008*, S. 440–447.
- Cencic, Oliver (2016). „Nonlinear data reconciliation in material flow analysis with software STAN“. In: *Sustainable Environment Research* 26 (6), S. 291–298. DOI: 10.1016/j.serj.2016.06.002.
- Chakhmouradian, Anton R., Martin P. Smith und Jindrich Kynicky (2015). „From “strategic” tungsten to “green” neodymium: A century of critical metals at a glance“. In: *Ore Geology Reviews* 64, S. 455–458. DOI: 10.1016/j.oregeorev.2014.06.008.
- Chen, Wei-Qiang und Thomas E. Graedel (2012). „Anthropogenic Cycles of the Elements: A Critical Review“. In: *Environmental Science & Technology* 46 (16), S. 8574–8586. DOI: 10.1021/es3010333.
- Ciacci, Luca, Barbara K. Reck, Nedal T. Nassar und Thomas E. Graedel (2015). „Lost by Design“. In: *Environmental Science & Technology* 49 (16), S. 9443–9451. DOI: 10.1021/es505515z.
- Ciacci, Luca, Ermelinda M. Harper, Nedal T. Nassar, Barbara K. Reck und Thomas E. Graedel (2016). „Metal Dissipation and Inefficient Recycling Intensify Climate Forcing“. In: *Environmental Science & Technology* 50 (20), S. 11394–11402. DOI: 10.1021/acs.est.6b02714.
- Ciacci, Luca, Ivano Vassura und Fabrizio Passarini (2017). „Urban Mines of Copper: Size and Potential for Recycling in the EU“. In: *Resources* 6 (1), S. 6. DOI: 10.3390/resources6010006.
- Ciacci, Luca, Timothy T. Werner, Ivano Vassura und Fabrizio Passarini (März 2018). „Backlighting the European Indium Recycling Potentials“. In: *Journal of Industrial Ecology*, S. 1–12. DOI: 10.1111/jiec.12744.
- Cimprich, Alexander, Karim S. Karim und Steven B. Young (2017a). „Extending the geopolitical supply risk method: material “substitutability” indicators applied to electric vehicles and dental X-ray equipment“. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. DOI: 10.1007/s11367-017-1418-4.
- Cimprich, Alexander, Steven B. Young, Christoph Helbig, Eskinder D. Gemechu, Andrea Thorenz, Axel Tuma und Guido Sonnemann (2017b). „Extension of geopolitical supply risk methodology: Characterization model applied to conventional and electric vehicles“. In: *Journal of Cleaner Production* 162, S. 754–763. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.06.063.
- Clift, Roland und Angela Druckman (2015). „Introduction“. In: *Taking Stock of Industrial Ecology*. Hrsg. von Roland Clift und Angela Druckman. Springer Open, S. xi–xxi. DOI: 10.1007/978-3-319-20571-7.
- Coulomb, Renaud, Simon Dietz, Maria Godunova und Thomas Bligaard Nielsen (2015). „Critical Minerals Today and in 2030: An Analysis for OECD Countries“. In: *OECD Environment Working Papers* (91). DOI: 10.1787/1997090.
- Daw, Georges (2017). „Security of mineral resources: A new framework for quantitative assessment of criticality“. In: *Resources Policy* 53, S. 173–189. DOI: 10.1016/j.resourpol.2017.06.013.

- DERA (2016). *DERA Preismonitor Dezember 2016*. Deutsche Rohstoffagentur (DERA) in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR).
- DERA (2017). *DERA-Rohstoffliste 2016*. Deutsche Rohstoffagentur (DERA) in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR).
- Dewulf, Jo, Lorenzo Benini, Lucia Mancini, Serenella Sala, Gian Andrea Blengini, Fulvio Ardenete, Marco Recchioni, Joachim Maes, Rana Pant und David Pennington (2015). „Rethinking the Area of Protection “Natural Resources” in Life Cycle Assessment“. In: *Environmental Science & Technology* 49 (9), S. 5310–5317. DOI: 10.1021/acs.est.5b00734.
- Dewulf, Jo, Gian Andrea Blengini, David Pennington, Philip Nuss und Nedal T. Nassar (2016). „Criticality on the international scene: Quo vadis?“ In: *Resources Policy* 50, S. 169–176. DOI: 10.1016/j.resourpol.2016.09.008.
- Dirr, Martin (2017). *Strategische Planung eines Kreislaufwirtschaftssystems für Photovoltaikmodule*. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden. DOI: 10.1007/978-3-658-15892-7.
- Drielsma, Johannes A., Ruth Allington, Thomas Brady, Jeroen B. Guinée, Jane M. Hammarstrom, Torsten Hummen, Andrea J. Russell-Vaccari, Laura Schneider, Guido Sonnemann und Pär Weihed (2016). „Abiotic Raw-Materials in Life Cycle Impact Assessments: An Emerging Consensus across Disciplines“. In: *Resources* 5 (1), S. 1–10. DOI: 10.3390/resources5010012.
- Du, Xiaoyue und Thomas E. Graedel (Dez. 2011). „Uncovering the Global Life Cycles of the Rare Earth Elements“. In: *Scientific Reports* 1 (1), S. 145. DOI: 10.1038/srep00145.
- Duclos, Steven J., Jeffrey P. Otto und Douglas G. Konitzer (2008). „Design in an Era of Constrained Resources: as Global Competition for Materials strains the Supply Chain, Companies must know where a Shortage can hurt and then plan around it.“ In: *Mechanical Engineering* 132 (9), S. 36–40.
- Eggert, Peter, Alfred Haid, Eberhard Wettig, Manfred Dahlheimer, Manfred Kruszona und Hermann Wagner (2000). *Auswirkungen der weltweiten Konzentration in der Bergbauproduktion auf die Rohstoffversorgung der deutschen Wirtschaft*. Bd. 184. Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung.
- Eggert, R. (Juli 2017). „Materials, critical materials and clean-energy technologies“. In: *EPJ Web of Conferences* 148. Hrsg. von D. Cahen, L. Cifarelli, D. Ginley, A. Slaoui, A. Terrasi und F. Wagner, S. 00003. DOI: 10.1051/epjconf/201714800003.
- EIA (2018). *International Energy Statistics*. Energy Information Administration.
- Elshkaki, Ayman und Thomas E. Graedel (2015). „Solar cell metals and their hosts: A tale of oversupply and undersupply“. In: *Applied Energy* 158, S. 167–177. DOI: 10.1016/j.apenergy.2015.08.066.
- Elshkaki, Ayman, Thomas E. Graedel, Luca Ciacci und Barbara K. Reck (2016). „Copper demand, supply, and associated energy use to 2050“. In: *Global Environmental Change* 39, S. 305–315. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2016.06.006.

- Erdmann, Lorenz und Thomas E. Graedel (2011). „Criticality of Non-Fuel Minerals: A Review of Major Approaches and Analyses“. In: *Environmental Science & Technology* 45 (18), S. 7620–7630. DOI: 10.1021/es200563g.
- Erdmann, Lorenz, S. Behrendt und M. Feil (2011). *Kritische Rohstoffe für Deutschland*. Berlin: Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung (IZT), adelphi,
- European Commission (2010a). *Critical Raw Materials for the EU*. European Commission.
- European Commission (2010b). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) handbook: Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators*. Joint Research Centre, Institute for Environment und Sustainability.
- European Commission (2012). *Preparing a Waste Prevention Programme: Guidance document*. Directorate-General Environment. URL: <http://ec.europa.eu/environment/waste/prevention/pdf/Waste%20prevention%20guidelines.pdf>.
- European Commission (2014). *Report on Critical Raw Materials for the EU: Report of the Ad hoc Working Group on defining critical raw materials*. Brussels, Belgium.
- European Commission (2017). *Study on the review of the list of critical raw materials*.
- Eurostat (2008). *NACE Rev. 2 - Statistische Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Gemeinschaft*.
- Filella, M. und J. C. Rodríguez-Murillo (2017). „Less-studied TCE: are their environmental concentrations increasing due to their use in new technologies?“ In: *Chemosphere* 182, S. 605–616. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.05.024.
- Fortier, Steven M., Nedal T. Nassar, Graham W. Lederer, Jamie Brainard, Joseph Gambogi und Erin A. McCullough (2018). *Draft Critical Mineral List—Summary of Methodology and Background Information—U.S. Geological Survey Technical Input Document in Response to Secretarial Order No. 3359*. 3359. United States Geological Survey, S. 15.
- Frenzel, Max, Marina P. Ketris und Jens Gutzmer (2014). „On the geological availability of germanium“. In: *Mineralium Deposita* 49 (4), S. 471–486. DOI: 10.1007/s00126-013-0506-z.
- Frenzel, Max, Claire Mikolajczak, Markus A. Reuter und Jens Gutzmer (2017a). „Quantifying the relative availability of high-tech by-product metals – The cases of gallium, germanium and indium“. In: *Resources Policy* 52, S. 327–335. DOI: 10.1016/j.resourpol.2017.04.008.
- Frenzel, Max, J. Kullik, Markus A. Reuter und Jens Gutzmer (2017b). „Raw material ‘criticality’—sense or nonsense?“ In: *Journal of Physics D: Applied Physics* 50 (12), S. 123002. DOI: 10.1088/1361-6463/aa5b64.
- Fridgen, Gilbert, Christian König, Philipp Mette und Andreas W. Rathgeber (2013). „Die Absicherung von Rohstoffrisiken - Eine Disziplinen übergreifende Herausforderung für Unternehmen“. In: *Schmalenbachs Zeitschrift für betriebswirtschaftliche Forschung* 65 (2), S. 167–190. DOI: 10.1007/BF03372878.
- Frondel, M., G. Angerer und Peter Buchholz (2006). *Trends der Angebots- und Nachfragesituation bei mineralischen Rohstoffen*. Berlin.

- Fthenakis, Vasilis und Annick Anctil (2013). „Direct Te Mining: Resource Availability and Impact on Cumulative Energy Demand of CdTe PV Life Cycles“. In: *IEEE Journal of Photovoltaics* 3 (1), S. 433–438. DOI: 10.1109/JPHOTOV.2012.2216860.
- Gandenberger, Carsten, Frank Marscheider-Weidemann, Katrin Ostertag und Rainer Walz (2012). *Die Versorgung der deutschen Wirtschaft mit Roh- und Werkstoffen für Hochtechnologien – Präzisierung und Weiterentwicklung der deutschen Rohstoffstrategie*. Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag.
- Gaustad, Gabrielle G., Mark Krystofik, Michele L. Bustamante und Kedar Badami (2017). „Circular economy strategies for mitigating critical material supply issues“. In: *Resources, Conservation and Recycling*. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.08.002.
- Gemechu, Eskinder D., Guido Sonnemann und Steven B. Young (2015). „Geopolitical-related supply risk assessment as a complement to environmental impact assessment: the case of electric vehicles“. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. DOI: 10.1007/s11367-015-0917-4.
- Gemechu, Eskinder D., Christoph Helbig, Guido Sonnemann, Andrea Thorenz und Axel Tuma (2016). „Import-based Indicator for the Geopolitical Supply Risk of Raw Materials in Life Cycle Sustainability Assessments“. In: *Journal of Industrial Ecology* 20 (1), S. 154–165. DOI: 10.1111/jiecl.12279.
- Giurco, Damien und J. G. Petrie (2007). „Strategies for reducing the carbon footprint of copper: New technologies, more recycling or demand management?“ In: *Minerals Engineering* 20 (9), S. 842–853. DOI: 10.1016/j.mineng.2007.04.014.
- Glöser-Chahoud, Simon, Luis A. Tercero Espinoza, Rainer Walz und Martin Faulstich (2016). „Taking the Step towards a More Dynamic View on Raw Material Criticality: An Indicator Based Analysis for Germany and Japan“. In: *Resources* 5 (4), S. 45. DOI: 10.3390/resources5040045.
- Glöser-Chahoud, Simon (2017). „Quantitative Analyse der Kritikalität mineralischer und metallischer Rohstoffe unter Verwendung eines systemdynamischen Modell-Ansatzes“. Dissertation. TU Clausthal.
- Glöser, Simon, Marcel Soulier und Luis A. Tercero Espinoza (2013). „Dynamic analysis of global copper flows. Global stocks, postconsumer material flows, recycling indicators, and uncertainty evaluation“. In: *Environmental Science and Technology* 47 (12), S. 6564–6572. DOI: 10.1021/es400069b.
- Glöser, Simon, Luis A. Tercero Espinoza, Carsten Gandenberger und Martin Faulstich (2015). „Raw material criticality in the context of classical risk assessment“. In: *Resources Policy* 44, S. 35–46. DOI: 10.1016/j.resourpol.2014.12.003.
- Goe, Michele und Gabrielle G. Gaustad (2014). „Identifying critical materials for photovoltaics in the US: A multi-metric approach“. In: *Applied Energy* 123, S. 387–396. DOI: 10.1016/j.apenergy.2014.01.025.
- Goedkoop, Mark J. und R. Spriensma (1999). *The Eco Indicator 99: Methodology report and annex*. Amersfoort.

- Goedkoop, Mark J., Reinout Heijungs, Mark A. J. Huijbregts, A. De Schryver, J. Struijs und Rosalie van Zelm (2009). *ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation*.
- Graedel, Thomas E. (2002). „Material substitution: a resource supply perspective“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 34 (2), S. 107–115. DOI: 10.1016/S0921-3449(01)00097-0.
- Graedel, Thomas E., D. van Beers, Marlen Bertram, K. Fuse, R. B. Gordon, A. Gritsinin, Amit Kapur, R. J. Klee, Reid J. Lifset, L. Memon, Helmut Rechberger, Sabrina Spataro und D. Vexler (2004). „Multilevel cycle of anthropogenic copper.“ In: *Environmental Science & Technology* 38 (4), S. 1242–1252. DOI: 10.1162/1088198054821573.
- Graedel, Thomas E., D. van Beers, Marlen Bertram, K. Fuse, R. B. Gordon, A. Gritsinin, Amit Kapur, R. J. Klee, Reid J. Lifset, L. Memon und Sabrina Spataro (2005). „The Multilevel Cycle of Anthropogenic Zinc“. In: *Environmental Science & Technology* 9 (3), S. 67–90. DOI: 10.1162/1088198054821573.
- Graedel, Thomas E., Julian M. Allwood, Jean-Pierre Birat, Barbara K. Reck, Scott F. Sibley, Guido Sonnemann, Matthias Buchert und Christian Hagelüken (2011a). *Recycling Rates of Metals - A Status Report, A Report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel*.
- Graedel, Thomas E., Julian M. Allwood, Jean-Pierre Birat, Matthias Buchert, Christian Hagelüken, Barbara K. Reck, Scott F. Sibley und Guido Sonnemann (2011b). „What Do We Know About Metal Recycling Rates?“ In: *Journal of Industrial Ecology* 15 (3), S. 355–366. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2011.00342.x.
- Graedel, Thomas E., 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 (2012). „Methodology of Metal Criticality Determination“. In: *Environmental Science & Technology* 46 (2), S. 1063–1070. DOI: 10.1021/es203534z.
- Graedel, Thomas E., Gus Gunn und Luis A. Tercero Espinoza (2014). „Metal resources, use and criticality“. In: *Critical Metals Handbook*. Hrsg. von Gus Gunn, S. 1–19.
- Graedel, Thomas E., Ermelinda M. Harper, Nedal T. Nassar, Philip Nuss und Barbara K. Reck (2015a). „Criticality of metals and metalloids“. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112 (14), S. 4257–4262. DOI: 10.1073/pnas.1500415112.
- Graedel, Thomas E., Ermelinda M. Harper, Nedal T. Nassar und Barbara K. Reck (2015b). „On the materials basis of modern society“. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112 (20), S. 6295–6300. DOI: 10.1073/pnas.1312752110.
- Graedel, Thomas E. und Barbara K. Reck (2016). „Six Years of Criticality Assessments: What Have We Learned So Far?“ In: *Journal of Industrial Ecology* 20 (4), S. 692–699. DOI: 10.1111/jie.12305.
- Grandell, Leena und Andrea Thorenz (2014). „Silver supply risk analysis for the solar sector“. In: *Renewable Energy* 69, S. 157–165. DOI: 10.1016/j.renene.2014.03.032.

- Grebe, W. H., U. Krauß, M. Kurszona, H. Schmidt, D. Kamphausen, M. Liebrucks, M. Rumberger, Eberhard Wettig, K. Bäse, F. Jägeler und H. Stodieck (1977). *Ausfallrisiko bei 31 Rohstoffen: Bergwirtschaftliche und rohstoffwirtschaftliche Kriterien für das Angebot und die Nachfrage wichtiger Rohstoffe*. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, Institut zur Erforschung Technologischer Entwicklungslinien.
- Guinée, Jeroen B. und Reinout Heijungs (1995). „A proposal for the definition of resource equivalency factors for use in product life-cycle assessment“. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 14 (5), S. 917–925. DOI: 10.1002/etc.5620140525.
- Habib, Komal und Henrik Wenzel (2016). „Reviewing resource criticality assessment from a dynamic and technology specific perspective – using the case of direct-drive wind turbines“. In: *Journal of Cleaner Production* 112, S. 3852–3863. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.07.064.
- Harper, Ermelinda M., Goksin Kavlak und Thomas E. Graedel (2012). „Tracking the metal of the goblins: Cobalt’s cycle of use“. In: *Environmental Science & Technology* 46 (2), S. 1079–1086. DOI: 10.1021/es201874e.
- Harper, Ermelinda M., Goksin Kavlak, Lara Burmeister, Matthew J. Eckelman, Serkan Erbis, Vicente Sebastian Espinoza, Philip Nuss und Thomas E. Graedel (2015a). „Criticality of the Geological Zinc, Tin, and Lead Family“. In: *Journal of Industrial Ecology* 19 (4), S. 628–644. DOI: 10.1111/jieec.12213.
- Harper, Ermelinda M., Zhouwei Diao, Stefania Panousi, Philip Nuss, Matthew J. Eckelman und Thomas E. Graedel (2015b). „The criticality of four nuclear energy metals“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 95, S. 193–201. DOI: 10.1016/j.resconrec.2014.12.009.
- Hatayama, Hiroki und Kiyotaka Tahara (2015a). „Criticality Assessment of Metals for Japan’s Resource Strategy“. In: *MATERIALS TRANSACTIONS* 56 (2), S. 229–235. DOI: 10.2320/matertrans.M2014380.
- Hatayama, Hiroki und Kiyotaka Tahara (2015b). „Evaluating the sufficiency of Japan’s mineral resource entitlements for supply risk mitigation“. In: *Resources Policy* 44 (0), S. 72–80. DOI: 10.1016/j.resourpol.2015.02.004.
- Hatayama, Hiroki und Kiyotaka Tahara (2018). „Adopting an objective approach to criticality assessment: Learning from the past“. In: *Resources Policy* 55 (June), S. 96–102. DOI: 10.1016/j.resourpol.2017.11.002.
- Hayes, Sarah M. und Erin A. McCullough (Aug. 2018). „Critical minerals: A review of elemental trends in comprehensive criticality studies“. In: *Resources Policy*, S. 1–7. DOI: 10.1016/j.resourpol.2018.06.015.
- Haynes, W. M., David R. Lide und Thomas J. Bruno (2013). *CRC Handbook of Chemistry and Physics*. 94. Aufl. Boca Raton, FL: CRC Press LLC.

