

TEXTE

51/2021

Vorstudie zu Ansätzen und Konzepten zur Verknüpfung des „Planetaren Grenzen“ Konzepts mit der Inanspruchnahme von abiotischen Rohstoffen/Materialien

Abschlussbericht

TEXTE 51/2021

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3718 33 101 0
FB000465

Vorstudie zu Ansätzen und Konzepten zur Verknüpfung des „Planetaren Grenzen“ Konzepts mit der Inanspruchnahme von abiotischen Rohstoffen/Materialien

Abschlussbericht

von

Dr. Monika Dittrich, Sonja Limberger, Regine Vogt
ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung gGmbH, Heidelberg

Benno Keppner, Leon Leuser
adelphi, Berlin

Dr. Karl Schoer
SSG – Sustainable Solution Germany, Wiesbaden

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 [umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

 [umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH
Wilckensstr. 3
69120 Heidelberg

Abschlussdatum:

November 2020

Redaktion:

Fachgebiet I 1.1 Grundsatzfragen, Nachhaltigkeitsstrategien und –szenarien,
Ressourcenschonung
Philip Nuss

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, April 2021

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Vorstudie zu Ansätzen und Konzepten zur Verknüpfung des „Planetaren Grenzen“ Konzepts mit der Inanspruchnahme von abiotischen Rohstoffen/Materialien

Vor dem Hintergrund der steigenden globalen Rohstoffinanspruchnahme und den damit verbundenen Umweltwirkungen stellt sich zunehmend die Frage, wie viel Rohstoffinanspruchnahme noch möglich ist, ohne dass wichtige Erdsysteme kippen und in Folge das menschliche Leben eingeschränkt ist. In dieser Vorstudie wird der Frage nachgegangen, inwieweit sich Umweltwirkungen aus Ökobilanzen mit der Inanspruchnahme abiotischer Rohstoffe und mit dem Konzept der Planetaren Grenzen verknüpfen lassen und ob sich daraus Zielwerte für die Ressourcenpolitik ableiten lassen. Dazu wurden verschiedene Ansätze zum Herunterskalieren der planetaren Grenzen auf Deutschland verfolgt und eine Anleitung erstellt, welche Informationen aus Ökobilanzen erforderlich sind, um die Erreichung der Planetaren Grenzen messen zu können. In fünf unterschiedlichen Fallbeispielen (Erdöl, Kupfer, Lithium-Ionen Akkus, Kobalt und Metalle aggregiert) wurde das Vorgehen erprobt. Im Ergebnis zeigt sich, dass sich das Vorgehen für einzelne Rohstoffe sehr gut umsetzen lässt, jedoch für aggregierte Rohstoffgruppen limitiert ist. Limitationen des erarbeiteten Vorgehens werden diskutiert und zukünftiger Forschungsbedarf dargestellt. Gegenwärtig ist insbesondere der Klimawandel die Planetare Grenze, welche die engsten Grenzen für Rohstoffnutzung setzt. Die Rohstoffe, die stark zum Klimawandel beitragen, sollten daher verstärkt von der Ressourcenpolitik adressiert werden.

Abstract: Preliminary study on approaches and concepts for linking the "Planetary Boundaries" concept with the use of abiotic raw materials