- Helbig, Christoph, Eskinder D. Gemechu, Baptiste Pillain, Steven B. Young, Andrea Thorenz, Axel Tuma und Guido Sonnemann (2016a). „Extending the geopolitical supply risk indicator: Application of life cycle sustainability assessment to the petrochemical supply chain of polyacrylonitrile-based carbon fibers“. In: *Journal of Cleaner Production* 137, S. 1170–1178. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.07.214.
- Helbig, Christoph, Lars Wietschel, Andrea Thorenz und Axel Tuma (2016b). „How to evaluate raw material vulnerability - An overview“. In: *Resources Policy* 48, S. 13–24. DOI: 10.1016/j.resourpol.2016.02.003.
- Helbig, Christoph, Alex M. Bradshaw, Christoph Kolotzek, Andrea Thorenz und Axel Tuma (2016c). „Supply risks associated with CdTe and CIGS thin-film photovoltaics“. In: *Applied Energy* 178, S. 422–433. DOI: 10.1016/j.apenergy.2016.06.102.
- Helbig, Christoph, Christoph Kolotzek, Andrea Thorenz, Armin Reller, Axel Tuma, Mario Schafnitzel und Stephan Krohns (2017). „Benefits of resource strategy for sustainable materials research and development“. In: *Sustainable Materials and Technologies* 12, S. 1–8. DOI: 10.1016/j.susmat.2017.01.004.
- Helbig, Christoph, Alex M. Bradshaw, Lars Wietschel, Andrea Thorenz und Axel Tuma (Jan. 2018). „Supply risks associated with lithium-ion battery materials“. In: *Journal of Cleaner Production* 172, S. 274–286. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.10.122.
- Hellweg, Stefanie und L. Mila i Canals (2014). „Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment“. In: *Science* 344 (6188), S. 1109–1113. DOI: 10.1126/science.1248361.
- Henßler, Martin, Vanessa Bach, Markus Berger, Matthias Finkbeiner und Klaus Ruhland (Jan. 2016). „Resource Efficiency Assessment—Comparing a Plug-In Hybrid with a Conventional Combustion Engine“. In: *Resources* 5 (1), S. 5. DOI: 10.3390/resources5010005.
- Herfindahl, O. C. (1950). „Concentration in the US steel industry“. Dissertation. Columbia University.
- Hirschman, A. O. (1980). *National Power and the Structure of Foreign Trade*. California Library reprint series. University of California Press.
- Holmes, M.J. (1990). „Material substitution in battery electrodes“. In: *Resources Policy* 16 (1), S. 22–34. DOI: 10.1016/0301-4207(90)90015-4.
- Huijbregts, Mark A. J., Z. J. N. Steinmann, P. M. F. Elshout, G. Stam, F. Verones, Marisa D. M. Vieira, A Hollander, M. Zijp und Rosalie van Zelm (2016). *ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level - Report 1 : Characterization*. National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands.
- Humphreys, David (2014). „The mining industry and the supply of critical minerals“. In: *Critical Metals Handbook*. Hrsg. von Gus Gunn. John Wiley & Sons, S. 20–40.
- Hutner, Petra, Andrea Thorenz und Axel Tuma (2017). „Waste prevention in communities: A comprehensive survey analyzing status quo, potentials, barriers and measures“. In: *Journal of Cleaner Production* 141, S. 837–851. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.09.156.
- IAI (2017a). *Global Aluminium Cycle*. URL: <http://www.world-aluminium.org/statistics/massflow/> (besucht am 05.07.2018).

- IAI (2017b). *Global Aluminium Flow Model 2016*. International Aluminium Institute.
- Ioannidou, Dimitra, Grégoire Meylan, Guido Sonnemann und Guillaume Habert (Nov. 2017). „Is gravel becoming scarce? Evaluating the local criticality of construction aggregates“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 126, S. 25–33. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.07.016.
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva, Switzerland.: IPCC. DOI: 10.1088/1751-8113/44/8/085201.
- IW Consult (2011). *Rohstoffsituation Bayern: Keine Zukunft ohne Rohstoffe*. München.
- Izard, Catherine F. und Daniel B. Müller (2010). „Tracking the devil’s metal: Historical global and contemporary U.S. tin cycles“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 54 (12), S. 1436–1441. DOI: 10.1016/j.resconrec.2010.06.008.
- Jackson, Taylor und Kenneth P. Green (2016). *Fraser Institute Annual Survey of Mining Companies, 2015*. Fraser Institute.
- Jackson, Taylor und Kenneth P. Green (2017). *Annual Survey of Mining Companies 2016*. Fraser Institute.
- Jackson, Tim (2010). „Keeping out the giraffes“. In: *Long horizons*. Hrsg. von A Tickell. British Council, S. 17–20.
- Jin, Yanya, Junbeum Kim und Bertrand Guillaume (2016). „Review of critical material studies“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 113, S. 77–87. DOI: 10.1016/j.resconrec.2016.06.003.
- Johnson, Jeremiah X., Julie Jirikowic, Marlen Bertram, D. van Beers, R. B. Gordon, Kathryn Henderson, R. J. Klee, Ted Lanzano, Reid J. Lifset, Lucia Oetjen und Thomas E. Graedel (2005). „Contemporary Anthropogenic Silver Cycle: A Multilevel Analysis“. In: *Environmental Science & Technology* 39 (12), S. 4655–4665. DOI: 10.1021/es048319x.
- Johnson, Jeremiah X., Laura Schewel und Thomas E. Graedel (2006). „The contemporary anthropogenic chromium cycle“. In: *Environmental Science and Technology* 40 (22), S. 7060–7069. DOI: 10.1021/es060061i.
- Jolliet, Olivier, Manuele Margni, Raphaël Charles, Sébastien Humbert, Jérôme Payet, Gerald Rebitzer und Ralph Rosenbaum (2003). „IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology“. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8 (6), S. 324–330. DOI: 10.1007/BF02978505.
- Kaufmann, Daniel, Aart Kraay und Massimo Mastruzzi (2010). „The Worldwide Governance Indicators: Methodology and Analytical Issues“. In: *World Bank Policy Research Working Paper* 5430.
- Kaufmann, Daniel und Aart Kraay (2015). *Worldwide Governance Indicators*. URL: <http://info.worldbank.org/governance/wgi/index.aspx> (besucht am 01.12.2015).
- Kavлак, Goksin und Thomas E. Graedel (2013a). „Global anthropogenic selenium cycles for 1940–2010“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 73, S. 17–22. DOI: 10.1016/j.resconrec.2013.01.013.

- Kavлак, Goksin und Thomas E. Graedel (2013b). „Global anthropogenic tellurium cycles for 1940-2010“. In: *Resources Conservation and Recycling* 76, S. 21–26. DOI: 10.1016/j.resconrec.2013.04.007.
- Kavлак, Goksin, James McNeerney, Robert L. Jaffe und Jessika E. Trancik (2015). „Metal production requirements for rapid photovoltaics deployment“. In: *Energy Environ. Sci.* 8(6), S. 1651–1659. DOI: 10.1039/C5EE00585J.
- Keilhacker, Michael L. und Stefan Minner (2017). „Supply chain risk management for critical commodities: A system dynamics model for the case of the rare earth elements“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 125, S. 349–362. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.05.004.
- Kelly, T. D. und G. R. Matos (2016). *Historical Statistics for Mineral and Material Commodities in the United States (Data Series 140)*. URL: <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/historical-statistics/> (besucht am 03.09.2018).
- Klee, R. J. und Thomas E. Graedel (2004). „ELEMENTAL CYCLES: A Status Report on Human or Natural Dominance“. In: *Annual Review of Environment and Resources* 29(1), S. 69–107. DOI: 10.1146/annurev.energy.29.042203.104034.
- Knobloch, Viktor, Till Zimmermann und Stefan Gößling-Reisemann (2018). „From criticality to vulnerability of resource supply: The case of the automobile industry“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 138, S. 272–282. DOI: 10.1016/j.resconrec.2018.05.027.
- Kolotzek, Christoph, Christoph Helbig, Andrea Thorenz, Armin Reller und Axel Tuma (2018). „A company-oriented model for the assessment of raw material supply risks, environmental impact and social implications“. In: *Journal of Cleaner Production* 176, S. 566–580. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.12.162.
- Kolotzek, Christoph (2018). *Entwicklung einer nachhaltigkeitsorientierten Rohstoffbewertung zur Unterstützung von Entscheidungsprozessen in Unternehmen*. Sustainable Management, Wertschöpfung und Effizienz. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden. DOI: 10.1007/978-3-658-22392-2.
- Koning, Arjan de, René Kleijn, Gjalt Huppes, Benjamin Sprecher, Guus van Engelen und Arnold Tukker (2018). „Metal supply constraints for a low-carbon economy?“ In: *Resources, Conservation and Recycling* 129 (October 2017), S. 202–208. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.10.040.
- Kosmol, Jan, Felix Müller und Hermann Keßler (2018). „The Critical Raw Materials Concept: Subjective, Multifactorial and Ever-Developing“. In: *Factor X*. Hrsg. von Harry Lehmann, S. 71–92. DOI: 10.1007/978-3-319-50079-9\_5.
- Kral, Ulrich, Katharina Kellner und Paul H. Brunner (2013). „Sustainable resource use requires “clean cycles” and safe “final sinks”“. In: *Science of The Total Environment* 461-462, S. 819–822. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.08.094.
- Krausmann, Fridolin, Anke Schaffartzik, Andreas Mayer, Nina Eisenmenger, Simone Gingrich, Helmut Haberl und Marina Fischer-Kowalski (2016). „Long-Term Trends in Global Material and Energy Use“. In: *Social Ecology*. Hrsg. von Helmut Haberl, Marina Fischer-Kowalski, Fridolin Krausmann und Verena Winiwarter. Springer, S. 199–211.

- Krausmann, Fridolin, Dominik Wiedenhofer, Christian Lauk, Willi Haas, Hiroki Tanikawa, Tomer Fishman, Alessio Miatto, Heinz Schandl und Helmut Haberl (Feb. 2017). „Global socioeconomic material stocks rise 23-fold over the 20th century and require half of annual resource use“. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114 (8), S. 1880–1885. DOI: 10.1073/pnas.1613773114.
- Langkau, Sabine und Luis A. Tercero Espinoza (2018). „Technological change and metal demand over time: What can we learn from the past?“ In: *Sustainable Materials and Technologies* 16, S. 54–59. DOI: 10.1016/j.susmat.2018.02.001.
- Lapko, Yulia, Paolo Trucco und Cali Nuur (2016). „The business perspective on materials criticality: Evidence from manufacturers“. In: *Resources Policy* 50, S. 93–107. DOI: 10.1016/j.resourpol.2016.09.001.
- Leal-Ayala, David R., Julian M. Allwood, Evi Petavratzi, Teresa J. Brown und Gus Gunn (2015). „Mapping the global flow of tungsten to identify key material efficiency and supply security opportunities“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 103, S. 19–28. DOI: 10.1016/j.resconrec.2015.07.003.
- Leontief, Wassily W. (1976). *Studies in the Structure of the American Economy: Theoretical and Empirical Explorations in Input-Output Analysis*. Neuauflage. International Arts und Sciences Press.
- Licht, Christina, Laura Talens Peiró und Gara Villalba (2015). „Global Substance Flow Analysis of Gallium, Germanium, and Indium: Quantification of Extraction, Uses, and Dissipative Losses within their Anthropogenic Cycles“. In: *Journal of Industrial Ecology* 19 (5), S. 890–903. DOI: 10.1111/jiec.12287.
- Lifset, Reid J., Matthew J. Eckelman, Ermelinda M. Harper, Z. Hausfather und G. Urbina (2012). „Metal lost and found: Dissipative uses and releases of copper in the United States 1975–2000“. In: *Science of the Total Environment* 417, S. 138–147. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.09.075.
- Liu, Gang, Colton E. Bangs und Daniel B. Müller (2012). „Stock dynamics and emission pathways of the global aluminium cycle“. In: *Nature Climate Change* 3 (4), S. 338–342. DOI: 10.1038/nclimate1698.
- Lloyd, S., J. Lee, A. Clifton, L. Elghali und C. France (2012). „Recommendations for assessing materials criticality“. In: *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Waste and Resource Management* 165 (4), S. 191–200. DOI: 10.1680/warm.12.00002.
- Løvik, Amund N. (2015). „Linkages and stock dynamics of the aluminium-gallium system Alloying elements, impurities and by-products“. Doctoral thesis. Norwegian University of Science und Technology.
- Løvik, Amund N., Eliette Restrepo und Daniel B. Müller (2015). „The Global Anthropogenic Gallium System: Determinants of Demand, Supply and Efficiency Improvements“. In: *Environmental Science & Technology* 49 (9), S. 5704–5712. DOI: 10.1021/acs.est.5b00320.

- Løvik, Amund N., Eliette Restrepo und Daniel B. Müller (2016). „Byproduct Metal Availability Constrained by Dynamics of Carrier Metal Cycle: The Gallium–Aluminum Example“. In: *Environmental Science & Technology* 50 (16), S. 8453–8461. DOI: 10.1021/acs.est.6b02396.
- Løvik, Amund N., Christian Hagelüken und Patrick A. Wäger (2018). „Improving supply security of critical metals: Current developments and research in the EU“. In: *Sustainable Materials and Technologies* 15, S. 9–18. DOI: 10.1016/j.susmat.2018.01.003.
- Lusty, P. A. J. und A. G. Gunn (2014). „Challenges to global mineral resource security and options for future supply“. In: *Geological Society, London, Special Publications* 393 (1), S. 265–276. DOI: 10.1144/SP393.13.
- Machacek, Erika (2017). „Constructing criticality by classification: Expert assessments of mineral raw materials“. In: *Geoforum* 84, S. 368–377. DOI: 10.1016/j.geoforum.2017.03.028.
- Mancheri, Nabeel A., Benjamin Sprecher, Sebastiaan Deetman, Steven B. Young, Raimund Bleischwitz, Liang Dong, René Kleijn und Arnold Tukker (2018). „Resilience in the tantalum supply chain“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 129, S. 56–69. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.10.018.
- Mancini, Lucia und Serenella Sala (2018). „Social impact assessment in the mining sector: Review and comparison of indicators frameworks“. In: *Resources Policy* 57, S. 98–111. DOI: 10.1016/j.resourpol.2018.02.002.
- Manhart, Andreas, Regine Vogt, Michael Priester, Günter Dehoust, Andreas Auberger, Markus Blepp, Peter Dolega, Claudia Kämper, Jürgen Giegrich, Gerhard Schmidt und Jan Kosmol (Aug. 2018). „The environmental criticality of primary raw materials – A new methodology to assess global environmental hazard potentials of minerals and metals from mining“. In: *Mineral Economics*. DOI: 10.1007/s13563-018-0160-0.
- Mao, Jiansu, Jaimee Dong und Thomas E. Graedel (2008a). „The multilevel cycle of anthropogenic lead“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 52 (8-9), S. 1058–1064. DOI: 10.1016/j.resconrec.2008.04.004.
- Mao, Jiansu, Jaimee Dong und Thomas E. Graedel (2008b). „The multilevel cycle of anthropogenic lead. II. Results and discussion“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 52 (8-9), S. 1050–1057. DOI: 10.1016/j.resconrec.2008.04.005.
- Mao, Jiansu, Jinjian Cao und Thomas E. Graedel (2009). „Losses to the environment from the multilevel cycle of anthropogenic lead“. In: *Environmental Pollution* 157 (10), S. 2670–2677. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.05.003.
- Marscheider-Weidemann, Frank, Sabine Langkau, Torsten Hummen, Lorenz Erdmann, Luis A. Tercero Espinoza, G. Angerer, Max Marwede und S. Benecke (2016). *Rohstoffe für Zukunftstechnologien 2016*. Deutsche Rohstoffagentur (DERA).
- Marwede, Max und Armin Reller (2012). „Future recycling flows of tellurium from cadmium telluride photovoltaic waste“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 69, S. 35–49. DOI: 10.1016/j.resconrec.2012.09.003.
- Materials Policy Commission (1952). *Resources for Freedom*.

- Mathieux, Fabrice, Fulvio Ardente, Slavko Bobba, Philip Nuss, Gian Andrea Blengini, P. Alves Dias, Darina T. Blagoeva, C. Torres De Matos, Dominic Wittmer, Claudiu C. Pavel, T. Hamor, H. Saveyn, B. Gawlik, G. Orveillon, D. Huygens, E. Garbarino, Evangelos Tzimas und F. Bouraoui (2017). *Critical raw materials and the circular economy - Background report*. JRC Science-for-policy report. DOI: 10.2760/378123.
- May, Daniel, Timothy Prior, Dana Cordell und Damien Giurco (2012). „Peak Minerals: Theoretical Foundations and Practical Application“. In: *Natural Resources Research* 21 (1), S. 43–60. DOI: 10.1007/s11053-011-9163-z.
- Mayer, Herbert und Benedikt Gleich (2015). „Measuring Criticality of Raw Materials : An Empirical Approach Assessing the Supply Risk Dimension of Commodity Criticality“. In: *Natural Resources* 6 (1), S. 56–78. DOI: 10.4236/nr.2015.61007.
- McCullough, Erin A. und Nedal T. Nassar (2017). „Assessment of critical minerals: updated application of an early-warning screening methodology“. In: *Mineral Economics* 30 (3), S. 257–272. DOI: 10.1007/s13563-017-0119-6.
- McGroarty, Daniel und Sandra Wirtz (2012). *Critical Metals & National Security*. American Resources Policy Network.
- McKay, A. D., Y. Miezitis, K. Porritt, A.F. Britt, D. C. Champion, S. Cadman, R. Towner, D. Summerfield, A. Whitaker, David L. Huston, S. Jaireth, M. Sexton, A. Schofield, D. Hoatson, Anthony B. Senior und L. Carson (2014). *Australia's identified mineral resources 2013*. Canberra: Geoscience Australia. DOI: 10.11636/1327-1466.2013.
- Meadows, Donella H., Dennis L. Meadows, Jorgen Randers und William W. Behrens (1972). *Limits to Growth*. Washington D.C.: Potomac Associates.
- Meija, Juris, Tyler B. Coplen, Michael Berglund, Willi A. Brand, Paul De Bièvre, Manfred Gröning, Norman E. Holden, Johanna Irrgeher, Robert D. Loss, Thomas Walczyk und Thomas Prohaska (2016). „Atomic weights of the elements 2013 (IUPAC Technical Report)“. In: *Pure and Applied Chemistry* 88 (3), S. 265–291. DOI: 10.1515/pac-2015-0305.
- Messner, Frank (2002). „Material substitution and path dependence: empirical evidence on the substitution of copper for aluminum“. In: *Ecological Economics* 42 (1-2), S. 259–271. DOI: 10.1016/S0921-8009(02)00052-6.
- Meylan, Grégoire, Barbara K. Reck und Thomas E. Graedel (2015). *Comprehensive Global and United States Cycles of Gallium, Germanium, Rhenium, and Tungsten in 2008*. Center for Industrial Ecology, Yale University.
- Meylan, Grégoire und Barbara K. Reck (2017). „The anthropogenic cycle of zinc: Status quo and perspectives“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 123, S. 1–10. DOI: 10.1016/j.resconrec.2016.01.006.
- Miller, Richard (2017). „Materials Challenges for a Transforming World“. In: *Johnson Matthey Technology Review* 61 (2), S. 126–132. DOI: 10.1595/205651317X694759.
- Miller, Ronald E. und Peter D. Blair (2009). *Input-Output Analysis: Foundations and Extensions*. 2. Aufl. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, São Paulo, Delhi, Dubai, Tokyo: Cambridge University Press.

- Modaresi, Roja (2015). „Dynamics of aluminum use in the global passenger car system: Challenges and solutions of recycling and material substitution“. Dissertation. Norwegian University of Science und Technology (NTNU).
- Morley, Nick und Dan Eatherley (2008). *Material Security - Ensuring Resource Availability for the UK Economy*. Chester.
- Moss, R. L., Evangelos Tzimas, H. Kara, Peter Willis und Jaakko Kooroshy (2011). *Critical Metals in Strategic Energy Technologies*. Luxembourg.
- Moss, R. L., Evangelos Tzimas, Peter Willis, J. Arendorf und Luis A. Tercero Espinoza (2013a). *Critical Metals in the Path towards the Decarbonisation of the EU Energy Sector*.
- Moss, R. L., Evangelos Tzimas, H. Kara, Peter Willis und Jaakko Kooroshy (2013b). „The potential risks from metals bottlenecks to the deployment of Strategic Energy Technologies“. In: *Energy Policy* 55, S. 556–564. DOI: 10.1016/j.enpol.2012.12.053.
- Mota, Rodrigo Miguel Ojeda, Thomas E. Graedel, Evgenia Pekarskaya und Jan Schroers (2017). „Criticality in Bulk Metallic Glass Constituent Elements“. In: *JOM* 69 (11), S. 2156–2163. DOI: 10.1007/s11837-017-2415-6.
- Müller, Esther, Lorenz M Hilty, Rolf Widmer, Mathias Schluep und Martin Faulstich (2014). „Modeling metal stocks and flows: A review of dynamic material flow analysis methods“. In: *Environmental Science and Technology* 48 (4), S. 2102–2113. DOI: 10.1021/es403506a.
- Myers, Rupert J., Tomer Fishman, Barbara K. Reck und Thomas E. Graedel (2018). „Unified Materials Information System (UMIS): An Integrated Material Stocks and Flows Data Structure“. In: *Journal of Industrial Ecology*. DOI: 10.1111/jiec.12730.
- Nakamura, Shinichiro, Yasushi Kondo, Shigemi Kagawa, Kazuyo Matsubae, Kenichi Nakajima und Tetsuya Nagasaka (2014). „MaTrace: Tracing the Fate of Materials over Time and Across Products in Open-Loop Recycling“. In: *Environmental Science & Technology* 48 (13), S. 7207–7214. DOI: 10.1021/es500820h.
- Nakamura, Shinichiro, Yasushi Kondo, Kenichi Nakajima, Hajime Ohno und Stefan Pauliuk (2017). „Quantifying Recycling and Losses of Cr and Ni in Steel Throughout Multiple Life Cycles Using MaTrace-Alloy“. In: *Environmental Science & Technology* 51 (17), S. 9469–9476. DOI: 10.1021/acs.est.7b01683.
- Nassar, Nedal T., Rachel Barr, Matthew Browning, Zhouwei Diao, Elizabeth Friedlander, Ermelinda M. Harper, Claire Henly, Goksin Kavlak, Sameer Kwatra, Christine Jun, Simon Warren, Man Yu Yang und Thomas E. Graedel (2012). „Criticality of the geological copper family“. In: *Environmental Science and Technology* 46 (2), S. 1071–1078. DOI: 10.1021/es203535w.
- Nassar, Nedal T., Thomas E. Graedel und Ermelinda M. Harper (2015a). „By-product metals are technologically essential but have problematic supply“. In: *Science Advances* 1 (3), e1400180–e1400180. DOI: 10.1126/sciadv.1400180.
- Nassar, Nedal T., Xiaoyue Du und Thomas E. Graedel (2015b). „Criticality of the Rare Earth Elements“. In: *Journal of Industrial Ecology* 19 (6), S. 1044–1054. DOI: 10.1111/jiec.12237.

- Nassar, Nedat T. (2015). „Limitations to elemental substitution as exemplified by the platinum-group metals“. In: *Green Chem.* 17 (4), S. 2226–2235. DOI: 10.1039/C4GC02197E.
- Nassar, Nedat T., Sean Xun, Steven M. Fortier und Dave Schoeberlein (2016). *Assessment of critical minerals: Screening methodology and initial application*. March. National Science und Technology Council. DOI: 10.13140/RG.2.1.4854.7441.
- Nassar, Nedat T. (2017). „Shifts and trends in the global anthropogenic stocks and flows of tantalum“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 125 (June), S. 233–250. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.06.002.
- Natural Resources Canada (2017). *Annual Statistics on Mineral Production*.
- Northey, Stephen Alan, S. Mohr, Gavin Mark Mudd, Z. Weng und Damien Giurco (2014). „Modelling future copper ore grade decline based on a detailed assessment of copper resources and mining“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 83, S. 190–201. DOI: 10.1016/j.resconrec.2013.10.005.
- Nuss, Philip, Ermelinda M. Harper, Nedat T. Nassar, Barbara K. Reck und Thomas E. Graedel (2014). „Criticality of Iron and Its Principal Alloying Elements“. In: *Environmental Science & Technology* 48 (7), S. 4171–4177. DOI: 10.1021/es405044w.
- Nuss, Philip und Matthew J. Eckelman (2014). „Life Cycle Assessment of Metals: A Scientific Synthesis“. In: *Plos One* 9 (7), e101298. DOI: 10.1371/journal.pone.0101298.
- Nuss, Philip, Gian Andrea Blengini, Willi Haas, Viorel Nita und David Pennington (2017). *Development of a Sankey Diagram of Material Flows in the EU Economy based on Eurostat Data*. November. Joint Research Centre (JRC).
- Nuss, Philip und Gian Andrea Blengini (2018). „Towards better monitoring of technology critical elements in Europe: Coupling of natural and anthropogenic cycles“. In: *Science of the Total Environment* 613-614, S. 569–578. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.117.
- Panousi, Stefania, Ermelinda M. Harper, Philip Nuss, Matthew J. Eckelman, Ali Hakimian und Thomas E. Graedel (2016). „Criticality of Seven Specialty Metals“. In: *Journal of Industrial Ecology* 20 (4), S. 837–853. DOI: 10.1111/jieec.12295.
- Parthemore, Christine (2011). „Elements of Security: Mitigating the Risks of U.S. Dependence on Critical Minerals“. In: *Center of a New American Security* June.
- Pauliuk, Stefan, Rachel L. Milford, Daniel B. Müller und Julian M. Allwood (2013). „The steel scrap age“. In: *Environmental Science and Technology* 47 (7), S. 3448–3454. DOI: 10.1021/es303149z.
- Pauliuk, Stefan, Anders Arvesen, Konstantin Stadler und Edgar G. Hertwich (2017a). „Industrial ecology in integrated assessment models“. In: *Nature Climate Change* 7 (1), S. 13–20. DOI: 10.1038/nclimate3148.
- Pauliuk, Stefan, Yasushi Kondo, Shinichiro Nakamura und Kenichi Nakajima (2017b). „Regional distribution and losses of end-of-life steel throughout multiple product life cycles—Insights from the global multiregional MaTrace model“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 116, S. 84–93. DOI: 10.1016/j.resconrec.2016.09.029.

- Pauliuk, Stefan (2018). „Critical appraisal of the circular economy standard BS 8001:2017 and a dashboard of quantitative system indicators for its implementation in organizations“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 129, S. 81–92. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.10.019.
- Pfleger, Peter, Karl Lichtblau, Hubertus Bardt und Roman Bertenrath (2015). *Rohstoffsituation der bayerischen Wirtschaft*. vbw Vereinigung der Bayerischen Wirtschaft e.V.
- Rauch, Jason N. und Jozef M. Pacyna (2009). „Earth’s global Ag, Al, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, and Zn cycles“. In: *Global Biogeochemical Cycles* 23 (2), S. 1–16. DOI: 10.1029/2008GB003376.
- Rauch, Jason N. (2012). „The present understanding of Earth’s global anthropobiogeochemical metal cycles“. In: *Mineral Economics* 25 (1), S. 7–15. DOI: 10.1007/s13563-011-0011-8.
- Rechberger, Helmut und Paul H. Brunner (2002). „A New, Entropy Based Method To Support Waste and Resource Management Decisions“. In: *Environmental Science & Technology* 36 (4), S. 809–816. DOI: 10.1021/es010030h.
- Rechberger, Helmut und Thomas E. Graedel (2002). „The contemporary European copper cycle: statistical entropy analysis“. In: *Ecological Economics* 42 (1-2), S. 59–72. DOI: 10.1016/S0921-8009(02)00102-7.
- Reck, Barbara K., Daniel B. Müller, Katherine Rostkowski und Thomas E. Graedel (2008). „Anthropogenic nickel cycle: Insights into use, trade, and recycling“. In: *Environmental Science and Technology* 42 (9), S. 3394–3400. DOI: 10.1021/es0721081.
- Reck, Barbara K. und Vera Susanne Rotter (2012). „Comparing Growth Rates of Nickel and Stainless Steel Use in the Early 2000s“. In: *Journal of Industrial Ecology* 16 (4), S. 518–528. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2012.00499.x.
- Reck, Barbara K. (2012). „Exploring the potential of material flow analysis through case studies of nickel and stainless steel“. Dissertation. TU Berlin. URL: <http://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2012/3654/>.
- Reichl, C., M. Schatz und G. Zsak (2017). *World Mining Data 2017*. International Organizing Committee for the World Mining Congresses,
- Rockström, Johan, Will Steffen, Kevin Noone, Åsa Persson, F. Stuart Chapin, Eric F. Lambin, Timothy M. Lenton, Marten Scheffer, Carl Folke, Hans Joachim Schellnhuber, Björn Nykvist, Cynthia A. de Wit, Terry Hughes, Sander van der Leeuw, Henning Rodhe, Sverker Sörlin, Peter K. Snyder, Robert Costanza, Uno Svedin, Malin Falkenmark, Louise Karlberg, Robert W. Corell, Victoria J. Fabry, James Hansen, Brian Walker, Diana Liverman, Katherine Richardson, Paul Crutzen und Jonathan A. Foley (2009). „A safe operating space for humanity“. In: *Nature* 461 (7263), S. 472–475. DOI: 10.1038/461472a.
- Roelich, Katy, David A. Dawson, Phil Purnell, Christof Knoeri, Ruairi Revell, Jonathan Busch und Julia K. Steinberger (2014). „Assessing the dynamic material criticality of infrastructure transitions: A case of low carbon electricity“. In: *Applied Energy* 123, S. 378–386. DOI: 10.1016/j.apenergy.2014.01.052.
- Rosenau-Tornow, Dirk, Peter Buchholz, Axel Riemann und Markus Wagner (2009). „Assessing the long-term supply risks for mineral raw materials—a combined evaluation of past and future trends“. In: *Resources Policy* 34 (4), S. 161–175. DOI: 10.1016/j.resourpol.2009.07.001.

- Rosenbaum, Ralph K., Michael Z. Hauschild, Anne-Marie Boulay, Peter Fantke, Alexis Laurent, Montserrat Núñez und Marisa Vieira (2018). „Life Cycle Impact Assessment“. In: *Life Cycle Assessment*. Cham: Springer International Publishing, S. 167–270. DOI: 10.1007/978-3-319-56475-3\_10.
- Rudnick, R.L. und S. Gao (2003). „Composition of the Continental Crust“. In: *Treatise on Geochemistry*. Bd. 3. Elsevier, S. 1–64. DOI: 10.1016/B0-08-043751-6/03016-4.
- Saaty, Thomas L. (1980). *The analytical hierarchy process*. 1. Aufl. New York: McGraw-Hill.
- Schmidt, Mario und Michiyasu Nakajima (2013). „Material Flow Cost Accounting as an Approach to Improve Resource Efficiency in Manufacturing Companies“. In: *Resources* 2 (3), S. 358–369. DOI: 10.3390/resources2030358.
- Schneider, Laura, Markus Berger, Eckhard Schüler-Hainsch, Sven Knöfel, Klaus Ruhland, Jörg Mosig, Vanessa Bach und Matthias Finkbeiner (2014). „The economic resource scarcity potential (ESP) for evaluating resource use based on life cycle assessment“. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 19 (3), S. 601–610. DOI: 10.1007/s11367-013-0666-1.
- Schneider, Laura, Markus Berger und Matthias Finkbeiner (Mai 2015). „Abiotic resource depletion in LCA—background and update of the anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) model“. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 20 (5), S. 709–721. DOI: 10.1007/s11367-015-0864-0.
- Scholz, Roland W. und Friedrich-Wilhelm Wellmer (2015). „Comment on: "Recent revisions of phosphate rock reserves and resources: a critique" by Edixhoven et al. (2014) – Phosphate reserves and resources: what conceptions and data do stakeholders need for sustainable action?“ In: *Earth System Dynamics Discussions* 6 (1), S. 31–80. DOI: 10.5194/esdd-6-31-2015.
- Schwab, Oliver, David Laner und Helmut Rechberger (2017). „Quantitative Evaluation of Data Quality in Regional Material Flow Analysis“. In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (5), S. 1068–1077. DOI: 10.1111/jiec.12490.
- Schwarz-Schampera, Ulrich (2014). „Indium“. In: *Critical Metals Handbook*. Hrsg. von Gus Gunn, S. 204–229.
- Sen, Indra S. und Bernhard Peucker-Ehrenbrink (2012). „Anthropogenic disturbance of element cycles at the Earth’s surface“. In: *Environmental Science and Technology* 46 (16), S. 8601–8609. DOI: 10.1021/es301261x.
- Simon, Bálint, Saskia Ziemann und Marcel Weil (2014). „Criticality of metals for electrochemical energy storage systems – Development towards a technology specific indicator“. In: *Metallurgical Research & Technology* 111 (3), S. 191–200. DOI: 10.1051/meta1/2014010.
- Sobańtka, Alicja P., Matthias Zessner und Helmut Rechberger (2012). „The Extension of Statistical Entropy Analysis to Chemical Compounds“. In: *Entropy* 14 (12), S. 2413–2426. DOI: 10.3390/E14122413.
- Sonnemann, Guido, Eskinder D. Gemechu, Naeem Adibi, Vincent De Bruille und Cécile Bulle (2015). „From a critical review to a conceptual framework for integrating the criticality of resources into Life Cycle Sustainability Assessment“. In: *Journal of Cleaner Production* 94, S. 20–34. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.01.082.

- Stadler, Konstantin, Richard Wood, Tatyana Bulavskaya, Carl-Johan Södersten, Moana Simas, Sarah Schmidt, Arkaitz Usubiaga, José Acosta-Fernández, Jeroen Kuenen, Martin Bruckner, Stefan Giljum, Stephan Lutter, Stefano Merciai, Jannick H. Schmidt, Michaela C. Theurl, Christoph Plutzer, Thomas Kastner, Nina Eisenmenger, Karl-Heinz Erb, Arjan de Koning und Arnold Tukker (2018). „EXIOBASE 3: Developing a Time Series of Detailed Environmentally Extended Multi-Regional Input-Output Tables“. In: *Journal of Industrial Ecology* 22 (3), S. 502–515. DOI: 10.1111/jiec.12715.
- Steffen, Will, J. Crutzen und John R. McNeill (2007). „The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of Nature?“ In: *Ambio* 36 (8), S. 614–621. DOI: 10.1579/0044-7447(2007)36[614:TAAHNO]2.0.CO;2.
- Steinbach, Volker und Friedrich-Wilhelm Wellmer (2010). „Consumption and use of non-renewable mineral and energy raw materials from an economic geology point of view“. In: *Sustainability* 2 (5), S. 1408–1430. DOI: 10.3390/su2051408.
- Stern, Nicolas (2017). *Towards a low-carbon future*. URL: <https://www.oxfordmartin.ox.ac.uk/videos/view/645> (besucht am 03.09.2018).
- Sverdrup, Harald U., Deniz Koca und Kristin Vala Ragnarsdottir (2014a). „Investigating the sustainability of the global silver supply, reserves, stocks in society and market price using different approaches“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 83, S. 121–140. DOI: 10.1016/j.resconrec.2013.12.008.
- Sverdrup, Harald U., Kristin Vala Ragnarsdottir und Deniz Koca (2014b). „On modelling the global copper mining rates, market supply, copper price and the end of copper reserves“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 87, S. 158–174. DOI: 10.1016/j.resconrec.2014.03.007.
- Sverdrup, Harald U., Kristin Vala Ragnarsdottir und Deniz Koca (2015). „Aluminium for the future: Modelling the global production, market supply, demand, price and long term development of the global reserves“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 103, S. 139–154. DOI: 10.1016/j.resconrec.2015.06.008.
- Sverdrup, Harald U., Kristin Vala Ragnarsdottir und Deniz Koca (2017). „An assessment of metal supply sustainability as an input to policy: security of supply extraction rates, stocks-in-use, recycling, and risk of scarcity“. In: *Journal of Cleaner Production* 140, S. 359–372. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.06.085.
- Sverdrup, Harald Ulrik und Kristin Vala Ragnarsdottir (2016). „A system dynamics model for platinum group metal supply, market price, depletion of extractable amounts, ore grade, recycling and stock-in-use“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 114, S. 130–152.
- Swart, Pilar und Jo Dewulf (2013). „Quantifying the impacts of primary metal resource use in life cycle assessment based on recent mining data“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 73, S. 180–187. DOI: 10.1016/j.resconrec.2013.02.007.
- Sykes, J. P., J. P. Wright und A. Trench (2016). „Discovery, supply and demand: From Metals of Antiquity to critical metals“. In: *Applied Earth Science* 125 (1), S. 3–20. DOI: 10.1080/03717453.2015.1122274.

- Tan, Pengfu (2011). „Modeling and control of copper loss in smelting slag“. In: *JOM* 63 (12), S. 51–57. DOI: 10.1007/s11837-011-0207-y.
- Thomason, S. J., R. Atweill, Y. Bajraktari, J. Bell, D. Barnett, N. Karvonides, M. Niles und E. Schwartz (2010). *From National Defense Stockpile (NDS) to Strategic Materials Security Program (SMSP): Evidence and Analytic Support*. Washington.
- Thorenz, Andrea und Armin Reller (2011). „Discussion of risks of platinum resources based on a function orientated criticality assessment - shown by cytostatic drugs and automotive catalytic converters“. In: *Environmental Sciences Europe* 23 (26), S. 1–12. DOI: 10.1186/2190-4715-23-26.
- Tilton, John E. (1991). „Material substitution. The role of new technology“. In: *Technological Forecasting and Social Change* 39 (1-2), S. 127–144. DOI: 10.1016/0040-1625(91)90032-B.
- Tilton, John E., Phillip C.F. Crowson, John H. DeYoung, Roderick G. Eggert, Magnus Ericsson, Juan Ignacio Guzmán, David Humphreys, Gustavo Lagos, Philip Maxwell, Marian Radetzki, Donald A. Singer und Friedrich-Wilhelm Wellmer (2018). „Public policy and future mineral supplies“. In: *Resources Policy* 57, S. 55–60. DOI: 10.1016/j.resourpol.2018.01.006.
- Trump, Donald J. (2017). „A Federal Strategy To Ensure Secure and Reliable Supplies of Critical Minerals“. In: *Federal Register* 82 (246), S. 60835–60837.
- Tuma, Axel, Armin Reller, Andrea Thorenz, Christoph Kolotzek und Christoph Helbig (2014). *Nachhaltige Ressourcenstrategien in Unternehmen: Identifikation kritischer Rohstoffe und Erarbeitung von Handlungsempfehlungen zur Umsetzung einer ressourceneffizienten Produktion*.
- U.S. Department of Energy (2010). *Critical Materials Strategy*. U.S. Department of Energy. DOI: 10.2172/1000846.
- U.S. Department of Energy (2011). *Critical Materials Strategy*. U.S. Department of Energy.
- U.S. National Research Council (2008). *Minerals, Critical Minerals, and the U.S. Economy*. Washington, DC.
- Ueberschaar, Maximilian, Sarah Julie Otto und Vera Susanne Rotter (2017). „Challenges for critical raw material recovery from WEEE – The case study of gallium“. In: *Waste Management* 60, S. 534–545. DOI: 10.1016/j.wasman.2016.12.035.
- Ujaczki, Éva, Viktória Feigl, Mónika Molnár, Patricia Cusack, Teresa Curtin, Ronan Courtney, Lisa O’Donoghue, Panagiotis Davris, Christoph Hugi, Michael WH Evangelou, Eftymios Balomenos und Markus Lenz (2018). „Re-using bauxite residues: benefits beyond (critical raw) material recovery“. In: *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 93 (9), S. 2498–2510. DOI: 10.1002/jctb.5687.
- UNDP (2015). *Human Development Report 2015*. United Nations Development Programme.
- UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (2009). *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*.
- UNFCCC (2015). *Paris Agreement*. DOI: FCCC/CP/2015/L.9.