Against the background of rising global extraction and use of raw materials and the associated environmental impacts, the question arises how much raw material use is still possible without surpassing critical earth system thresholds and consequently restricting human life. This preliminary study investigates the question of the extent to which environmental impacts from life cycle assessments can be linked to the use of abiotic raw materials and the concept of planetary boundaries. The study also addresses whether target values for resource policy can be derived from this approach. For this, different approaches to downscale the planetary boundaries to Germany were applied. Furthermore, guidelines were developed indicating which information from life cycle assessments are required to measure the extent to which planetary boundaries allocated to a single raw materials or product might have already been surpassed. The procedure was tested in five different case studies (i.e., crude oil, copper, Lithium-ion batteries, cobalt, and metals (aggregated)). The results show that the procedure can be applied to individual raw materials, but is limited for aggregated groups of raw materials. Limitations of the modeling approach and future research are discussed. At present, climate change is the planetary boundary which sets the tightest limits for raw material extraction and use. Raw materials that contribute strongly to climate change should, thus, be increasingly addressed by resource policy.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	11
Tabellenverzeichnis	12
Abkürzungsverzeichnis.....	15
Zusammenfassung.....	16
Summary	29
1 Hintergrund und Zielsetzung.....	42
1.1 Hintergrund und Ziele des Projekts	42
1.2 Das Konzept der Planetaren Grenzen	44
1.3 Aufbau des Berichts	47
2 Disaggregation des Planetaren Grenzkonzepts.....	48
2.1 Einführung und Ansätze zur Disaggregation.....	48
2.1.1 Das Konzept der Planetaren Grenzen.....	48
2.1.2 Überblick über Ansätze zur Disaggregation der Planetaren Grenzen	49
2.1.2.1 Biophysische Dimension	49
2.1.2.2 Ethische Dimension	50
2.1.2.3 Sozio-ökonomische Dimension.....	55
2.1.3 Überblick über bisherige Disaggregationsansätze.....	55
2.1.3.1 Top-Down-Ansätze	55
2.1.3.2 Bottom-up-Ansätze.....	58
2.1.3.3 Allokation auf Rohstoffe und Produkte	59
2.1.4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen zur Disaggregation	62
2.2 Disaggregation der Planetaren Grenzen.....	65
2.2.1 Limitationen des Planetare Grenzen Konzepts und der Operationalisierung	68
2.2.2 Ergebnisse der Disaggregation.....	70
2.2.2.1 Datengrundlage und Vorgehen	70
2.2.2.2 Ergebnisse Regionalisierung nach dem Gleichheitsprinzip	72
2.2.2.3 Ergebnisse der Regionalisierung nach dem historischen Prinzip	74
2.2.2.4 Ergebnisse der Disaggregation nach dem Development Rights Prinzip.....	76
2.2.2.5 Ergebnisse der Disaggregation nach dem Souveränitätsprinzip (Grandfathering)	77
2.2.3 Fazit: Darstellung der Ergebnisse der Disaggregation im Vergleich	78
3 Wesentliche Datengrundlagen.....	82
3.1 Datensätze zu ökonomieweiten Stoffströmen	83
3.1.1 EW-MFA-Datensätze.....	83

3.1.2	MFA-Datensätze	88
3.1.3	Sonstige Informationen und Daten zu Stoffströmen.....	89
3.1.4	Zwischenfazit zu Stoffströmen.....	89
3.2	Datensätze zu Umweltwirkungen	90
3.2.1	Umweltdatenbanken	90
3.2.2	Zwischenfazit zur Umweltdatenbanken	93
3.3	Resümee Datengrundlage.....	93
4	Konzept der Planetaren Grenzen und Ökobilanzmethode	95
4.1	Kontrollvariablen und Ökobilanzdaten	95
4.1.1	Klimawandel.....	96
4.1.2	Versauerung der Meere.....	97
4.1.3	Ozonverlust in der Stratosphäre.....	98
4.1.4	Biogeochemische Flüsse	99
4.1.5	Süßwassernutzung	103
4.1.6	Landnutzungswandel	105
4.1.7	Veränderungen der Intaktheit der Biosphäre.....	108
4.1.8	Aerosolgehalt der Atmosphäre.....	110
4.1.9	Neue Substanzen und modifizierte Lebensformen	111
4.2	Übersicht der relevanten Elementarflüsse zur Verknüpfung mit dem Konzept der Planetaren Grenzen (KPG)	111
5	Fallstudien zur Verknüpfung von Umweltwirkungen mit den planetaren Grenzen	113
5.1	Auswahl der Fallbeispiele und methodisches Vorgehen	113
5.2	Fallbeispiel 1: Erdöl	114
5.2.1	Auswertung Datengrundlage	114
5.2.1.1	Materialflüsse Erdöl.....	114
5.2.1.2	LCI Datensätze	119
5.2.2	Ergebnisse der Verknüpfung von Materialflüssen und Umweltwirkungen.....	120
5.2.3	Anteil Erdöl an gesamter Umweltwirkung.....	125
5.2.4	Vergleich der Umweltwirkungen und der regionalisierten Planetaren Grenzen	126
5.2.5	Herausforderungen und Limitierungen Erdöl – Zusammenfassung.....	127
5.2.6	Übertragbarkeit auf weitere abiotische Ressourcen	130
5.3	Fallbeispiel 2: Kupfer.....	131
5.3.1	Auswertung Datengrundlage	131
5.3.1.1	Datensätze zu Materialflüssen	131

5.3.1.2	LCI Datensätze	137
5.3.2	Ergebnisse der Verknüpfung von MFA und LCI	139
5.3.3	Anteil Kupfer an der gesamten Umweltwirkung und Regionalisierung	141
5.3.4	Herausforderungen und Limitierungen Kupfer	143
5.3.5	Übertragbarkeit auf weitere abiotische Ressourcen	144
5.4	Fallbeispiel 3: Li-Ionen Akkumulatoren.....	145
5.4.1	Auswertung Datengrundlage	145
5.4.1.1	Akkumulatoren-Typen	145
5.4.1.2	Produktion und Handel.....	146
5.4.1.3	Verwendung.....	147
5.4.1.4	Entsorgung und Verwertung.....	147
5.4.1.5	LCI Datensätze	148
5.4.2	Ergebnisse der Verknüpfung der Produktion und Verwendung mit LCI.....	151
5.4.3	Anteil Li-Ionen Akkus an Umweltwirkungen.....	154
5.4.4	Herausforderungen und Limitierungen Li-Ionen	156
5.4.5	Übertragbarkeit auf weitere abiotische Ressourcen	157
5.5	Fallbeispiel 4: Kobalt	158
5.5.1	Auswertung Datengrundlage	158
5.5.1.1	MFA Datensätze.....	158
5.5.1.2	LCI Datensätze	162
5.5.2	Verknüpfung MFA und LCI	163
5.5.3	Anteil Kobalt an Umweltwirkung	164
5.5.4	Herausforderungen.....	166
5.5.5	Übertragbarkeit auf weitere abiotische Ressourcen	168
5.6	Fallbeispiel 5: Aggregierter Ansatz.....	168
5.6.1	Auswertung Datengrundlage	169
5.6.1.1	MFA Datensätze.....	169
5.6.1.2	Umweltwirkungen	171
5.6.2	Ergebnisse der Verknüpfung von MFA und LCI	172
5.6.3	Anteil Metalle an Umweltwirkung	175
5.6.4	Herausforderungen.....	178
5.6.5	Übertragbarkeit auf weitere abiotische Ressourcen	180
6	Vertiefungsstudie 1: Weiterentwicklung der Statistiken	182
6.1	Ziel der Weiterentwicklung.....	182

6.2	Ausgangspunkt öffentliche Datenquellen und Statistiken.....	182
6.2.1	Das Destatis Rohstoffmodell.....	183
6.2.2	Das Emissionsmodell.....	183
6.3	Weiterentwicklungsoptionen	184
6.3.1	Definition der Zielmaterialien.....	184
6.3.2	Differenzierung des Rohstoffmodells entlang der Zielmaterialien.....	187
6.3.3	Umweltwirkungen der Vor- und nachgelagerten Sektoren.....	188
6.4	Zusammenfassung	189
7	Handlungsmöglichkeiten bei Überschreitung der Planetaren Grenzen	190
7.1	Einleitung	190
7.2	Klimawandel.....	190
7.2.1	Stand der Wissenschaft	190
7.2.2	Optionen mit einer Grenzüberschreitung umzugehen.....	192
7.2.2.1	Ambitioniertere, schnellere Klimaschutzmaßnahmen	192
7.2.2.2	Geoengineering	194
7.2.2.3	Weitere Möglichkeiten des Geoengineerings	195
7.2.2.4	Kompensationszahlungen.....	196
7.2.3	Zwischenfazit Überschreitung der Grenze Klimawandel.....	197
7.3	Stickstoff.....	198
7.3.1	Stand der Wissenschaft + Benchmarking der Disaggregierten Grenzen	198
7.3.2	Optionen mit der Grenzüberschreitung umzugehen.....	200
7.3.2.1	Optimierung der Stickstoff-Nutzung.....	200
7.3.2.2	Halbierung von Lebensmittelverlusten und –abfällen in der gesamten Wertschöpfungskette bis 2030.....	201
7.3.2.3	Erhöhung des Anteils pflanzlicher Lebensmittel an der Pro-Kopf-Ernährung in Deutschland	202
7.3.3	Zwischenfazit zum Überschreiten der Grenze Biogeochemische Flüsse - Stickstoff.....	204
7.4	Fazit	204
8	Resümee.....	207
8.4	Regionalisierungen des Konzepts der Planetaren Grenzen.....	209
8.5	Verknüpfungen	209
8.5.1	Materialfluss und Ökobilanzen	209
8.5.2	Verknüpfungen Planetare Grenzen und Ökobilanzen	210
8.6	Festlegung des Anteils pro Rohstoff	210
8.7	Bewertung und Ableitung der Rohstoffmenge.....	212