- United Nations (2015). „Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development“. In: *General Assembly 70 session* 16301, S. 1–35. DOI: 10.1007/s13398-014-0173-7.2.
- USGS (2017a). *2014 Minerals Yearbook Argentina*. United States Geological Survey.
- USGS (2017b). *Mineral Commodity Summaries 2017*. United States Geological Survey.
- USGS (2017c). *Minerals Yearbook 2015*. United States Geological Survey.
- Valero, Alicia und Antonio Valero (2013). „From Grave to Cradle“. In: *Journal of Industrial Ecology* 17 (1), S. 43–52. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2012.00529.x.
- Valero, Alicia, Antonio Valero, Guiomar Calvo und Abel Ortego (2018). „Material bottlenecks in the future development of green technologies.“ In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 93 (March 2017), S. 178–200. DOI: 10.1016/j.rser.2018.05.041.
- Valero, Antonio und Alicia Valero (2015). *Thanatia : the destiny of the Earth’s mineral resources : a thermodynamic cradle-to-cradle assessment*. World Scientific Publishing.
- Van Oers, L., Arjan de Koning, Jeroen B. Guinée und Gjalt Huppes (2002). *Abiotic resource depletion in LCA: Improving characterization factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook*. Road, Hydraulic Engineering Institute of the Dutch Ministry of Transport, Public Works und Water Management.
- Viebahn, Peter, Karin Arnold, Jonas Friege, Christine Krüger, Arjuna Nebel, Sascha Samadi, Ole Soukup, Michael Ritthoff, Jens Teubler und Klaus Wiesen (2014). *KRESSE - Kritische mineralische Ressourcen und Stoffströme bei der Transformation des deutschen Energieversorgungssystems*.
- Viebahn, Peter, Ole Soukup, Sascha Samadi, Jens Teubler, Klaus Wiesen und Michael Ritthoff (2015). „Assessing the need for critical minerals to shift the German energy system towards a high proportion of renewables“. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 49, S. 655–671. DOI: 10.1016/j.rser.2015.04.070.
- Vieira, Marisa, Thomas Ponsioen, Mark Goedkoop und Mark Huijbregts (Jan. 2016). „Surplus Cost Potential as a Life Cycle Impact Indicator for Metal Extraction“. In: *Resources* 5 (1), S. 2. DOI: 10.3390/resources5010002.
- Vieira, Marisa D. M., Thomas C. Ponsioen, Mark J. Goedkoop und Mark A. J. Huijbregts (2017). „Surplus Ore Potential as a Scarcity Indicator for Resource Extraction“. In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (2), S. 381–390. DOI: 10.1111/jiec.12444.
- Wang, Tao, Daniel B. Müller und Thomas E. Graedel (2007). „Forging the anthropogenic iron cycle“. In: *Environmental Science and Technology* 41 (14), S. 5120–5129. DOI: 10.1021/es062761t.
- Wellmer, Friedrich-Wilhelm und Christian Hagelüken (2015). „The Feedback Control Cycle of Mineral Supply, Increase of Raw Material Efficiency, and Sustainable Development“. In: *Minerals* 5 (4), S. 815–836. DOI: 10.3390/min5040527.
- Werner, Timothy T. (2017). „Indium and the Future of Critical Metals in Australia“. Dissertation. Monash University.

- Werner, Timothy T., Gavin Mark Mudd und Simon M. Jowitt (2017). „The world’s by-product and critical metal resources part III: A global assessment of indium“. In: *Ore Geology Reviews* 86, S. 939–956. DOI: 10.1016/j.oregeorev.2017.01.015.
- Werner, Timothy T., Luca Ciacci, Gavin Mark Mudd, Barbara K. Reck und Stephen Alan Northey (2018). „Looking Down Under for a Circular Economy of Indium“. In: *Environmental Science & Technology* 52 (4), S. 2055–2062. DOI: 10.1021/acs.est.7b05022.
- Wernet, Gregor, Christian Bauer, Bernhard Steubing, Jürgen Reinhard, Emilia Moreno-Ruiz und Bo Weidema (Sep. 2016). „The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology“. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21 (9), S. 1218–1230. DOI: 10.1007/s11367-016-1087-8.
- White, R. (1994). „Preface“. In: *The Greening of Industrial Ecosystems*. Hrsg. von Braden R Allenby und Deanna J Richards. National Academy Press.
- World Commission on Environment and Development (1987). *Our common future*.
- WWF (2014). *Critical Materials for the Transition to a Sustainable Energy Future*. Gland, Switzerland.
- Yoshimura, Akihiro, Ichiro Daigo und Yasunari Matsuno (2013). „Global Substance Flow Analysis of Indium“. In: *MATERIALS TRANSACTIONS* 54(1), S. 102–109. DOI: 10.2320/matertrans.M2012279.
- Zepf, Volker (2013). *Rare Earth Elements*. Springer Theses. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. DOI: 10.1007/978-3-642-35458-8.
- Zepf, Volker, John Simmons, Armin Reller, Morag Ashfield und Cameron Rennie (2014). *Materials critical to the energy industry. An Introduction*. 2. Aufl. London: BP p.l.c.
- Ziemann, Saskia und Liselotte Schebek (2010). „Substitution knapper Metalle - ein Ausweg aus der Rohstoffknappheit?“. In: *Chemie Ingenieur Technik* 82 (11), S. 1965–1975. DOI: 10.1002/cite.201000122.
- Ziemann, Saskia, Marcel Weil und Liselotte Schebek (2012). „Tracing the fate of lithium - The development of a material flow model“. In: *Resources, Conservation and Recycling* 63, S. 26–34. DOI: 10.1016/j.resconrec.2012.04.002.
- Zimmer, Konrad, Magnus Fröhling, Patrick Breun und Frank Schultmann (2017). „Assessing social risks of global supply chains: A quantitative analytical approach and its application to supplier selection in the German automotive industry“. In: *Journal of Cleaner Production* 149, S. 96–109. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.02.041.
- Zimmermann, Till und Stefan Gößling-Reisemann (2013). „Critical materials and dissipative losses: A screening study“. In: *Science of The Total Environment* 461-462, S. 774–780. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.05.040.
- Zimmermann, Till (2015). „Cycles of Critical Metals: Dissipative Losses and Potential Optimizations“. Dissertation. Universität Bremen.
- Zimmermann, Till (2017). „Uncovering the Fate of Critical Metals: Tracking Dissipative Losses along the Product Life Cycle“. In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (5), S. 1198–1211. DOI: 10.1111/jiec.12492.

# A Anhang Kritikalitätsbewertungen

Die Tabellen dieses Anhangs liefern zusätzliche Informationen zu Kritikalitätsbewertungen, deren Indikatoren und Übersichtsartikeln.

- Tabelle A.1 listet 17 Übersichtsartikel zu Kritikalitätsbewertungen auf.
- Tabelle A.2 listet 42 Kritikalitätsbewertungen und ihre jeweiligen Fallstudien auf. Dazu werden die Publikationsart, der regionale oder technologische Fokus sowie die Bewertungsdimensionen genannt.
- Tabelle A.3 identifiziert aus den Kritikalitätsbewertungen mit der Bewertungsdimension *Vulnerabilität* insgesamt 20 Indikatoren und ordnet diese den jeweiligen Studien zu.
- Tabelle A.4 identifiziert aus den Kritikalitätsbewertungen mit der Bewertungsdimension *Versorgungsrisiko* und solchen mit nur einer Bewertungsdimension insgesamt 44 Indikatoren und ordnet diese den jeweiligen Studien zu.

## A.1 Kritikalitätsbewertungen und Übersichtsartikel

Tabelle A.1: Übersichtsartikel zu Kritikalitätsbewertungen.

Nr.	Ref.	Kommentar
R1	Erdmann und Graedel (2011)	Erster Review zu modernen Kritikalitätsbewertungen
R2	Buijs et al. (2012)	Reflexionen über mögliche Interpretationen
R3	Lloyd et al. (2012)	Empfehlungen zum Vorgehen und Indikatorinterpretation
R4	Achzet und Helbig (2013)	Übersicht zu Indikatoren des Versorgungsrisikos, Fallstudie zu Indium
R5	Bedder (2014)	Kritik an der EU-Kritikalitätsbewertung hinsichtlich der Nicht-Berücksichtigung von Risiken entlang der Supply Chain
R6	Chakhmouradian et al. (2015)	Historie des Begriffs der kritischen Rohstoffe
R7	Glöser et al. (2015)	Vergleich der Kritikalitätsbewertungen mit der ISO-genormten Risikobewertung: Vulnerabilität ist Schadenshöhe, Versorgungsrisiko ist Eintrittswahrscheinlichkeit
R8	Graedel und Reck (2016)	Bestandsaufnahme für Kritikalitätsbewertungen und Aufgabensetzung
R9	Mayer und Gleich (2015)	Finanzmathematische Auswertung von Kritikalitätsindikatoren und deren Einfluss auf Rohstoffmärkte
R10	Sonnemann et al. (2015)	Anwendbarkeit von kritikalitätsbasierten Indikatoren auf Life Cycle Sustainability Assessments
R11	Dewulf et al. (2016)	Review zur Weiterentwicklung der Methodik
R12	Habib und Wenzel (2016)	Review zur Anwendbarkeit von Kritikalitätsbewertungen auf modular aufgebaute Windkraftanlagen
R13	Helbig et al. (2016b)	Übersicht zu Indikatoren der Vulnerabilität, Fallstudie zu Kupfer und Neodym
R14	Jin et al. (2016)	Review zu Zieldimensionen und Indikatoreauswahl
R15	Sykes et al. (2016)	Kritische Metalle von der Antike bis heute
R16	Frenzel et al. (2017b)	Kritische Betrachtung des Aussagegehaltes von Kritikalitätsbewertungen und Anforderungsprofil für zukünftige Bewertungen
R17	Hayes und McCullough (2018)	Übersicht der Kritikalitätseinschätzung in 32 Bewertungen mit jeweils mindestens 10 Elementen

Tabelle A.2: Liste von 42 Kritikalitätsbewertungsmethoden für Rohstoffe und ihre Publikationsart, Anwendungsbereich und verwendete Bewertungsdimension, sortiert nach Publikationsjahr. Krit: Kritikalität (nur eine Zieldimension), SR: Versorgungsrisiko, Vul: Vulnerabilität, Env: Umweltauswirkungen, Mat: Materialrisiko, Soz: Soziale Auswirkungen.

Nr.	Quelle	Publikationsart	Region/Sektor	Dimensionen	Kommentar
C1	Grebe et al. (1977)	Bericht	Deutschland	Krit	-
C2	P. Eggert et al. (2000)	Bericht	Deutschland	Krit	-
C3	Frondel et al. (2006)	Bericht	Deutschland	Krit	-
C4	Behrendt et al. (2007)	Bericht		Krit	-
C5	Duclos et al. (2008)	Fachzeitschrift	<i>Unternehmen</i>	SR, Vul	General Electric
C6	Morley und Eatherley (2008)	Bericht	UK	Mat, SR	-
C7	U.S. National Research Council (2008)	Bericht	USA	SR, Vul	Kritikalitätsmatrix etabliert
C8	Rosenau-Tornow et al. (2009)	Peer-Reviewed	Global	SR	Volkswagen
C9	Buchert et al. (2009)	Bericht	Global	Krit	Stufenweise Auswahl kritischer Metalle
C10	AEA Technology und Defra (2010)	Bericht	UK	SR, Vul	-
C11	Thomason et al. (2010)	Bericht	USA	SR	U.S. Militär
C12	European Commission (2017)	Bericht	EU	SR, Vul	Vorgängerstudien: European Commission (2010a, 2014). Methodik: Blengini et al. (2017). Anwendung OECD: Coulomb et al. (2015)
C13	U.S. Department of Energy (2010)	Bericht	USA	SR, Vul	Vorgängerstudie: U.S. Department of Energy (2011), Indikatoren unverändert
C14	Zepf et al. (2014)	Bericht	<i>Energiesektor</i>		-
C15	American Physical Society und Materials Research Society (2011)	Bericht	<i>Energiesektor</i>	SR	Nicht quantitativ
C16	BGS (2012)	Bericht	Global	SR	Vorgängerstudie: BGS (2011)
C17	Erdmann et al. (2011)	Bericht	Deutschland	SR, Vul	-
C18	Pfleger et al. (2015)	Bericht	Bayern	Krit	Vorgängerstudie: IW Consult (2011)
C19	Moss et al. (2013a)	Bericht	Global	SR, Vul	Vorgängerstudie: Moss et al. (2011), Begleitartikel: Moss et al. (2013b)
C20	Parthemore (2011)	Bericht		Vul	-

Fortgesetzt auf der nächsten Seite ...

Tabelle A.2 (fortgesetzt)

Nr.	Quelle	Publikationart	Region/Sektor	Dimensionen	Kommentar
C21	Gandenberger et al. (2012)	Bericht	Deutschland	SR, Vul	-
C22	Graedel et al. (2012)	Peer-Reviewed	Global, National, Unternehmen	SR, Vul, Env	Fallstudien: Harper et al. (2015a,b), Mota et al. (2017), Nassar et al. (2012, 2015b), Nuss et al. (2014) und Panousi et al. (2016). Zusammenfassung: Graedel et al. (2015a)
C23	McGroarty und Wirtz (2012)	Bericht	USA	Krit	-
C24	Goe und Gaustad (2014)	Peer-Reviewed	USA	SR, Vul, Env	-
C25	Roelich et al. (2014)	Peer-Reviewed	Global	SR, Vul	-
C26	Schneider et al. (2014)	Peer-Reviewed	Global	SR	Kompatibel mit LCSA, Daimler
C27	Simon et al. (2014)	Peer-Reviewed	Energiespeicher	SR, Vul	-
C28	Viebahn et al. (2015)	Peer-Reviewed	Deutschland		Forschungsbericht: Viebahn et al. (2014)
C29	WWF (2014)	Bericht	Global	SR	-
C30	Beylot und Villeneuve (2015)	Peer-Reviewed	Frankreich	Vul	-
C31	Hatayama und Tahara (2015a)	Peer-Reviewed	Japan	SR, Vul	-
C32	Adibi et al. (2017)	Peer-Reviewed	Global	SR	Kompatibel zu LCIA
C33	Bach et al. (2016)	Peer-Reviewed	Global	SR, Env, Soz	Fallstudie Daimler: Henßler et al. (2016)
C34	Bach et al. (2017)	Peer-Reviewed	Deutschland	SR, Vul, Env, Soz	SCARCE-Methode
C35	Blagoeva et al. (2016)	Bericht	EU	SR	-
C36	Dewulf et al. (2016)	Peer-Reviewed	Global	SR, Env, Soz	TERP-Framework
C37	McCullough und Nassar (2017)	Bericht	USA	Krit	Methodik: Nassar et al. (2016)
C38	Calvo et al. (2018)	Peer-Reviewed	Europa		Thermodynamischer Ansatz
C39	Daw (2017)	Peer-Reviewed	Frankreich	SR	-
C40	Ioannidou et al. (2017)	Peer-Reviewed	Baustoffe	SR, Vul	-
C41	Kösmol et al. (2018)	Buchkapitel	Global	Krit	Begleitartikel zur VDI-Richtlinie 4800II
C42	Knobloch et al. (2018)	Peer-Reviewed	Automobilindustrie	SR, Vul	Versorgungsrisiko als <i>Exposure</i> und <i>Adaptive Capacity</i> , Vulnerabilität als <i>Sensitivity</i> , Kritikalität als <i>Vulnerability</i> bezeichnet

## A.2 Zuordnung der Versorgungsrisikoindikatoren und Vulnerabilitätsindikatoren

Tabelle A.3: Verwendung von Vulnerabilitätsindikatoren in Kritikalitätsbewertungen, aktualisiert auf Basis von Helbig et al. (2016b). Angeführt sind alle Indikatoren in der Dimension *Vulnerabilität* der Bewertungsmethoden aus Tabelle A.2.

Nr.	Vulnerabilitätsindikator	Studien	$\Sigma$
V1	Substituierbarkeit	C5, C7, C10, C12, C13, C17, C20, C21, C22, C34, C40	11
V2	Wert der betroffenen Produkte	C5, C12, C21, C22, C24, C30, C34, C40	8
V3	Strategische Bedeutung	C13, C20, C22, C25, C27, C34	6
V4	Importabhängigkeit	C20, C22, C34, C40	4
V5	Verbreitungsgrad	C17, C22, C34, C40	4
V6	Zukünftiges Nachfrage-Angebot-Verhältnis	C7, C17, C19, C20	4
V7	Wert der eingesetzten Materialien	C5, C7, C24	3
V8	Zielgruppen-Nachfrageanteil	C5, C17, C42	3
V9	Änderung im Nachfrageanteil	C17, C31	2
V10	Innovationsfähigkeit	C22, C40	2
V11	Möglichkeit der Kostensteigerungsweitergabe	C5, C22	2
V12	Bergbauproduktionsveränderung	C31	1
V13	Importveränderung	C17	1
V14	Massenanteil	C42	1
V15	Preissensitivität	C25	1
V16	Recyclingfähigkeit	C20	1
V17	Rohstoffpartnerschaften	C34	1
V18	Rohstoffpreise	C24	1
V19	Unternehmenskonzentration	C20	1
V20	Verbrauchsänderung	C10	1

## A Anhang Kritikalitätsbewertungen

Tabelle A.4: Verwendung von Versorgungsrisikoindikatoren in Kritikalitätsbewertungen. Aktualisiert auf Basis von Achzet und Helbig (2013) und Kolotzek et al. (2018). Angeführt sind die Indikatoren in der Dimension *Versorgungsrisiko* der Methoden aus Tabelle A.2 sowie die Indikatoren der Methoden mit nur einer Zieldimension.

Nr.	Versorgungsrisikoindikator	Studien	$\Sigma$
SR1	Länderkonzentration	C1, C3, C4, C5, C6, C8, C9, C10, C12, C13, C15, C16, C18, C19, C21, C22, C23, C24, C25, C26, C28, C31, C32, C33, C34, C35, C36, C37, C40, C41, C42	31
SR2	Länderrisiko Politische Stabilität	C2, C3, C5, C6, C8, C10, C12, C13, C16, C17, C18, C19, C22, C24, C26, C32, C33, C34, C35, C36, C37, C40, C41, C42	25
SR3	Koppelproduktionsanteil	C1, C5, C7, C9, C13, C14, C15, C17, C19, C22, C25, C26, C33, C34, C40, C41, C42	17
SR4	Recyclingrate	C7, C9, C12, C14, C16, C17, C22, C24, C26, C31, C32, C33, C34, C35, C36, C41, C42	17
SR5	Statische Reichweite der Reserven	C1, C4, C7, C9, C13, C14, C17, C18, C22, C24, C26, C27, C28, C29, C31, C35, C41	17
SR6	Erwartete Zukunftstechnologienachfrage	C5, C9, C13, C18, C19, C22, C25, C26, C28, C29, C31, C33, C34, C42	14
SR7	Substituierbarkeit	C1, C2, C5, C6, C9, C12, C13, C14, C16, C18, C35, C36, C41, C42	14
SR8	Unternehmenskonzentration	C2, C4, C8, C13, C17, C18, C26, C33, C34, C41, C42	11
SR9	Rohstoffpreisvolatilität	C2, C4, C5, C10, C31, C33, C34, C36, C37, C41	10
SR10	Importabhängigkeit	C3, C7, C11, C12, C21, C23, C24, C35, C39	9
SR11	Reservenkonzentration	C1, C4, C16, C17, C26, C31, C33, C34, C41	9
SR12	Länderrisiko Regulierung	C13, C22, C26, C40, C41, C42	6
SR13	Handelsbeschränkungen	C13, C14, C26, C33, C34	5
SR14	Länderrisiko Policy Perception	C22, C33, C34, C40, 42	5
SR15	Produktionskapazitätsauslastung	C8, C28, C33, C34, C35	5
SR16	Statische Reichweite der Ressourcen	C1, C4, C7, C10, C29	5
SR17	Lagerbestand	C8, C22, C31, C41	4
SR18	Abiotic Depletion Potential	C32, C33, C34	3
SR19	Häufigkeit in der Erdkruste	C5, C15, C16	3
SR20	Produktionskapazitätsträgheit	C2, C9, C15	3
SR21	Umwelteinstränkungen	C14, C15, C25	3
SR22	Bergbauinvestment	C8, C35	2
SR23	Marktbilanz	C8, C21	2
SR24	Produktionsanstieg	C37, C41	2
SR25	Rohstoffpreisabhängigkeit	C2, C35	2
SR26	Soziale Bedenken	C15, C21	2
SR27	Anfälligkeit gegenüber Klimawandel	C6	1
SR28	Energiebedarf	C36	1
SR29	Depletion Rank	C40	1
SR30	Dissipation	C32	1
SR31	Erneuerungsrate	C36	1
SR32	Erzgehaltänderung	C36	1
SR33	Exergieaufwand	C38	1
SR34	Explorationsbudget	C8	1
SR35	Kaufkraft	C35	1
SR36	Länderrisiko Umweltauswirkungen	C42	1
SR37	Marktzutrittsschranken	C2	1
SR38	Nachfrageanteil	C35	1
SR39	Nachfragemacht	C2	1
SR40	Naturkatastrophen	C41	1
SR41	Presseberichterstattung	C10	1
SR42	Risiko der strategischen Nutzung	C18	1
SR43	Wettbewerbsintensität	C2	1
SR44	Zukünftige Marktkapazität	C8	1

## B Anhang Versorgungsrisikobewertung

Die Tabellen dieses Anhangs liefern alle nötigen Informationen zur Berechnung der Versorgungsrisiken der 18 ausgewählten Metalle in Kapitel 4.