8.8	Welche Rohstoffmengen verbleiben?	212
9	Anhang	214
9.1	Hintergrunddaten	214
9.2	Planetare Grenzen in Ökobilanzen	218
9.2.1	Sandin et al. (2015): Verwendung des KPG, um Reduktionsziele für Ökobilanzen festzulegen.....	218
9.2.2	Ryberg et al. (2018): Entwicklung einer mit den Planetaren Grenzen verbundenen LCA-Methode	220
9.2.3	Weitere Studien	224
10	Quellenverzeichnis	227

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Das Konzept der planetaren Grenzen	44
Abbildung 2:	Schritte zur Übersetzung der globalen Grenzen in nationale Ziele	49
Abbildung 3:	Gesamtwirtschaftliches Materialkonto, Erdöl, 2010 in kt.....	115
Abbildung 4:	Produktion von Mineralölprodukten, 2010 in kt.....	116
Abbildung 5:	Verwendung/Nachfrage von Kunststoffwerkstoffen (2017) ..	117
Abbildung 6:	Rohstoffeinsatz und –Verwendung für „crude oil, condensates and NLG“ in t RME für 2010	118
Abbildung 7:	CO ₂ Emissionen der Produktion der inländisch bereitgestellten Mineralölprodukte, in kt (cradle-to-gate)	121
Abbildung 8:	Süßwassernutzung und Flächenwandlung durch die Produktion der inländisch bereitgestellten Mineralölprodukte, 2010 (cradle-to-gate).....	122
Abbildung 9:	CO ₂ Emissionen der Produktion von Erdölprodukten (im In- und Ausland) und energetische Nutzung für die LIV _{energetisch} , in 2010 in kt	123
Abbildung 10:	Umweltwirkungen bei der Verbrennung aller Kunststoffe in kt CO ₂	124
Abbildung 11:	Kupfergehalt in den Produktionsschritten	131
Abbildung 12:	Importe, Exporte und Raffinadeproduktion von Kupfer, 2010 in t bzw. t Metallgehalt.....	132
Abbildung 13:	Außenhandelsstatistik von Kupfer und Waren aus Kupfer, 2010 in t (Produktgewicht).....	133
Abbildung 14:	Inländische Produktion von Kupfer Halb- und Fertigwaren, 2010 in t	134
Abbildung 15:	Anwendung von Kupfer nach Industriebereichen, 2020 in % und t	135
Abbildung 16:	Stoffströme Kupfer in Deutschland, 2013	136
Abbildung 17:	CO ₂ Emissionen der Kupfergewinnung und -verarbeitung in kt CO ₂ pro Jahr (2010) (cradle-to-gate)	140
Abbildung 18:	Süßwassernutzung (blaues Wasser) der Kupferverarbeitung in Mio. m ³ in 2010 (cradle-to-gate)	141
Abbildung 19:	Außenhandel mit Li-Ionen Akkus in t und inländische Produktion verschiedener Akkumulatoren in Stückzahlen, 2012-2018.....	146
Abbildung 20:	CO ₂ Emissionen durch Produktion von Li-Ionen Akkus, 2012 und 2018 in kt (cradle-to-gate).....	152
Abbildung 21:	Weitere Umweltwirkungen durch Produktion von Li-Ionen Akkus, 2018 (cradle-to-gate)	152

Abbildung 22:	CO ₂ Emissionen durch den Stromverbrauch der Li-Ionen Akkus während der Nutzung (in Elektro- und Hybridfahrzeugen), 2018 in kt.....	153
Abbildung 23:	CO ₂ Emissionen durch stoffliche Verwertung von Li-Ionen Akkus, 2009/2010 in kt.....	153
Abbildung 24:	Umweltwirkungen durch Verwertung von Li-Ionen Geräte- und Industriebatterien	154
Abbildung 25:	Außenhandelsstatistik und inländische Produktion Kobalt, 2010 und 2018 in t.....	159
Abbildung 26:	Stoffstromanalyse für Kobalt in der EU27, in t (2016)	160
Abbildung 27:	Verteilung der Kobaltverwendung (%) nach Anwendungen in 2017 und 2026.....	161
Abbildung 28:	CO ₂ Emissionen der Kobaltproduktion verbunden mit dem DMC _{Kobalt} , Minimal- und Maximalannahme, 2010 in kt.....	163
Abbildung 29:	Verschiedene Umweltwirkungen der Kobaltproduktion, Maximalannahme 2010.....	164
Abbildung 30:	Rohmaterialeinsatz und –Verwendung ausgewählter Metalle in Deutschland in 2010, in t Metallgehalt	170
Abbildung 31:	Umweltwirkungen der Metallverarbeitung (cradle-to-gate, bis einschließlich Produktion) in kt CO ₂ , 2010 (ohne Infrastruktur)	174
Abbildung 32:	Süßwassernutzung der Metallverarbeitung (cradle-to-gate, bis einschließlich Produktion), in Mio. m ³ (ohne Infrastruktur) ..	175