- Tabelle B.1 gibt einen Überblick über die Jahresdurchschnittspreise von 2016 für Rohstoffe von 17 der 18 Metalle gemäß des Preismonitors von DERA (2016). Rhenium ist im Preismonitor nicht enthalten.
- Tabelle B.2 und Tabelle B.3 liefern Informationen zu den NACE Rev. 2-Sektoren und für die Berechnung des Versorgungsrisikoindikators *Sector Competition* (N3).
- Tabelle B.4 bis Tabelle B.21 listen die Produktionsmengen der 18 Metalle in allen Produktionsstufen und Ländern für das Jahr 2015 auf. Sofern in den Ländern Argentinien, Australien, Kanada oder USA eine Bergbauproduktion stattfindet, wird zusätzlich deren Aufteilung auf die Bundesstaaten (Australien, USA), Provinzen (Argentinien, Kanada) oder Territorien (Kanada, Australien) angegeben, da der *Policy Perception Index* für diese Regionen statt für das ganze Land angegeben ist (Jackson und Green 2016). Produktionsmengen des Refinings oder Smeltings werden für diese Staaten nicht weiter unterteilt. Aufgelistet sind nur die Länder, die in mindestens einer Produktionsstufe mindestens 0,5% Produktionsanteil haben.
- Tabelle B.22 gibt die Werte der *Worldwide Governance Indicators Political Stability and Absence of Violence* (WGI-PV), des *Policy Perception Index* (PPI) und des *Human Development Index* (HDI) aller relevanten Länder, Bundestaaten, Provinzen und Territorien für das Jahr 2015 an. Weitere Informationen zu den drei Indikatoren und deren Interpretation für das Versorgungsrisiko liefert Abschnitt 4.3.8.
- Tabelle B.23 gibt die Versorgungsrisiken in Punktwerten an, die in Abbildung 4.8, Abbildung 4.9 und Abbildung 4.10 dargestellt sind. Zusätzlich sind jeweils der Mittelwert und die Standardabweichung der 18 Metalle angegeben.

## B.1 Rohstoffpreise

Tabelle B.1: Durchschnittspreise der 18 Metalle für das Jahr 2016 laut DERA (2016).

Elem.	Durchschnittspreis 2016	Bezug im Preismonitor
Al	1600 USD/t	London Metal Exchange, high grade
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	613 EUR/t	Europa, in 25 kg-Säcken
Cr	7450 USD/t	min. 99 %
Eisenerz	58,3 USD/t	China, 62 %
Co	25,5 USD/kt	London Metal Exchange, min. 99,3 %
Ni	9590 USD/t	London Metal Exchange, min. 99,8 %
Cu	4860 USD/t	London Metal Exchange, grade A
Zn	2090 USD/t	London Metal Exchange, min. 99,995 %
Ga	119 USD/kg	China, min. 99,99 %
GeO <sub>2</sub>	787 USD/kg	min. 99,99 %
Se	18,5 USD/kg	min. 99,5 %
Ag	17,1 USD/troz <sup>a</sup>	London, 99,5 %
In	240 USD/kg	Barren, min. 99,97 %
Sn	18,0 USD/kg	London Metal Exchange
Te	48,8 USD/kg	Europa, min. 99,99 %,
Ta <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	183 USD/kg	China, min. 99,5 %
W	191 USD/t WO <sub>3</sub>	Europa
WO <sub>3</sub>	70 RMB/kt	China, Konzentrat, min. 65 % ,
W	25,1 USD/kg W	Ferrowolfram, min. 75 %
Re	<i>nicht im Preismonitor enthalten</i>	
Pb	1870 USD/t	London Metal Exchange

EUR = Euro, USD = US-Dollar, RMB = Renminbi

<sup>a</sup> 1 troz = 31,103 g (Feinunze)

## B.2 NACE-Sektoren

Tabelle B.2: Wertschöpfung und berechnete Rohstoffproduktivität von Wirtschaftszeigen gemäß der Aufstellung der statistischen Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Union (*Nomenclature statistique des Activités économiques dans la Communauté Européenne*, NACE) (Eurostat 2008). Aufgelistet sind nur solche Sektoren, die eine Wertschöpfung durch einen von 74 von European Commission (2017) untersuchten Rohstoffe aufweisen.

Code	Kurzbezeichnung	Wertschöpfung	Rohstoffproduktivität
		Mio. EUR	EUR/kg
B09	Bergbaudienstleistungen	6930	15,2
C10	Nahrungs- und Futtermittel	174 000	196,8
C11	Getränke	37 636	83,6
C16	Holz-, Flecht-, Korb- und Korkwaren (ohne Möbel)	29 585	214,4
C17	Papier, Pappe und Waren daraus	41 282	14,7
C19	Kokerei und Mineralölverarbeitung	13 547	495,3
C20	Chemische Erzeugnisse	110 000	5,0
C21	Pharmazeutische Erzeugnisse	79 545	157,0
C22	Gummi- und Kunststoffwaren	82 000	22,9
C23	Glas und Glaswaren, Keramik	59 166	0,5
C24	Metallerzeugung und -bearbeitung	57 000	0,5
C25	Metallerzeugnisse	159 513	2,0
C26	Datenverarbeitungsgeräte, elektronische und optische Erzeugnisse	75 260	18,4
C27	Elektrische Ausrüstungen	84 609	41,7
C28	Maschinenbau	191 000	6,8
C29	Kraftwagen und Kraftwagenteile	158 081	3,9
C30	Sonstiger Fahrzeugbau	53 644	10,0
C31	Möbel	28 282	18,1
C32	Sonstige Waren	41 613	2,7
C33	Reparatur und Installation von Maschinen und Ausrüstungen	60 879	50,5
E36	Wasserversorgung	34 000	8,1

Tabelle B.3: Nutzungsanteile der 18 Metalle (in %) in den 22 NACE Rev.2-Sektoren gemäß European Commission (2017). Zur Beschreibung der Sektoren siehe Tabelle B.2

Rohstoff	Anwendungsanteile (%)																						Rohstoff
	B09	C10	C11	C16	C17	C19	C20	C21	C22	C23	C24	C25	C26	C27	C28	C29	C30	C31	C32	C33	E36	andere	
Aluminium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	41	-	20	39	-	-	-	-	-	-	Aluminium
Antimon	-	-	-	-	-	49	-	-	-	5	-	14	-	32	-	-	-	-	-	-	-	-	Antimon
Baryt	-	-	-	-	-	10	-	30	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Baryt
Bauxit	-	-	-	-	-	2	-	8	90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Bauxit
Bentonit	13	1	6	4	4	4	-	36	36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Bentonit
Beryllium	-	-	-	-	-	-	-	-	3	64	-	3	16	10	-	-	-	-	-	-	-	-	Beryllium
Bismut	-	10	-	-	-	62	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	28	-	-	-	-	Bismut
Blei	-	-	-	-	-	6	-	-	5	1	-	86	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Blei
Borat	-	-	-	-	-	17	-	-	64	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Borat
Cer	-	-	-	-	8	35	-	-	33	6	-	11	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Cer
Chrom	-	-	-	-	-	3	-	1	3	93	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Chrom
Diatomit	-	-	-	-	-	34	-	-	49	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Diatomit
Dysprosium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Dysprosium
Eisenerz	-	-	-	-	-	-	-	-	11	48	-	18	20	3	-	-	-	-	-	-	-	-	Eisenerz
Erbium	-	-	-	-	-	-	-	74	-	-	26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Erbium
Europium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	96	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Europium
Feldspat	-	-	-	-	-	2	-	96	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Feldspat
Flussspat	-	-	-	-	3	9	-	-	53	-	19	-	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Flussspat
Gadolinium	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	97	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Gadolinium
Gallium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	75	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Gallium
Germanium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	60	39	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Germanium
Gold	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	-	-	-	-	-	-	85	-	-	-	-	Gold
Gips	-	-	-	-	-	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Gips
Graphit	-	-	-	-	-	5	-	23	56	-	8	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Graphit
Hafnium	-	-	-	-	-	13	-	-	45	-	5	11	26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Hafnium
Helium	-	-	-	-	-	-	-	6	17	14	-	-	-	-	-	-	-	58	5	-	-	-	Helium
Holmium	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Holmium

Fortgesetzt auf der nächsten Seite ...

Tabelle B.3 (fortgesetzt)

Rohstoff	Anwendungsanteile (%)																	Rohstoff						
	B09	C10	C11	C16	C17	C19	C20	C21	C22	C23	C24	C25	C26	C27	C28	C29	C30		C31	C32	C33	E36	andere	
Indium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	83	5	-	-	-	-	-	-	-	-	Indium
Iridium	-	-	-	-	-	-	34	-	-	-	-	-	-	43	-	23	-	-	-	-	-	-	-	Iridium
Kaliumcarbonat	-	-	-	-	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Kaliumcarbonat
Kalkstein	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	21	-	Kalkstein
Kaolin	-	-	-	17	-	-	-	18	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	Kaolin
Kautschuk	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	4	75	2	12	5	-	-	-	-	-	Kautschuk
Kobalt	-	-	-	-	-	-	16	-	-	-	-	33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	Kobalt
Kokskohle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Kokskohle
Kork	-	-	70	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	5	2	-	-	-	-	Kork
Kupfer	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	2	21	14	22	15	6	10	2	5	-	-	-	-	Kupfer
Lanthan	-	-	-	-	-	67	-	-	13	3	-	5	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Lanthan
Lithium	-	-	-	-	8	-	4	4	75	5	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	Lithium
Lutetium	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Lutetium
Magnesit	-	7	-	-	12	-	7	-	17	55	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	Magnesit
Magnesium	-	-	-	-	-	-	-	-	13	13	-	-	-	-	32	32	-	-	-	-	-	10	-	Magnesium
Mahagoniholz	-	-	-	80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	10	-	-	-	-	-	Mahagoniholz
Mangan	-	-	-	-	-	-	5	-	-	13	62	-	6	-	14	-	-	-	-	-	-	-	-	Mangan
Molybdän	-	-	-	-	-	-	11	1	2	15	28	-	6	12	14	10	-	-	-	-	-	-	-	Molybdän
Neodym	-	-	-	-	-	-	6	-	19	12	37	3	13	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	Neodym
Nickel	-	-	-	-	-	-	13	-	16	34	-	16	7	5	5	5	-	4	-	-	-	47	-	Nickel
Niob	-	-	-	-	-	-	6	-	27	31	-	-	-	-	28	8	-	-	-	-	-	-	-	Niob
Palladium	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	10	-	-	75	-	-	7	-	-	-	3	-	Palladium
Perlit	-	-	24	-	-	-	-	-	76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Perlit
Phosphat	-	10	-	-	-	-	90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Phosphat
Phosphor	-	-	-	-	-	-	90	-	-	-	-	5	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Phosphor
Platin	-	-	-	-	-	2	7	-	2	-	3	-	3	-	41	-	-	-	-	-	-	10	-	Platin
Praseodym	-	-	-	-	-	-	10	-	23	11	24	10	12	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	Praseodym
Quarzsand	-	-	-	-	-	-	-	-	82	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	Quarzsand

Fortgesetzt auf der nächsten Seite ...

Tabelle B.3 (fortgesetzt)

Rohstoff	Anwendungsanteile (%)																	Rohstoff						
	B09	C10	C11	C16	C17	C19	C20	C21	C22	C23	C24	C25	C26	C27	C28	C29	C30		C31	C32	C33	E36	andere	
Rhenium	-	-	-	-	-	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	78	-	-	-	-	-	-	Rhenium
Rhodium	-	-	-	-	-	-	8	-	-	4	-	-	1	-	-	82	-	-	-	-	-	-	-	Rhodium
Ruthenium	-	-	-	-	-	-	32	-	-	-	-	-	61	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	Ruthenium
Samarium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	97	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Samarium
Scandium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	Scandium
Selen	-	-	-	-	-	-	25	-	25	10	-	40	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Selen
Silizium	-	-	-	-	-	-	54	-	-	-	38	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Silizium
Silber	-	-	-	-	-	-	18	4	6	6	7	6	6	7	7	8	7	31	-	-	-	-	-	Silber
Schwefel	-	-	-	-	-	-	92	3	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Schwefel
Talk	-	-	-	-	28	-	17	14	26	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Talk
Tantal	-	-	-	-	-	-	11	-	-	-	9	50	-	-	8	-	22	-	-	-	-	-	-	Tantal
Teakholz	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	90	10	-	-	-	-	-	Teakholz
Tellur	-	-	-	-	-	-	10	-	5	-	15	70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Tellur
Terbium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	32	-	68	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Terbium
Thulium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Thulium
Titan	-	-	-	-	-	-	54	6	24	-	2	2	-	-	-	3	8	-	-	1	-	-	-	Titan
Wolfram	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-	7	6	-	74	-	-	-	-	-	-	-	-	6	Wolfram
Vanadium	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	60	30	-	1	1	3	2	-	-	-	-	-	-	Vanadium
Yttrium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	39	7	-	46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	Yttrium
Ytterbium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Ytterbium
Zink	-	-	-	-	-	-	5	-	-	34	51	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Zink
Zinn	-	-	-	-	-	-	18	-	2	-	35	-	20	-	-	-	-	-	-	-	-	25	-	Zinn

## B.3 Produktionsmengen der Metalle nach Ländern und Produktionsstufen

### B.3.1 Aluminium (Al)

Tabelle B.4: Produktionsmengen an Bauxit, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> und Aluminium im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus McKay et al. (2014), Reichl et al. (2017) und USGS (2017c).

Land	Bauxit		Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>		Aluminium	
	kt	%	kt	%	kt	%
Ägypten	-	-	-	-	300	1
Argentinien	-	-	-	-	440	1
Australien	80910 <sup>a</sup>	27	20097	17	1645	3
<i>Northern Territories</i>	<i>26970</i>	<i>33</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Queensland</i>	<i>26970</i>	<i>33</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Western Australia</i>	<i>26970</i>	<i>33</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Bahrain	-	-	-	-	961	2
Brasilien	37057	12	10451	9	772	1
China	65000	22	58978	49	31400	55
Deutschland	-	-	2400	2	530	1
Dominikanische Republik	1724	1	-	-	-	-
Frankreich	-	-	300	0	420	1
Griechenland	1832	1	807	1	170	0
Guinea	163030	5	-	-	-	-
Guayana	1500	1	-	-	-	-
Indien	27064	9	5512	5	2355	4
Iran	900	0	300	0	350	1
Irland	-	-	1983	2	-	-
Island	-	-	-	-	800	1
Jamaika	9629	3	1865	2	-	-
Kanada	-	-	1559	1	2880	5
Kasachstan	4683	2	1448	1	200	0
Katar	-	-	-	-	610	1
Malaysia	35000	12	-	-	440	1
Mosambik	5	0	-	-	558	1
Neuseeland	-	-	-	-	333	1
Norwegen	-	-	-	-	1225	2
Oman	-	-	-	-	377	1
Russland	5900	2	2593	2	3530	6
Saudi Arabien	2397	1	846	1	682	1
Spanien	-	-	1633	1	230	0
Südafrika	-	-	-	-	695	1
Surinam	1600	1	748	1	-	-
Ukraine	-	-	1481	1	-	-
USA	100 <sup>b</sup>	0	4550	4	1587	3
<i>Alabama</i>	<i>33</i>	<i>33</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Arkansas</i>	<i>33</i>	<i>33</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Georgia</i>	<i>33</i>	<i>33</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Vereinigte Arabische Emirate	-	-	-	-	2400	4
<b>Summe</b>	<b>299000</b>	<b>100</b>	<b>120000</b>	<b>100</b>	<b>57500</b>	<b>100</b>

k.A. = keine Angabe

<sup>a</sup> Für Australien wird auf Basis von McKay et al. (2014) angenommen, dass sich die Produktion von Bauxit zu gleichen Teilen auf Northern Territories, Queensland und Western Australia aufteilt.

<sup>b</sup> Gesamtproduktion an Bauxit der USA aus Reichl et al. (2017). Es wird angenommen, dass die Produktion von Bauxit zu gleichen Teilen in Alabama, Arkansas und Georgia stattfindet.

### B.3.2 Chrom (Cr)

Tabelle B.5: Produktionsmengen an Chromit und Ferrochrom im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus USGS (2017c).

<b>Land</b>	<b>Chromit</b>		<b>Ferrochrom</b>	
	kt	%	kt	%
Albanien	259	1	38	0
Brasilien	500	2	200	2
China	20	0	3000	28
Finnland	750	3	457	4
Indien	3000	11	944	9
Iran	400	1	-	-
Kasachstan	5490	20	1410	13
Madagaskar	198	1	-	-
Oman	700	3	64	1
Russland	400	1	500	5
Schweden	-	-	91	1
Südafrika	12000	43	3700	35
Türkei	3500	13	83	1
Simbabwe	400	1	191	2
<b>Summe</b>	<b>28000</b>	<b>100</b>	<b>10700</b>	<b>100</b>

### B.3.3 Eisen (Fe)

Tabelle B.6: Produktionsmengen an Eisenerz, Roheisen und Rohstahl im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus McKay et al. (2014), Natural Resources Canada (2017) und USGS (2017c).

Land	Eisenerz <sup>a</sup>		Roheisen		Rohstahl	
	kt	%	kt	%	kt	%
Australien	486000	35	3594	0	4925	0
<i>South Australia</i>	5393	1	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Western Australia</i>	478809	99	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Brasilien	257000	18	27803	2	33256	2
China	232000	17	691413	56	803825	50
Deutschland	-	-	28392	2	42676	3
Frankreich	-	-	10097	1	14984	1
Indien	96000	7	76073	6	89026	6
Iran	12900	1	17009	1	16146	1
Italien	-	-	5051	0	22018	1
Japan	-	-	81011	7	105134	7
Kanada	28300	2	7351	1	12473	1
<i>Quebec</i>	15571	55	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Newfoundland and Labrador</i>	12183	43	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Nunavut</i>	547	2	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Kasachstan	11900	1	3235	0	3910	0
Mauretanien	7060	1	-	-	-	-
Mexiko	8410	1	10075	1	18225	1
Peru	7321	1	73	0	1082	0
Polen	-	-	4821	0	9198	1
Russland	61100	4	58013	5	70898	4
Schweden	15300	1	2865	0	4374	0
Sierra Leone	10400	1	-	-	-	-
Spanien	-	-	4450	0	14845	1
Südafrika	46400	3	5584	0	6417	0
Südkorea	783	0	47639	4	69670	4
Taiwan	-	-	14370	1	21392	1
Türkei	3320	0	10184	1	31512	2
UK	-	-	8774	1	10907	1
Ukraine	40400	3	21797	2	22968	1
USA	28800 <sup>b</sup>	2	25400	2	78800	5
<i>Indiana</i>	151	1	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Louisiana</i>	676	2	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Michigan</i>	6640	23	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Minnesota</i>	21333	74	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Venezuela	7080	1	2750	0	1345	0
<b>Summe</b>	<b>1400000</b>	<b>100</b>	<b>1230000</b>	<b>100</b>	<b>1620000</b>	<b>100</b>

k.A. = keine Angabe

<sup>a</sup> Produktionsdaten beziehen sich auf den Eisengehalt der Eisenerzproduktion der Länder nach USGS (2017c).

<sup>b</sup> Für die USA wird angenommen, dass die Produktionsanteile denen der *Shipments* an Eisenerz der Bundesstaaten laut USGS (2017c) entsprechen.

### B.3.4 Cobalt (Co)

Tabelle B.7: Produktionsmengen an Cobalt Mining und Refining im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus McKay et al. (2014), Natural Resources Canada (2017) und USGS (2017c).

Land	Mining		Refining	
	t	%	t	%
Australien	6000	5	5150	5
<i>Western Australia</i>	<i>6000</i>	<i>100</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Belgien	-	-	6306	6
Brasilien	3800	3	1300	1
China	7700	6	48700	50
Finnland	440	0	9615	10
Indonesien	1300	1	-	-
Japan	-	-	4259	4
Kanada	6904	6	4072	4
<i>Manitoba</i>	<i>423</i>	<i>6</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Newfoundland and Labrador</i>	<i>2183</i>	<i>32</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Ontario</i>	<i>2625</i>	<i>38</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Quebec</i>	<i>1672</i>	<i>24</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Kongo, Dem. Rep.	63000	50	3141	3
Kuba	4300	3	-	-
Madagaskar	3700	3	3464	4
Marokko	2600	2	1722	2
Neukaledonien	3680	3	-	-
Norwegen	-	-	3100	3
Papua Neuguinea	2505	2	-	-
Philippinen	4300	3	-	-
Russland	6200	5	2040	2
Sambia	4600	4	2997	3
Südafrika	3000	2	1300	1
USA	760	1	-	-
<i>Michigan</i>	<i>760</i>	<i>100</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<b>Summe</b>	<b>126000</b>	<b>100</b>	<b>97400</b>	<b>100</b>

k.A. = keine Angabe

## B.3.5 Nickel (Ni)

Tabelle B.8: Produktionsmengen an Nickel Mining und Refining im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus McKay et al. (2014), Natural Resources Canada (2017) und USGS (2017c).

Land	Mining		Refining <sup>a</sup>	
	t	%	t	%
Australien	222000	10	132500	7
<i>Western Australia</i>	<i>222000</i>	<i>100</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Botswana	16789	1	-	-
Brasilien	160000	7	50400	3
China	92900	4	636000	33
Finnland	9700	0	44365	2
Griechenland	19610	1	17114	1
Guatemala	52400	2	10826	1
Indonesien	129000	6	17211	1
Japan	-	-	192789	10
Kanada	234936	10	146233	8
<i>Manitoba</i>	<i>25973</i>	<i>11</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Newfoundland and Labrador</i>	<i>55574</i>	<i>24</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Ontario</i>	<i>102016</i>	<i>43</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Quebec</i>	<i>51373</i>	<i>22</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Kolumbien	40400	2	36671	2
Kuba	56400	2	13000	1
Madagaskar	45500	2	47271	2
Mazedonien	-	-	17699	1
Myanmar	26400	1	15588	1
Neukaledonien	186065	8	77539	4
Papua Neuguinea	25582	1	-	-
Philippinen	554000	24	-	-
Russland	269310	12	226000	12
Simbabwe	16108	1	617	0
Südafrika	56689	2	47400	2
Südkorea	-	-	39000	2
UK	-	-	39100	2
Ukraine	-	-	15516	1
USA	27200	1	-	-
<i>Michigan</i>	<i>27200</i>	<i>100</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<b>Summe</b>	<b>2280000</b>	<b>100</b>	<b>1930000</b>	<b>100</b>

k.A. = keine Angabe

<sup>a</sup> Für die zweite Produktionsstufe ist bei USGS (2017c) *World Plant Production* angegeben. Aus einem Vergleich mit Reck und Rotter (2012) geht hervor, dass es sich um *Refining* handelt.

### B.3.6 Kupfer (Cu)

Tabelle B.9: Produktionsmengen an Kupfer Mining, Smelting und Refining im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus McKay et al. (2014), Natural Resources Canada (2017) und USGS (2017c).

Land	Mining		Smelting		Refining	
	t	%	t	%	t	%
Australien	971000	5	442000	2	481000	2
<i>New South Wales</i>	172838	18	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Queensland</i>	262170	27	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>South Australia</i>	302952	31	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Tasmania</i>	30101	3	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Western Australia</i>	202939	21	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Belgien	-	-	140000	1	380000	2
Brasilien	348000	2	198000	1	241000	1
Bulgarien	72000	0	357000	2	230000	1
Chile	5764000	30	1496200	8	2688400	12
China	1710000	9	6880000	35	7960000	35
Deutschland	-	-	521200	3	678200	3
Finnland	41100	0	180000	1	136000	1
Indien	30000	0	790000	4	792000	3
Indonesien	574500	3	199700	1	199600	1
Iran	245000	1	235000	1	187000	1
Japan	-	-	1471600	8	1483000	6
Kanada	697000	4	310000	2	331000	1
<i>British Columbia</i>	359275	52	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Manitoba</i>	39885	6	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Newfoundland and Labrador</i>	45425	7	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Ontario</i>	192929	28	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Quebec</i>	42888	6	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Yukon</i>	15730	2	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Kasachstan	479000	3	307400	2	406000	2
Kongo, Dem. Rep.	1020000	5	-	-	878000	4
Laos	167700	1	-	-	89300	0
Mexiko	594000	3	261000	1	432000	2
Mongolei	314000	2	-	-	2100	0
Peru	1700800	9	327900	2	353000	2
Philippinen	83800	0	189000	1	133000	1
Polen	426200	2	583000	3	574300	2
Russland	732000	4	880000	5	862000	4
Sambia	712000	4	649000	4	472000	5
Schweden	74800	0	210000	1	206000	1
Spanien	111700	1	293000	2	424800	2
Südkorea	-	-	640000	3	649000	3
Türkei	125000	1	35000	0	70000	0
USA	1380000 <sup>a</sup>	7	527000	6	1140000	5
<i>Arizona</i>	905866	66	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Michigan</i>	19274	1	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Montana</i>	30838	2	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Nevada</i>	65531	5	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>New Mexico</i>	134916	10	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Utah</i>	223575	16	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Usbekistan	100000	1	100000	1	100000	0
<b>Summe</b>	<b>19100000</b>	<b>100</b>	<b>18500000</b>	<b>100</b>	<b>23000000</b>	<b>100</b>

k.A. = keine Angabe

<sup>a</sup> Für die USA wird angenommen, dass der Bergbau entsprechend der Anteile an Produktionskapazitäten der Kupferminen laut USGS 2017c auf die Bundesstaaten aufgeteilt ist.

## B.3.7 Zink (Zn)

Tabelle B.10: Produktionsmengen an Zink Mining und Smelting im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus McKay et al. (2014), Natural Resources Canada (2017) und USGS (2017c).

Land	Mining		Smelting	
	t	%	t	%
Armenien	5900		-	-
Australien	1600255 <sup>a</sup>	13	489594	4
<i>New South Wales</i>	150189	9	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Northern Territories</i>	210476	13	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Queensland</i>	1065074	67	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Tasmania</i>	93075	6	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Western Australia</i>	81441	5	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Belgien	-	-	260000	2
Bolivien	440000	3	-	-
Brasilien	160000	1	230000	2
Bulgarien	10800	0	75100	1
Chile	48071	2	-	-
China	4300000	34	6100000	44
Deutschland	-	-	169000	1
Finnland	27000	0	305717	2
Frankreich	-	-	169000	1
Indien	821000	6	821617	6
Iran	140000	1	140000	1
Irland	236300	2	-	-
Italien	-	-	139200	1
Japan	-	-	566619	4
Kanada	276519	2	683118	5
<i>British Columbia</i>	8550	3	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Manitoba</i>	88398	32	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>New Brunswick</i>	12523	5	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Newfoundland and Labrador</i>	7446	3	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Ontario</i>	60573	22	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Quebec</i>	91889	33	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Saskatchewan</i>	1872	1	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Yukon</i>	4139	1	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Kasachstan	339300	3	324340	2
Mexiko	680000	5	326642	2
Namibia	123672	1	72000	1
Niederlande	-	-	291000	2
Norwegen	-	-	162878	1
Peru	1421523	11	335422	2
Polen	55000	0	140000	1
Russland	210000	2	229602	2
Spanien	41765	0	491000	4
Südkorea	2070	0	934949	7
Thailand	34738	0	74121	1
Türkei	175000	1	-	-
USA	825000 <sup>b</sup>	6	172000	1
<i>Alaska</i>	651098	79	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Idaho</i>	43476	5	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Missouri</i>	43476	5	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Tennessee</i>	43476	5	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Washington</i>	43476	5	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Usbekistan	55000	0	73000	1
<b>Summe</b>	<b>12800000</b>	<b>100</b>	<b>13900000</b>	<b>100</b>

k.A. = keine Angabe

<sup>a</sup> Für Australien wird angenommen, dass die Produktionsanteile der Bundesstaaten denen von 2013 bei McKay et al. (2014) entsprechen.<sup>b</sup> Für die USA wird angenommen, dass der nicht in Alaska geförderte Anteil zu gleichen Teilen in Idaho, Missouri, Tennessee und Washington gefördert wird.

### B.3.8 Gallium (Ga)

Tabelle B.11: Produktionskapazitäten für Gallium im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus USGS (2017c).

Land	Kapazität <sup>a</sup>	
	t	%
China	600	83
Deutschland	40	6
Japan	10	1
Kasachstan	25	3
Russland	10	1
Südkorea	16	2
Ungarn	8	1
Ukraine	15	2
<b>Summe</b>	<b>724</b>	<b>100</b>

<sup>a</sup> Die Produktion von Gallium lag im Jahr 2015 laut USGS (2017b) bei 470 t, es gibt aber nur zur Produktionskapazität länderspezifische Angaben bei USGS (2017c).

### B.3.9 Germanium (Ge)

Tabelle B.12: Produktionsmengen an Germanium im Jahr 2015 nach Ländern. Produktionsanteile der Länder von Reichl et al. (2017), Gesamtproduktion vom USGS (2017b).

Land	Produktion	
	t	%
China	55	69
Finnland	13	16
Japan	2	3
Russland	6	8
Ukraine	1	1
USA	3	4
<b>Summe</b>	<b>80</b>	<b>100</b>

### B.3.10 Selen (Se)

Tabelle B.13: Produktionsmengen an Selen im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus USGS (2017c).

Land	Produktion	
	t	%
Belgien	200	9
Deutschland	660	30
Finnland	94	4
Indien	10	1
Japan	773	35
Kanada	154	7
Peru	40	2
Polen	90	4
Russland	135	6
Serbien	13	1
Schweden	20	1
<b>Summe</b>	<b>2200</b>	<b>100</b>

### B.3.11 Silber (Ag)

Tabelle B.14: Produktionsmengen an Silber im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus McKay et al. (2014), Natural Resources Canada (2017) und USGS (2017c).

Land	Produktion	
	t	%
Argentinien	1080 <sup>a</sup>	4
<i>Jujuy</i>	414	38
<i>San Juan</i>	47	4
<i>Santa Cruz</i>	619	57
Australien	1570 <sup>b</sup>	6
<i>New South Wales</i>	74	5
<i>Queensland</i>	1285	82
<i>South Australia</i>	52	3
<i>Tasmania</i>	82	5
<i>Western Australia</i>	76	5
Bolivien	1310	5
Chile	1510	5
China	3390	12
Guatemala	863	3
Indien	374	1
Indonesien	304	1
Kanada	380	1
<i>British Columbia</i>	95	25
<i>Manitoba</i>	30	8
<i>New Brunswick</i>	5	1
<i>Newfoundland and Labrador</i>	10	3
<i>Nunavut</i>	7	2
<i>Ontario</i>	132	35
<i>Quebec</i>	79	21
<i>Yukon</i>	13	3
Kasachstan	538	2
Marokko	296	1
Mexiko	5900	21
Peru	4230	15
Polen	1290	5
Russland	1570	6
Schweden	494	2
Türkei	202	1
USA	1090 <sup>c</sup>	4
<i>Alaska</i>	80	7
<i>Arizona</i>	80	7
<i>California</i>	80	7
<i>Colorado</i>	80	7
<i>Idaho</i>	80	7
<i>Missouri</i>	80	7
<i>Montana</i>	80	7
<i>Nevada</i>	290	27
<i>New Mexico</i>	80	7
<i>South Dakota</i>	80	7
<i>Tennessee</i>	80	7
<i>Utah</i>	80	7
<b>Summe</b>	<b>27600</b>	<b>100</b>

<sup>a</sup> Für Argentinien wird angenommen, dass die Produktionsanteile der Provinzen denen der Produktionskapazitäten von 2013 bei USGS (2017a) entsprechen.

<sup>b</sup> Für Australien wird angenommen, dass die Produktionsanteile der Bundesstaaten denen von 2013 bei McKay et al. (2014) entsprechen.

<sup>c</sup> Für die USA wird angenommen, dass der nicht in Nevada produzierte Anteil sich zu gleichen Teilen auf die anderen zehn Bundesstaaten verteilt.

### B.3.12 Indium (In)

Tabelle B.15: Produktionsmengen an Indium im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus USGS (2017c).

Land	Produktion	
	t	%
Belgien	20	3
China	350	46
Frankreich	41	5
Japan	70	9
Kanada	70	9
Peru	9	1
Russland	4	1
Südkorea	195	26
<b>Summe</b>	<b>759</b>	<b>100</b>

### B.3.13 Zinn (Sn)

Tabelle B.16: Produktionsmengen an Zinn Mining und Smelting im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus McKay et al. (2014) und USGS (2017c).

Land	Mining		Smelting	
	t	%	t	%
Australien	7000 <sup>a</sup>	2	400	0
<i>Queensland</i>	<i>1400</i>	<i>20</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Tasmania</i>	<i>5600</i>	<i>80</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
Belgien	-	-	12100	3
Bolivien	20000	7	12106	3
Brasilien	25000	9	26250	8
China	110156	38	166900	48
Indonesien	52000	18	48000	14
Kongo, Dem. Rep.	6400	2	-	-
Malaysia	3800	1	30260	9
Myanmar	34271	12	30	0
Nigeria	2500	1	-	-
Norwegen	-	-	50	0
Peru	19511	7	20396	7
Ruanda	2000	1	-	-
Russland	k.A.	k.A.	550	0
Thailand	100	0	16500	5
USA	-	-	10100	3
Vietnam	5400	2	4000	1
<b>Summe</b>	<b>289000</b>	<b>100</b>	<b>349000</b>	<b>100</b>

k.A. = keine Angabe

<sup>a</sup> Für Australien wird auf Basis von McKay et al. 2014 angenommen, dass 80 % der Produktion in Tasmanien und 20 % in Queensland stattfinden.

### B.3.14 Tellur (Te)

Tabelle B.17: Produktionsmengen an Tellur im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus Reichl et al. (2017) und USGS (2017c).

<b>Land</b>	<b>Produktion</b>	
	t	%
Kanada	9	5
Japan	37	23
Russland	35	21
Schweden	33	20
USA	50 <sup>a</sup>	30
<b>Summe</b>	<b>164</b>	<b>100</b>

<sup>a</sup> Reichl et al. 2017

### B.3.15 Tantal (Ta)

Tabelle B.18: Produktionsmengen an Tantal im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus USGS (2017c).

<b>Land</b>	<b>Produktion</b>	
	t	%
Äthiopien	63	5
Bolivien	11	1
Brasilien	98	8
Burundi	12	1
China	95	8
Kongo, Dem. Rep.	350	29
Mosambik	20	2
Nigeria	150	12
Ruanda	410	34
<b>Summe</b>	<b>1210</b>	<b>100</b>

### B.3.16 Wolfram (W)

Tabelle B.19: Produktionsmengen an Wolfram im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus McKay et al. (2014) und USGS (2017c).

<b>Land</b>	<b>Produktion</b>	
	t	%
Bolivien	1461	2
Brasilien	510	1
China	73000	82
Kambodscha	1680	2
Mongolei	600	1
Österreich	861	1
Portugal	474	1
Russland	2600	3
Spanien	850	1
Vietnam	5600	6
<b>Summe</b>	<b>89400</b>	<b>100</b>

### B.3.17 Rhenium (Re)

Tabelle B.20: Produktionsmengen an Rhenium im Jahr 2015 nach Ländern. Daten aus USGS (2017c).

<b>Land</b>	<b>Produktion</b>	
	kg	%
Armenien	350	1
Chile	26000	53
China	2400	5
Kasachstan	1000	2
Polen	8900	18
USA	7900	16
Usbekistan	1000	2
andere <sup>a</sup>	18000	4
<b>Summe</b>	<b>49400</b>	<b>100</b>

<sup>a</sup> Enthält Japan, Mongolei, Nordkorea und Russland.

### B.3.18 Blei (Pb)

Tabelle B.21: Produktionsmengen an Blei im Jahr 2015 nachs Ländern. Daten aus McKay et al. (2014) und USGS (2017c).

Land	Produktion	
	kt	%
Argentinien	26	1
<i>Jujuy</i>	26	100
Australien	652 <sup>a</sup>	13
<i>New South Wales</i>	96	15
<i>Northern Territories</i>	45	7
<i>Queensland</i>	470	72
<i>Tasmania</i>	32	5
<i>Western Australia</i>	9	1
Bolivien	82	2
China	2335	47
Indien	136	3
Iran	41	1
Irland	33	1
Kasachstan	41	1
Marokko	29	1
Mazedonien	33	1
Mexiko	254	5
Nordkorea	35	1
Peru	316	6
Polen	37	1
Russland	225	5
Schweden	76	2
Südafrika	41	1
Tadschikistan	28	1
Türkei	74	1
USA	367 <sup>b</sup>	7
<i>Alaska</i>	92	25
<i>Idaho</i>	92	25
<i>Missouri</i>	92	25
<i>Washington</i>	92	25
<b>Summe</b>	<b>4950</b>	<b>100</b>

<sup>a</sup> Für Australien wird angenommen, dass die Produktionsanteile der Bundesstaaten denen von 2013 bei McKay et al. (2014) entsprechen.

<sup>b</sup> Für die USA wird angenommen, dass sich die Produktionsanteile zu gleichen Teilen auf die Bundesstaaten Alaska, Idaho, Missouri und Washington aufteilen.

## B.4 Politische Bewertung der Länder

Tabelle B.22: Länderspezifische Werte für die Indizes *Worldwide Governance Indicators Political Stability and Absence of Violence* (WGI-PV), *Policy Perception Index* (PPI) und *Human Development Index* (HDI) für das Jahr 2015 gemäß Jackson und Green (2016), Kaufmann und Kraay (2015) und UNDP (2015). Die Liste enthält nur die 88 Länder, welche für mindestens eines der 18 Metalle einen Produktionsanteil von mindestens 0,5% aufweisen. Der PPI liegt für die Länder Argentinien, Australien, Kanada und USA auf Ebene der Bundestaaten, Provinzen und Territorien vor, daher sind für diese Länder auch die relevanten Regionen angegeben. Werte für den WGI-PV und den HDI gibt es zu diesen Regionen nicht.

Land	WGI-PV	PPI	HDI
Ägypten	-1,34	26,54	0,691
Albanien	0,36	50,00 <sup>a</sup>	0,760
Argentinien	-0,07	k.A.	0,827
Catamarca	k.A.	44,35	k.A.
Jujuy	k.A.	42,68	k.A.
Salta	k.A.	62,30	k.A.
San Juan	k.A.	53,61	k.A.
Santa Cruz	k.A.	40,86	k.A.
Armenien	-0,29	50,00	0,743
Äthiopien	-1,48	70,27	0,448
Australien	0,90	k.A.	0,939
New South Wales	k.A.	69,12	k.A.
Northern Territory	k.A.	85,15	k.A.
Queensland	k.A.	79,19	k.A.
South Australia	k.A.	85,50	k.A.
Tasmania	k.A.	78,34	k.A.
Western Australia	k.A.	91,53	k.A.
Bahrain	-1,08	50,00 <sup>a</sup>	0,824
Belgien	0,60	50,00 <sup>a</sup>	0,896
Bolivien	-0,28	36,40	0,674
Botswana	1,03	88,29	0,698
Brasilien	-0,38	56,57	0,754
Bulgarien	0,02	71,35	0,794
Burundi	-1,73	50,00 <sup>a</sup>	0,404
Chile	0,40	83,50	0,847
China	-0,56	46,22	0,738
Dominikanische Republik	0,17	17,27	0,722
Finnland	1,04	94,83	0,895
Frankreich	0,27	70,07	0,897
Deutschland	0,72	50,00 <sup>a</sup>	0,926
Griechenland	-0,23	38,57	0,866
Guatemala	-0,65	46,09	0,640
Guinea	-0,45	31,97	0,414
Guyana	-0,18	59,76	0,638
Ungarn	0,73	68,97	0,836
Island	1,27	50,00 <sup>a</sup>	0,921
Indien	-0,92	47,61	0,624
Indonesien	-0,60	40,41	0,689
Iran	-0,91	50,00 <sup>a</sup>	0,774
Irland	0,93	100,00	0,923
Italien	0,34	50,00 <sup>a</sup>	0,887
Jamaika	0,09	50,00 <sup>a</sup>	0,730
Japan	0,98	50,00 <sup>a</sup>	0,903
Kambodscha	-0,10	48,67	0,563
Kanada	1,24	k.A.	0,920
British Columbia	k.A.	75,28	k.A.
Manitoba	k.A.	88,90	k.A.
New Brunswick	k.A.	91,27	k.A.
Newfoundland and Labrador	k.A.	88,24	k.A.
Northwest Territories	k.A.	64,46	k.A.
Nunavut	k.A.	68,85	k.A.