Tabellenverzeichnis

Tabelle Z-1:	Übersicht über die disaggregierten Planetaren Grenzen für Deutschland.....	19
Tabelle Z-2:	Übersicht der verwendeten Elementarflüsse aus ecoinvent Sachbilanzen und Verknüpfung mit den Dimensionen der Planetaren Grenzen.....	21
Tabelle Z-3:	Übersicht der Analyse der Fallbeispiele und verbleibende Nutzungsmengen.....	22
Tabelle 1:	Gegenüberstellung der im Konzept der Planetaren Grenzen relevanten Umweltprozesse und in Ökobilanzen relevante Umweltwirkungen	45
Tabelle 2:	Übersicht über die Grenzdefinitionen für die globalen Planetaren Grenzen und die für die Disaggregation auf die nationale Ebene genutzten Definitionen	67
Tabelle 3:	Globale Umweltauswirkungen	70
Tabelle 4:	Nationale Umweltauswirkungen (Deutschland)	70

Tabelle 5:	Disaggregation der Planetaren Grenzen nach dem Gleichheitsprinzip	73
Tabelle 6:	Verbleibende Budgets für Deutschland, Klimawandel-Grenze nach dem historischen Prinzip.....	76
Tabelle 7:	Disaggregation der Planetaren Grenzen nach dem Development Rights Prinzip	77
Tabelle 8:	Disaggregation der Planetaren Grenzen nach dem Souveränitätsprinzip.....	78
Tabelle 9:	Übersicht über die disaggregierten Planetaren Grenzen für Deutschland, gesamt	80
Tabelle 10:	Übersicht über die disaggregierten Planetaren Grenzen für Deutschland, pro Person	81
Tabelle 11:	Übersicht der verwendeten Elementarflüsse aus ecoinvent Sachbilanzen	111
Tabelle 12:	Restbudget Erdöl und verbleibende Nutzungsmenge ab 2020	126
Tabelle 13:	Übersicht der Datenauswertung	137
Tabelle 14:	Übersicht LCIA Ergebnisse gemäß IPCC, 2013, GWP 100a verschiedener Produktionsschritte für Kupfer	138
Tabelle 15:	Verbleibende Nutzungsmenge für Kupfer am Beispiel der Dimension Klimawandel	142
Tabelle 16:	Nutzungsmenge für Kupfer am Beispiel Süßwassernutzung..	142
Tabelle 17:	Überblick Datenverfügbarkeit Li-Ionen Akkus.....	148
Tabelle 18:	Nutzungsmenge für Li-Ionen Akkus und Lithium	155
Tabelle 19:	Verträgliche Nutzungsmenge für Lithium basierend auf Emissionen in 2018, in t.....	155
Tabelle 20:	Anteile der Kobaltverwendung an den gesamten Umweltwirkungen (Klimawandel, Süßwassernutzung und Landnutzungswandel)	165
Tabelle 21:	Maximale Nutzungsmenge für Kobalt.....	165
Tabelle 22:	Übersicht der ausgewählten LCI Datensätze und (exemplarisch) CO ₂ -Emission pro kg Metall mit und ohne Infrastruktur	171
Tabelle 23:	Übersicht der Emissions- und Nutzungsbudgets der Metalle nach dem Gleichheitsprinzip und dem Recht auf Entwicklung, in Gt CO ₂	176
Tabelle 24:	Verbleibende Nutzungsmenge der Metalle (differenziert), in kt Metallgehalt	176
Tabelle 25:	Übersicht des Süßwasserbudgets der Metalle nach dem Gleichheitsprinzip und dem Recht auf Entwicklung, in kt (Metallgehalt) pro Jahr	177
Tabelle 26:	Zielmaterialien und Geltungsbereich von ProgRess.....	184
Tabelle 27:	Zielmaterialien nach Dente et al (2018) und Entsprechung in den Wirtschaftszweigen (WZ) bzw. Gütergruppen (CPA)	185