Fortgesetzt auf der nächsten Seite ...

Tabelle B.22 (fortgesetzt)

Land	WGI-PV	PPI	HDI
Ontario	k.A.	79,48	k.A.
Quebec	k.A.	85,02	k.A.
Saskatchewan	k.A.	95,10	k.A.
Yukon	k.A.	76,66	k.A.
Kasachstan	-0,10	70,00	0,794
Kolumbien	-1,06	53,75	0,727
Kongo, Dem. Rep.	-2,17	42,74	0,435
Kuba	0,58	50,00 <sup>a</sup>	0,775
Nordkorea	-1,22	50,00 <sup>a</sup>	0,699 <sup>a</sup>
Südkorea	0,10	50,00 <sup>a</sup>	0,901
Laos	0,48	20,04	0,586
Mazedonien	-0,20	50,00 <sup>a</sup>	0,748
Madagaskar	-0,40	34,07	0,512
Malaysia	0,19	61,10	0,789
Mauretanien	-0,66	43,17	0,513
Mexiko	-0,87	71,14	0,762
Mongolei	0,65	36,85	0,735
Marokko	-0,34	57,20	0,647
Mosambik	-0,58	51,72	0,418
Myanmar	-1,17	17,31	0,556
Niederlande	0,93	50,00 <sup>a</sup>	0,924
Neukaledonien	-0,18	50,00 <sup>a</sup>	0,699 <sup>a</sup>
Neuseeland	1,49	79,83	0,915
Nigeria	-2,07	10,63	0,527
Norwegen	1,15	89,19	0,949
Oman	0,69	50,00 <sup>a</sup>	0,796
Österreich	1,19	50,00 <sup>a</sup>	0,893
Papua Neuguinea	-0,60	51,96	0,516
Peru	-0,51	66,80	0,740
Philippinen	-0,84	41,48	0,682
Polen	0,87	78,43	0,855
Portugal	0,87	89,56	0,843
Katar	0,98	50,00 <sup>a</sup>	0,856
Russland	-1,05	52,15	0,804
Ruanda	-0,08	50,00 <sup>a</sup>	0,498
Saudi Arabien	-0,54	50,00 <sup>a</sup>	0,847
Serbien	0,23	83,01	0,776
Sierra Leone	-0,10	53,78	0,420
Südafrika	-0,18	51,91	0,666
Spanien	0,29	78,29	0,884
Surinam	0,21	30,77	0,725
Schweden	0,97	96,45	0,913
Taiwan	0,84	50,00 <sup>a</sup>	0,699 <sup>a</sup>
Tadschikistan	-0,87	50,00 <sup>a</sup>	0,627
Thailand	-0,96	52,33	0,740
Türkei	-1,28	71,46	0,767
Ukraine	-1,93	50,00 <sup>a</sup>	0,743
Vereinigte Arabische Emirate	0,76	50,00 <sup>a</sup>	0,840
UK	0,56	50,00 <sup>a</sup>	0,910
USA	0,70	k.A.	0,920
Alabama	k.A.	50,00 <sup>a</sup>	k.A.
Alaska	k.A.	84,89	k.A.
Arizona	k.A.	87,88	k.A.
Arkansas	k.A.	50,00 <sup>a</sup>	k.A.
California	k.A.	63,48	k.A.
Colorado	k.A.	78,06	k.A.
Georgia	k.A.	50,00 <sup>a</sup>	k.A.
Idaho	k.A.	86,10	k.A.
Indiana	k.A.	50,00 <sup>a</sup>	k.A.
Louisiana	k.A.	50,00 <sup>a</sup>	k.A.
Michigan	k.A.	87,75	k.A.
Minnesota	k.A.	82,30	k.A.
Missouri	k.A.	50,00 <sup>a</sup>	k.A.
Montana	k.A.	77,58	k.A.
Nevada	k.A.	94,07	k.A.

Fortgesetzt auf der nächsten Seite ...

Tabelle B.22 (fortgesetzt)

Land	WGI-PV	PPI	HDI
New Mexico	k.A.	77,37	k.A.
South Dakota	k.A.	50,00 <sup>a</sup>	k.A.
Tennessee	k.A.	50,00 <sup>a</sup>	k.A.
Utah	k.A.	89,47	k.A.
Washington	k.A.	75,32	k.A.
Usbekistan	-0,42	50,00 <sup>a</sup>	0,701
Venezuela	-1,01	0,00	0,767
Vietnam	0,01	26,04	0,683
Sambia	0,09	62,69	0,579
Simbabwe	-0,58	24,67	0,516
Globaler Durchschnitt	0,00	50,00	0,699

k.A. = keine Angabe

<sup>a</sup> Aufgrund fehlender Daten wird der globale Durchschnitt angenommen.

## B.5 Ergebnisse Versorgungsrisikobewertung

Tabelle B.23: Zusammenfassung der Versorgungsrisikobewertung der 18 Metalle in allen zwölf Indikatoren und den vier Risikokategorien sowie der Gesamtbewertung, wie dargestellt in den Abbildungen des Abschnitts 4.4 (Abb. 4.8, Abb. 4.9 und Abb. 4.10).

Elem.	Angebotsred.			Nachfrageanstieg				Konzentr.		Politik			Kategorien				
	SR	A1	A2	A3	N1	N2	N3	N4	K1	K2	P1	P2	P3	A	N	K	P
Al	45	0	0	84	0	0	28	44	75	76	55	40	73	36	18	75	56
Cr	53	95	0	87	0	2	20	76	70	73	57	42	62	60	25	72	54
Fe	59	90	83	76	0	1	24	57	76	77	57	33	77	55	21	76	56
Co	60	64	0	84	30	85	42	54	72	74	72	50	70	49	53	73	64
Ni	57	84	88	73	0	2	29	62	59	66	55	45	75	82	23	63	58
Cu	51	81	0	85	12	9	41	70	61	65	53	31	73	55	33	63	52
Zn	56	94	41	90	0	10	18	38	66	73	54	39	74	75	22	70	56
Ga	53	0	0	100	4	100	55	38	92	72	59	40	68	33	40	82	56
Ge	56	0	0	100	15	100	56	44	85	77	55	39	72	33	54	81	55
Se	57	74	0	100	5	100	22	47	69	65	36	31	91	58	52	67	53
Ag	56	91	90	78	4	71	34	44	51	49	56	37	71	87	35	50	55
In	63	90	29	100	8	100	47	60	74	73	50	39	79	73	51	74	56
Sn	54	95	0	89	0	2	26	36	71	76	62	56	66	61	21	74	61
Te	57	74	0	100	15	100	46	38	68	65	41	31	90	33	45	67	54
Ta	50	16	0	99	36	28	44	41	68	75	72	56	28	43	37	71	52
W	56	83	0	63	0	5	35	53	92	94	60	54	64	49	23	93	59
Re	63	69	0	91	43	100	48	90	77	78	41	31	83	53	70	77	52
Pb	55	94	0	50	0	10	57	100	70	80	55	42	72	55	42	75	57
Minimum	47	0	0	50	0	0	18	36	51	49	36	31	28	33	18	50	52
Maximum	63	95	91	100	43	100	57	100	92	94	72	56	91	87	70	93	64
Mittelwert	55	62	16	86	10	46	37	55	72	73	55	41	72	55	37	72	56
Standardabw.	4	35	29	14	13	44	12	18	10	9	9	8	13	16	14	9	3

## C Anhang dissipative Verluste

Die Tabellen dieses Anhangs liefern Informationen zu verfügbaren und ausgewerteten Materialflussanalysen für die Bewertung der dissipativen Verluste in Kapitel 5.

- Tabelle C.1 gibt 29 Studien zu globalen Materialflussanalysen einzelner Metalle unter Berücksichtigung dissipativer Verluste an und ordnet ihnen die betrachteten Metalle und die Bezugsjahre zu.
- Tabelle C.2 gibt zu den 18 für die vorliegende Arbeit ausgewerteten Metallen die in den jeweiligen Materialflüssen berücksichtigten Prozesse an.
- Tabelle C.3 listet die aus den Materialflussanalysen identifizierten Effizienzparameter auf.
- Tabelle C.4 stellt die Dissipationsraten und die Recyclingraten der 18 Metalle in dieser Arbeit denen bei Ciacci et al. (2015) und Graedel et al. (2011a) gegenüber.
- Tabelle C.5 listet die berechneten Indikatoren Dissipation-to-Extraction Ratio (DER), Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) und erwartete Verweildauer in der Anthroposphäre ( $\tau_A$ ) der 18 Metalle auf.

Tabelle C.1: Liste verfügbarer globaler Materialflussanalysen einzelner Metalle zur Berechnung von Dissipationsindikatoren, sortiert nach Veröffentlichungsjahr. **Fettgedruckt** sind die ausgewerteten MFAs.

Nr.	Quelle	Metall(e)	Bezugsjahr	Kommentar
M1	Graedel et al. (2004)	Cu	1994	Neuere Studie verfügbar
M2	Graedel et al. (2005)	Zn	1994	Neuere Studie verfügbar
M3	Johnson et al. (2005)	<b>Ag</b>	<b>1997</b>	Abb. 4
M4	Johnson et al. (2006)	<b>Cr</b>	<b>2000</b>	Abb. 3
M5	Wang et al. (2007)	<b>Fe</b>	<b>2000</b>	Abb. 7
M6	Mao et al. (2008b)	<b>Pb</b>	<b>2000</b>	Abb. 4b, Methodik von Mao et al. (2008a)
M7	Rauch und Pacyna (2009)	Al, Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Ag, Pb	2000 oder 2002	Gleiche Datengrundlage wie STAF-Projekt-Publikationen
M8	Izard und D. B. Müller (2010)	<b>Sn</b>	<b>1927-2005</b>	Abb. 1
M9	Du und Graedel (2011)	Y, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy	2007	Seltene Erden in dieser Arbeit nicht betrachtet
M10	Harper et al. (2012)	<b>Co</b>	<b>2005</b>	Abb. 6
M11	Reck (2012)	<b>Ni</b>	2000, <b>2005</b>	Abb. S2b
M12	Ziemann et al. (2012)	Li	2007	Geringe Datenqualität nach der Nutzungsphase
M13	Glöser et al. (2013)	<b>Cu</b>	<b>2010</b>	Neuere Studie verfügbar
M14	Kavлак und Graedel (2013a)	<b>Se</b>	1940, 1965, 1990, <b>2010</b>	Abb. 3d
M15	Kavлак und Graedel (2013b)	<b>Te</b>	1940, 1965, 1990, <b>2010</b>	Abb. 3d
M16	Liu et al. (2012)	Al	2009	
M17	Yoshimura et al. (2013)	In	2008	Neuere Studie verfügbar
M18	Sverdrup et al. (2014b)	Cu	2005	Genauere Studie verfügbar
M19	Sverdrup et al. (2014a)	Ag	2012	Genauere Studie verfügbar
M20	Leal-Ayala et al. (2015)	W	2010	Neuere Studie verfügbar
M21	Licht et al. (2015)	<b>Ga, Ge, In</b>	<b>2011</b>	Abb. 2, Abb. 3, Abb. 4
M22	Meylan et al. (2015)	<b>Ga, Ge, W, Re</b>	<b>2008</b>	Abb. 3, für Ga und Ge genauere Studie verfügbar
M23	Sverdrup et al. (2015)	Al	2000	Genauere Studie verfügbar
M24	Meylan und Reck (2017)	<b>Zn</b>	<b>2010</b>	Abb. 5a
M25	Sverdrup und Ragnarsdottir (2016)	Ru, Rh, Pd, Os, Ir, Pt	k.A.	Platingruppenmetalle nicht durchgehend getrennt
M25	Bertram et al. (2017)	<b>Al</b>	<b>2014</b>	Abb. 2b, Mittelwerte der Materialflüsse mit Datenunsicherheiten
M26	Glöser-Chahoud (2017)	<b>Cu</b>	<b>2011</b>	Abb. 5.8
M27	IAI (2017b)	Al	1950-2016	Prognosen bis zum Jahr 2030, Methodik von Bertram et al. (2009)
M28	IAI (2017a)	Al	1962-2016	Prognosen bis zum Jahr 2030, Methodik von Bertram et al. (2017)
M29	Nassar (2017)	<b>Ta</b>	1975, 1985, 1995, 2005, <b>2015</b>	Abb. 2

Tabelle C.2: Transformationsprozesse der ausgewerteten Materialflussanalysen (siehe Tabelle C.1) für eine einheitliche Materialflussnotation in der vorliegenden Arbeit. Prozessnamen werden nicht aus dem Englischen übersetzt.

Abk.	Prozessname	Al	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	Se	Ag	In	Sn	Te	Ta	W	Re	Pb
PEM.0	Produktion	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
PEM.1	Mining	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✓	✓	✓	✗	✓	✓	✗
PEM.2	Smelting	✓ <sup>a</sup>	✗	✗	✗	✓	✓	✗	✗	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✗	✗	✗	✗
PEM.3	Refining	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
PEM.13	Mining & Refining	✓ <sup>a</sup>	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗
PEM.23	Smelting & Refining	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✓	✗	✗	✗	✓	✗
PEM.4	Chemical Treatment	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✓	✓	✗
PEM.5	Benefication	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✗	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗
F&M.0	Fertigung	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✓
F&M.1	Fabrication	✓	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✓	✓	✗
F&M.2	Manufacturing	✓	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✓	✓	✗
USE.0	Nutzungsphase	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
WMR.0	Abfallmanagement	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
WMR.2	Schrottmarkt	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✓	✗	✓	✓	✗
WMR.1	Fremdmaterialien	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✓	✗	✓	✗	✗	✗
ENV.0	Umwelt	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
ENV.1	Tailings & Slags	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✓	✓	✗	✓	✓	✓	✓	✓	✓
ENV.2	Deponien	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✓	✓	✗	✓	✓	✓	✓	✓	✓
ENV.3	Lithosphäre	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

✓ = Prozess in der Quelle modelliert, ✗ = Prozess in der Quelle nicht modelliert

<sup>a</sup> Bei Aluminium folgt der *Smelting*-Prozess auf den Prozess *Mining & Refining*.

## C.1 Effizienzparameter der Transformationsprozesse

Tabelle C.3: Effizienzparameter der Transformationsprozesse (Abschnitt 5.1) für die Bestandsentwicklung auf Basis der statischen Materialflussanalysen (Tabelle C.1).

<b>Elem.</b>	$\delta$ (%)	$\lambda$ (%)	$\xi$ (%)	$\gamma$ (%)	$\theta$ (%)
Al	88	59	95	83	97
Cr	75	73	44	100	54
Fe	87	89	100	74	94
Co	44	94	5	22	31
Ni	79	86	84	63	100
Cu	83	82	92	47	100
Zn	88	78	91	65	64
Ga	2	28	80	0	71
Ge	1	42	100	0	51
Se	4	85	24	50	100
Ag	84	91	100	57	100
In	54	13	78	0	96
Sn	88	99	26	20	100
Te	5	62	54	0	100
Ta	65	76	54	21	100
W	89	90	100	32	100
Re	50	100	100	56	100
Pb	89	94	80	66	100

$\delta$  = Produktionseffizienz,  $\lambda$  = Fertigungseffizienz,  $\xi$  = Neuschrottsammelrate,  $\gamma$  = Altschrottsammelrate,  $\theta$  = Aufbereitungseffizienz

## C.2 Vergleich der Dissipations- und Recyclingraten

Tabelle C.4: Vergleich der Dissipations- und Recyclingraten aus den statischen Materialflussanalysen (Tabelle C.1) mit denen bei Ciacci et al. (2015) und Graedel et al. (2011a).

Elem.	Recyclingfähigkeit					
	Dissipationsraten			Recyclingraten		
	$\omega^a(\%)$	IUDR <sup>b</sup> (%)	CUR <sup>b</sup> (%)	PRR <sup>b</sup> (%)	EoL-RR <sup>a</sup> (%)	EoL-RR <sup>c</sup> (%)
Al	0	0	3	94	81	57
Cr	0	0	10	90	54	90
Fe	1	1	0	99	70	72
Co	0	1	10	83	7	68
Ni	0	1	1	98	63	59
Cu	2	1	2	95	47	48
Zn	8	19	2	77	42	40
Ga	1	0	76	18	0	< 1
Ge	52	0	55	40	0	< 1
Se	87	28	42	30	50	< 5
Ag	0	1	6	93	57	40
In	37	4	80	10	0	< 1
Sn	4	4	9	76	20	75
Te	35	5	10	85	0	< 1
Ta	1	1	11	74	21	< 1
W	2	3	6	91	32	10-25
Re	0	0	2	90	56	> 50
Pb	5	5	5	85	66	69

$\omega$  = Dissipative Verluste der Nutzungsphase, IUDR = In-Use Dissipation Rate, CUR = Currently Unrecyclable Ratio, PRR = Potentially Recyclable Ratio, EoL-RR = End-of-Life Recycling Rate

<sup>a</sup> Berechnet aus den Materialflussanalysen von Tabelle C.1.

<sup>b</sup> Daten von Ciacci et al. (2015). Summe kann von 100 % aufgrund von nicht zugeordneten Materialflüssen und Rundungen abweichen.

<sup>c</sup> Angabe des Konsenses aus Graedel et al. (2011a), oder, falls nicht vorhanden, Mittelwert aller Angaben.

### C.3 Ergebnisse Dissipationsindikatoren

Tabelle C.5: Zusammenfassung der Indikatoren Dissipation-to-Extraction Ratio (DER), Dissipation-to-Consumption Ratio (DCR) und erwartete Verweildauer in der Anthroposphäre ( $\tau_A$ ) der 18 Metalle, dargestellt in Abbildung 5.39.

<b>Elem.</b>	<b>DER (%)</b>	<b>DCR (%)</b>	<b><math>\tau_A</math> (a)</b>
Al	34	32	98,5
Cr	51	79	31,2
Fe	31	28	147
Co	90	214	2,87
Ni	35	36	58,3
Cu	54	51	45,7
Zn	67	72	15,3
Ga	100	11747	0,12
Ge	100	25581	0,05
Se	100	2390	0,84
Ag	57	43	46,0
In	111	546	4,45
Sn	94	86	11,4
Te	98	2785	0,73
Ta	90	88	12,6
W	92	84	4,9
Re	65	111	12,6
Pb	81	48	15,1

# D Anhang technoökonomische Handlungsoptionen

Die Abbildungen dieses Anhangs liefern Informationen zu den Auswirkungen technoökonomischer Handlungsoptionen (siehe Kapitel 6) auf die Versorgungsrisiken und die dissipativen Verluste der sechs Metalle Aluminium, Gallium, Kupfer, Tellur, Zink und Indium.

- Abbildung D.1 bis Abbildung D.6 zeigen die durch die Umsetzung technoökonomischer Handlungsoptionen veränderten Materialflüsse.
- Abbildung D.7 bis Abbildung D.12 zeigen die durch die Umsetzung technoökonomischer Handlungsoptionen veränderten Bestände einer Metallkohorte in der Anthroposphäre.

## D.1 Blockflussdiagramme mit allen technoökonomischen Maßnahmen

### Aluminium

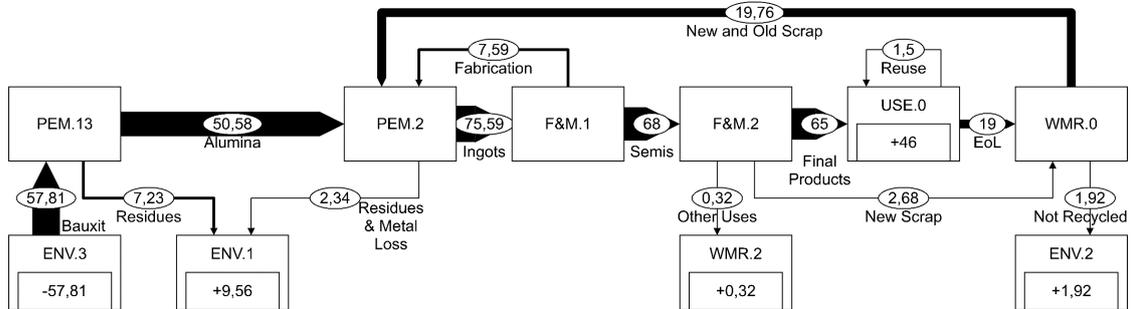


Abbildung D.1: Blockflussdiagramm für Aluminium mit allen technoökonomischen Maßnahmen.

### Gallium

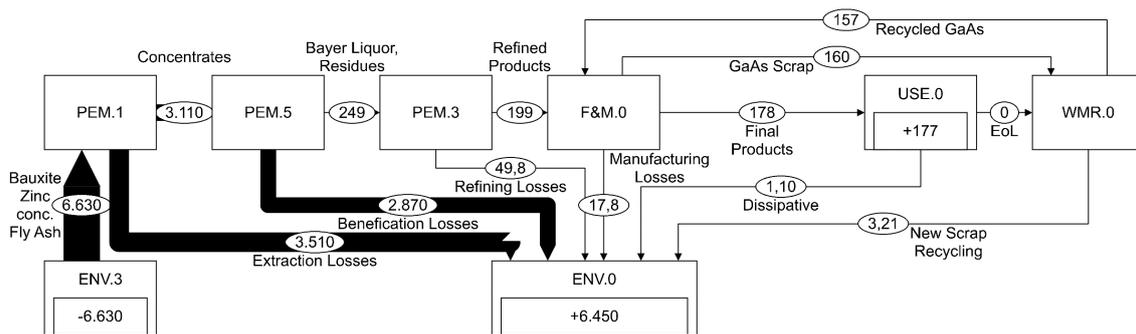


Abbildung D.2: Blockflussdiagramm für Gallium mit allen technoökonomischen Maßnahmen.

### Kupfer

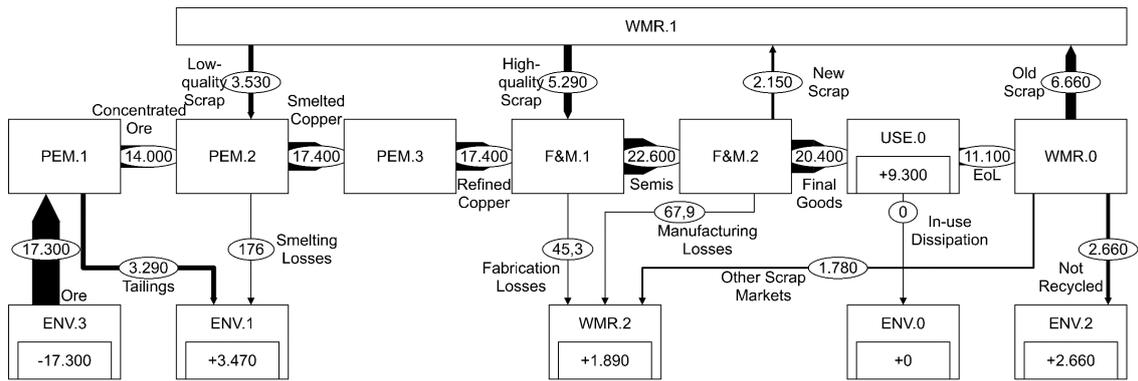


Abbildung D.3: Blockflussdiagramm für Kupfer mit allen technoökonomischen Maßnahmen.

### Tellur

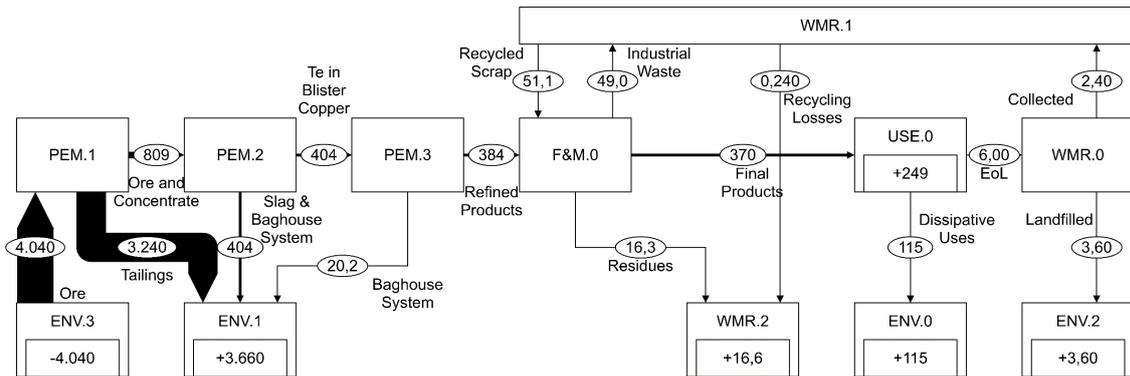


Abbildung D.4: Blockflussdiagramm für Tellur mit allen technoökonomischen Maßnahmen.

## Zink

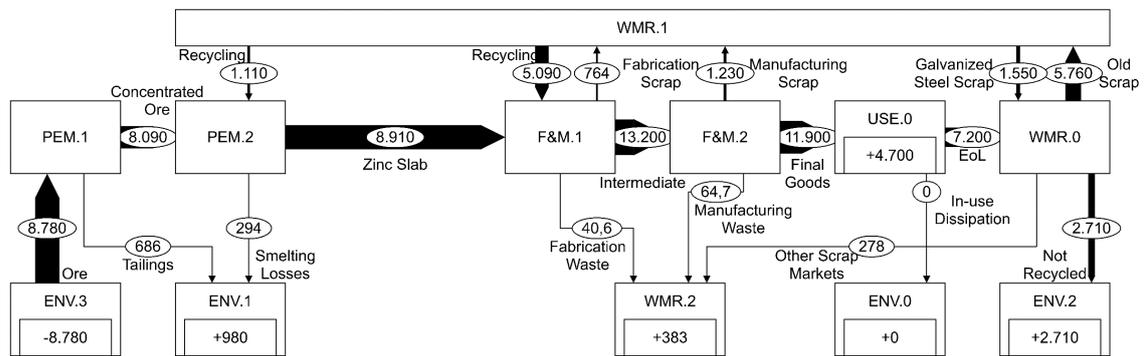


Abbildung D.5: Blockflussdiagramm für Zink mit allen technoökonomischen Maßnahmen.

## Indium

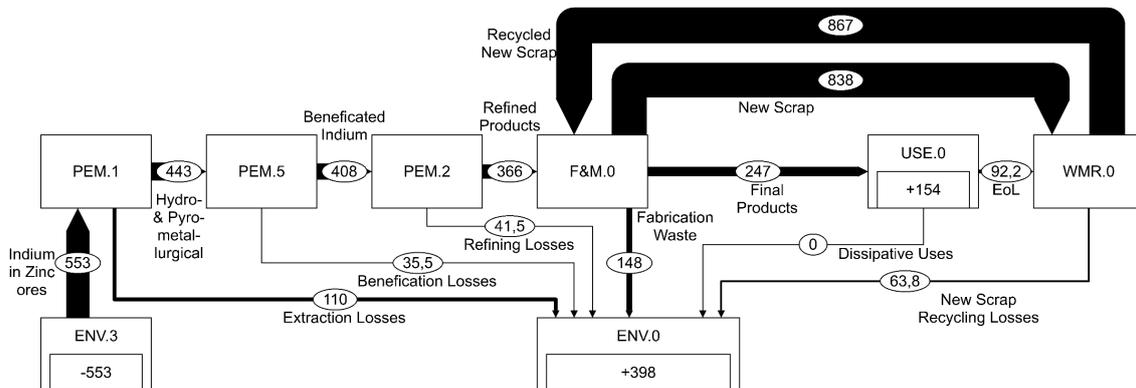


Abbildung D.6: Blockflussdiagramm für Indium mit allen technoökonomischen Maßnahmen.

## D.2 Bestandsverläufe mit allen technoökonomischen Maßnahmen

### Aluminium

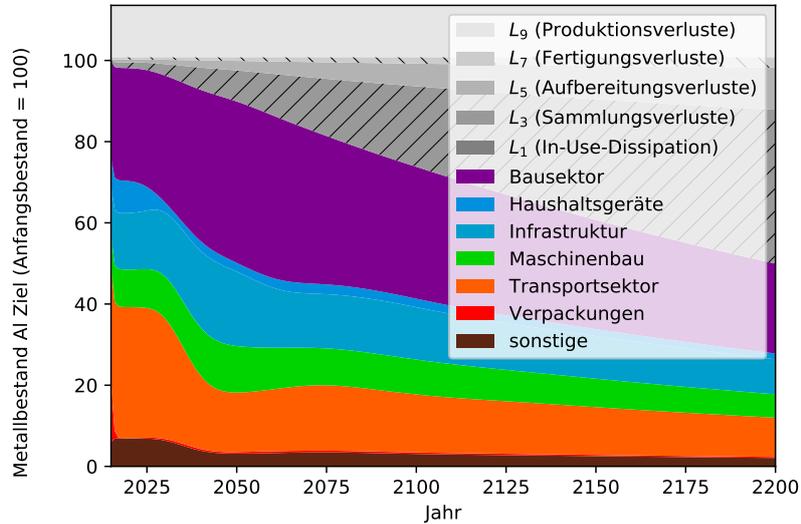


Abbildung D.7: Metallbestand der Aluminiumkohorte mit allen technoökonomischen Maßnahmen.

### Gallium

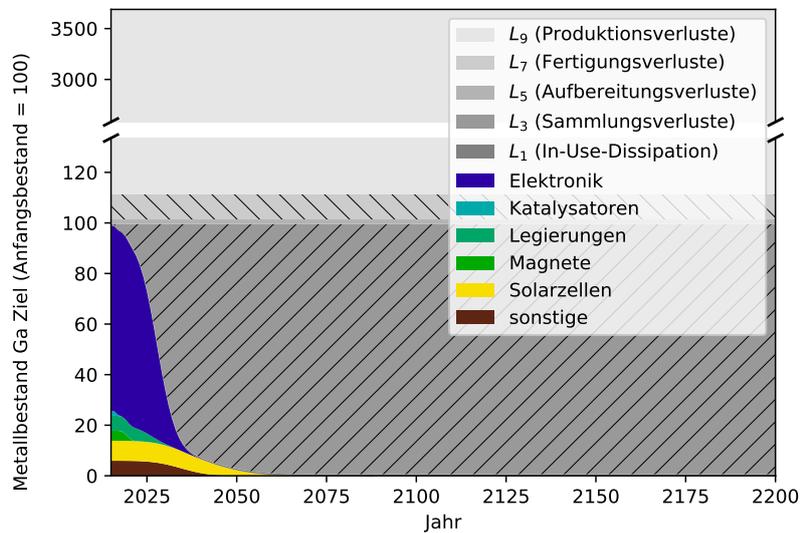


Abbildung D.8: Metallbestand der Galliumkohorte mit allen technoökonomischen Maßnahmen. Ordinatenachse im Bereich der Produktionsverluste unterbrochen.

## Kupfer

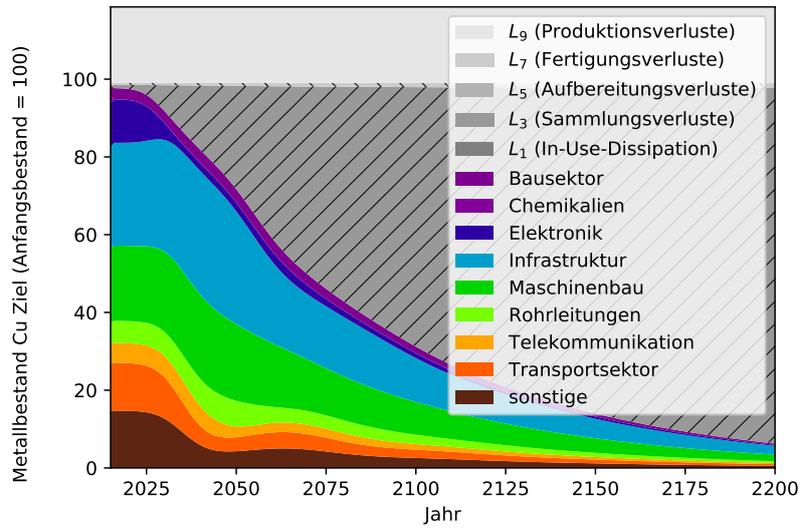


Abbildung D.9: Metallbestand der Kupferkohorte mit allen technoökonomischen Maßnahmen.

## Tellur

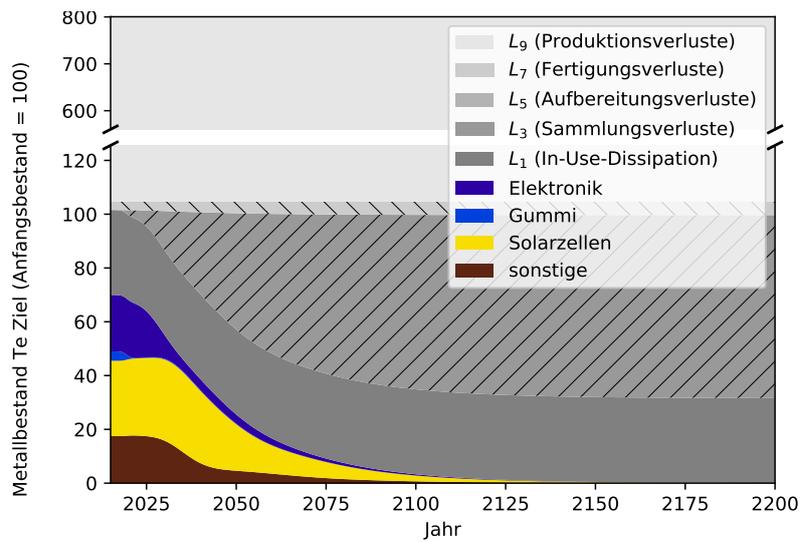


Abbildung D.10: Metallbestand der Tellurkohorte mit allen technoökonomischen Maßnahmen. Ordinatenachse im Bereich der Produktionsverluste unterbrochen.

## Zink

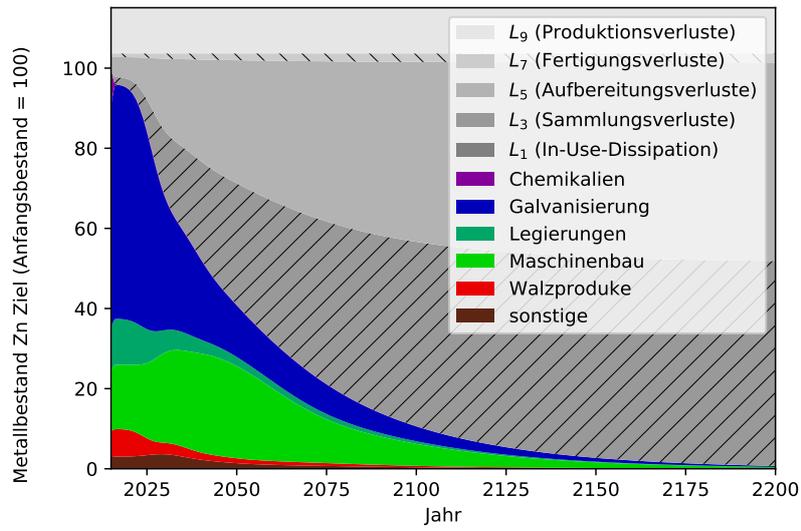


Abbildung D.11: Metallbestand der Zinkkohorte mit allen technoökonomischen Maßnahmen.

## Indium

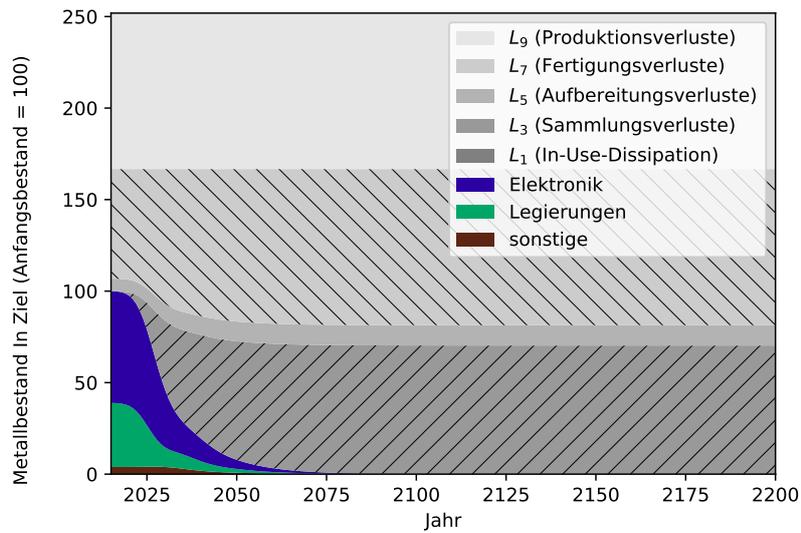


Abbildung D.12: Metallbestand der Indiumkohorte mit allen technoökonomischen Maßnahmen.



# Danksagung

Alle Mentoren, Weggefährten und Motivationsstifter haben die Jahre zu einer wunderbaren Zeit gemacht. Großer Dank gilt allen diskussionsfreudigen Menschen, die mir mit Neugier und Freundlichkeit begegnet sind.

Bei Prof. Dr. Axel Tuma möchte ich mich für die Betreuung während der Promotionszeit und die Übernahme des Erstgutachtens bedanken. Danke für die Möglichkeit zu Konferenzbesuchen, der internationalen Zusammenarbeit, die Planungssicherheit und die Möglichkeit der Publikation von vielen gemeinsamen Artikeln. Prof. Dr. Armin Reller gebührt Dank für das Zweitgutachten und für die Inspiration sowie interdisziplinäre Denkanstöße seit meinem Studienbeginn. Prof. Dr. Alex M. Bradshaw danke ich für das externe Gutachten, für die Freude an kritischen Diskussionen bis hin zur Bedeutung einzelner deutscher oder englischer Worte. Bei Prof. Dr. Alois Loidl bedanke ich mich für den Vorsitz bei der mündlichen Prüfung und für die konstruktiven Gespräche im Graduiertenkolleg.

Andrea hat das Resource Lab über die Jahre aufgebaut. Danke für die immer gute Zusammenarbeit, den Optimismus und den Mut zum Unkonventionellen. Von meinen Kollegen Aykut, Bastian, Chantal, Christian B., Christian G., Christian N., Christoph, Dennis, Florian, Katharina, Lars, Lukas, Martin, Petra, Ralph, Sandra, Stefan B. und Stefan W. gebührt dreien besonderer Dank. Petra beeindruckt mich immerzu durch ihre Freundlichkeit und Offenheit, ihre Disziplin und Organisationstalent. Bei Christoph bedanke ich mich für gute Diskussionen im gemeinsamen Physiker-Büro. In Lars habe ich nicht nur einen wunderbaren Kollegen, sondern auch einen Freund gefunden: Danke für kritische Denkanstöße und sportliche Herausforderungen.

Ariane, Ben, Christian, Julia, Oliver, Simon, Thomas und Volker danke ich für die Perspektive der Ressourcenstrategie, Frau Hänig, Frau Roemer und Frau Dießenbacher für die Hilfe im Verwaltungsdschungel. Guido, Steven, Alex und Eskinder danke, dass sie mir die Vorteile internationaler Forschungsk Kooperationen vor Augen geführt haben. Bernd Wagner und Michiyasu Nakajima weckten schon bei meiner ersten Japanreise meine Freude an internationalem Austausch und Konferenzen. Mit Stephan hat die Arbeit an Manuskripten stets größte Freude bereitet. Mit Alessio, Ana, Carla, Dana, Éléonore, Hanjiro, Maryam, Reed, Steffi und Yuwei durfte ich zwei Jahre lang als Doktorandenvertreter in der ISIE arbeiten, was für mich eine große Ehre war. Johannes und Phil stehen mir als verdammt gute Freunde stets bei.

Meinen Eltern Matthias und Daniela und meinem Bruder Markus besonderer Dank für ihre Liebe in allen Lebenslagen. Danke euch allen!