Tabelle 28:	Vergleich verschiedener Primär- und Sekundärkupferanteile und Auswirkungen auf CO ₂ Emissionen der Kupferverarbeitung	211
Tabelle 29:	Übersicht der verwendeten ecoinvent Datensätze mit Quellenangabe	214
Tabelle 30:	Übersicht der Umrechnungskoeffizienten der Metalle, für Süßwassernutzung (linke Spalte) und CO ₂ (rechte Spalte) und (ohne Infrastruktur)	217

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
CO₂-Äq.	Kohlendioxidäquivalente
CO₂	Kohlendioxid
Destatis	Deutsches Statistisches Bundesamt
DMC	Rohstoffverwendung (Domestic Material Consumption)
DMI	inländischer Rohstoffeinsatz (Direct Material Input)
GWP	Global Warming Potential
KPG	Konzept der Planetaren Grenzen
Kt	Kilotonne
LCA	Life Cycle Assessment
LCI	Life-Cycle Inventory
Lkw	Lastkraftwagen
M³	Kubikmeter
Mio.	Millionen
MFA	Materialflussanalyse
Mrd.	Milliarden
MFA	Material Flow Analysis
MSA	Material system analysis (EC JRC)
N	Stickstoff
P	Phosphor
PG	Planetare Grenze
Pkw	Personenkraftwagen
RME	Rohmaterialäquivalente
RMC	Raw material consumption
RMI	Raw material input
THG	Treibhausgase
Tg	Teragram
UBA	Umweltbundesamt
UGR	Umweltökonomische Gesamtrechnungen

Zusammenfassung

Problemstellung und Zielsetzung

Der materielle Wohlstand in Industrienationen beruht auf einem hohen Niveau der Nutzung von Rohstoffen (Metalle, nicht-metallische Mineralien, Biomasse und fossile Rohstoffe). Damit verbunden sind viele Umweltbelastungen, darunter die Emissionen von Treibhausgasen und Luftschadstoffen, die Überdüngung und Auslaugung von Böden oder die Versauerung von Gewässern. Die wirtschaftliche Entwicklung insbesondere von bevölkerungsreichen Schwellenländern sowie der unbegrenzte Konsum vieler Industrieländer erhöhen die Menge der global genutzten Rohstoffe und verstärken den Druck auf die weiteren natürlichen Ressourcen Boden, Wasser oder Luft zunehmend. Würden alle Menschen der Erde in einem materiellen Wohlstand leben, den Industrienationen für sich in Anspruch nehmen, wäre dies mit immensen Auswirkungen auf die Umwelt verbunden, welche das Erdsystem als solches destabilisieren könnten (vgl. bspw. Steffen et al. (2015)).

Regierungen weltweit versuchen mittels Ressourceneffizienzpolitiken und Ansätzen zur Kreislaufwirtschaft die Rohstoffinanspruchnahme und die damit einhergehenden Umweltbelastungen zu mindern. Ein Mindestmaß an Rohstoffnutzung ist für ein gutes menschliches Wohlergehen unumgänglich und die Begründung für eine konkrete Grenze ist somit eine Herausforderung. Es liegen bereits verschiedene Vorschläge für konkrete Zielmarken für die Rohstoffnutzung vor, die überwiegend von normativen Setzungen zu Bedürfnissen, Verteilungsfragen und zur maximalen Umweltbelastung durch Rohstoffnutzungen ausgehen. Eine konkrete und wissenschaftlich fundierte Zielsetzung, die ähnlich wie für andere Umweltwirkungen einen Grenzwert für Rohstoffinanspruchnahmen global oder national benennt, existiert bislang jedoch nicht.

In diesem Forschungsprojekt wird der Versuch unternommen, eine Grenzdefinition von der Seite der Umweltwirkungen und zwar von den Gesamtwirkungen auf das Erdsystem kommend herzuleiten. Ausgangspunkt ist das **Konzept der Planetaren Grenzen**, das zunächst von Rockström et al. (2009) beschrieben und von Steffen et al. (2015) weiterentwickelt wurde. Das Konzept beschreibt neun Dimensionen von Umweltwirkungen, die ab einem bestimmten Ausmaß das Erdsystem so verändern würden, dass das menschliche Leben, wie es sich unter den stabilen Umweltbedingungen im Holozän entwickeln konnte, gefährdet sein könnte. Zu den Dimensionen gehören der Klimawandel, die Versauerung der Meere, der Ozonverlust in der Stratosphäre, der Aerosolgehalt der Atmosphäre, neue Substanzen und modifizierte Lebensformen, die Süßwassernutzung, Biogeochemische Flüsse (Phosphor und Stickstoff), der Landnutzungswandel sowie die Intaktheit der Biosphäre. Für sechs Dimensionen sind bereits konkrete Grenzen formuliert worden, die einen sicheren Handlungsraum („safe operating space“) beschreiben.

Dieses Projekt geht nun der Frage nach, wie sich Umweltwirkungen der Inanspruchnahme abiotischer Rohstoffe mit dem Konzept der planetaren Grenzen verknüpfen lassen und ob sich daraus Zielwerte für die Ressourcenpolitik ableiten lassen. Die übergeordnete Frage dieses Forschungsvorhabens lautet: Gibt es eine (umwelt-) wissenschaftlich fundierte und aus den Planetaren Grenzen abgeleitete Höchstgrenze für die Inanspruchnahme abiotischer Rohstoffe?

Im Fokus dieser Studie steht daher die Untersuchung, ob die Bestimmung einer fundierten Grenze über die Verbindung von aggregierter abiotischer Rohstoffnutzung (aus gesamtwirtschaftlichen Materialflussrechnungen (EW-MFA)) und Umweltwirkungen (aus Ökobilanzen (LCA)) mit den Planetaren Grenzen möglich ist.

Die methodisch-konzeptionellen Teilfragen sind:

- ob und wie die Charakterisierungsmodelle der Umweltwirkungsabschätzung aus den Ökobilanzen mit den Metriken der neun Dimensionen des Konzepts der Planetaren Grenzen verbunden werden können und ob diese unmittelbar für regionale Gebietseinheiten verwendet werden können,
- ob und wie die identifizierten Modelle oder Metriken bzw. die daraus ermittelbaren Kenngrößen für Produkte und Güter mit den EW-MFA verbunden werden können; die EW-MFA sind hierbei auf methodische Ansätze beschränkt, die mit ökonomischen Instrumenten (Input Output Tabellen (IOTs)) arbeiten, und somit geeignet sind, Rohstoffnutzung und ökonomische Aktivitäten zu verbinden.

Für den Fall, dass ein methodisch-konzeptionell gangbarer Weg gefunden wird, ist eine konkrete Grenze für die Inanspruchnahme von Rohstoffen, entweder in harter Form einer Zahl oder eines Korridors (*safe-operating-space*) abzuleiten.

Mit den Ergebnissen dieser Vorstudie wird aufgezeigt, welche konzeptionellen Herausforderungen bestehen, um im Kontext Planetarer Grenzen und auf Basis der aktuell verfügbaren Datengrundlage, maximale Nutzungsmengen für Rohstoffe abzuleiten. Aufbauend auf den gewonnenen Erkenntnissen wird außerdem im Rahmen zweier Vertiefungsstudien zum einen untersucht, wie die derzeitige statistische Datengrundlage erweitert werden könnte, um den Anteil von materialnutzungsbedingten Umweltwirkungen abzuschätzen und zum anderen, welche (politischen) Handlungsoptionen und Instrumente für den Fall überschrittener planetarer Grenzen bestehen.

Die Forschungsarbeiten in diesem Vorhaben wurden von „Ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung“ in Kooperation mit „adelphi“ und „SSG“ im Zeitraum Mai 2019 bis November 2020 durchgeführt.

Vorgehensweise

Das methodische Vorgehen im Forschungsvorhaben erfolgte in mehreren Schritten.

Zunächst wurden unterschiedliche Ansätze und Methoden für das Herunterskalieren (Regionalisierung bzw. Disaggregation) der Planetaren Grenzen untersucht. Darauf aufbauend erfolgte für ausgewählte und geeignete planetare Zieldimensionen eine konkrete Ableitung und Quantifizierung der für Deutschland regionalisierten Grenzen.

Anschließend wurde identifiziert, welche Umweltwirkungskategorien aus Ökobilanzen genutzt und verrechnet werden können, um die Dimensionen im Konzept der Planetaren Grenzen abzubilden. Ferner wurde identifiziert, welche Stoffflussdaten und -quellen für eine Quantifizierung der Rohstoffnutzung aus der Konsumperspektive (inkl. Vorketten) erforderlich und verfügbar sind.

Basierend auf den vorangegangenen Arbeiten wurde eine Herangehensweise erarbeitet mit dem Ziel, eine fundierte Höchstgrenze für die Inanspruchnahme abiotischer Rohstoffe abzuleiten. Das erarbeitete Konzept wurde in fünf Fallbeispielen (Erdöl, Kupfer, Lithium-Ionen Akkumulatoren, Kobalt und Metalle (aggregiert)) angewandt und kritisch geprüft. Die Fallbeispiele decken unterschiedliche abiotische Rohstoffe und Stufen der Wertschöpfungskette ab. Weiterhin variiert die Datengrundlage der Fallbeispiele in ihrer Quantität und Qualität.

Ergebnisse

Im Folgenden werden zentrale Ergebnisse des Forschungsvorhabens präsentiert.

Operationalisierung und Disaggregation

Im Vorhaben wurden die Planetaren Grenzen Klimawandel, Biogeochemische Flüsse, Süßwassernutzung und Landnutzungswandel für Deutschland disaggregiert. Die anderen Dimensionen der Planetaren Grenzen lassen sich gegenwärtig noch nicht auf Länder übertragen oder gelten, wie im Falle des Ozonverlusts, als weitgehend gelöst.

Lediglich für die Dimension Klimawandel ist eine top-down Skalierung der Grenze auf Deutschland uneingeschränkt möglich, da es sich hierbei um einen sogenannten global systemischen Prozess¹ handelt. Alle weiteren betrachteten Grenzen sind hingegen sogenannte „heterogene“ oder kumulative Prozesse, für die bei der Operationalisierung idealerweise lokale Kontextfaktoren einzubeziehen sind. Die Disaggregation der globalen Grenze der Süßwassernutzung müsste beispielsweise die Wasserverfügbarkeit des Landes berücksichtigen.

Weiterhin wurden in diesem Forschungsprojekt die Disaggregation für unterschiedliche ethische Prinzipien untersucht, darunter Gleichheit (Pro-Kopf-Allokation), (historische) Verantwortung, Recht auf Entwicklung (Allokation nach Fähigkeit) sowie Souveränität (Allokation nach jetziger Verteilung an Umweltauswirkungen).

Beim Klimawandel, aber auch bei den anderen Dimensionen der Planetaren Grenzen, können unterschiedliche konkrete Zielgrößen als Ausgangspunkt genommen werden, darunter beispielsweise die Konzentration von CO₂ in der Atmosphäre, die Begrenzung der Temperaturerhöhung auf 1,5 oder 2 Grad; ferner können die Berechnungen bei der Disaggregation unterschiedlich erfolgen, zum Beispiel können unterschiedliche Startjahre unterstellt werden. Je nach ethischem Prinzip (und je nach gewählten Ausgangswerten und Berechnungsmethoden) ergeben sich unterschiedliche Konsequenzen für die verfügbaren nationalen Budgets bzw. Grenzen. Tabelle Z-1 zeigt eine Übersicht über die disaggregierten Planetaren Grenzen nach vier verschiedenen ethischen Prinzipien.

¹ Lucas und Wilting (2018) bezeichnen damit jene menschlichen Aktivitäten, die direkte Auswirkungen auf eine Erdsystemkomponente haben. Für diese Prozesse ist es irrelevant, wo auf der Erde sie stattfinden, da die Auswirkungen direkt global relevant sind. Dazu gehören die Planetaren Grenzen: Klimawandel, Versauerung der Meere, Ozonverlust in der Stratosphäre und neue Substanzen und modifizierte Lebensformen

Tabelle Z-1: Übersicht über die disaggregierten Planetaren Grenzen für Deutschland

	Klimawandel [GtCO ₂]		Klimawandel [verbleibende Jahre]****		Landnutzungs- veränderung (Waldfläche) [km ²]		Süßwassernutzung [km ³ /a]		Phosphor [Tg P/a]		Stickstoff [Tg N/a]	
Gegenwärtige Umweltauswirkungen	0,706 Gt/a (2019)				- 50 km ² /Jahr (2002-2012)		1 km ³ /a (territorial) (2010)		0,11 TG P / a (territorial) (2012)		2,0 Tg N/a (territorial) (2010)	
					625,33 km ² /Jahr (1995- 2010)		13 km ³ /a (konsumbasiert) (2010)				2,3 Tg N/a (konsumbasiert) (2010)	
	Min. (1,5°C- Ziel)	Max. (2°C- Ziel)	Min. (1,5°C-Ziel)	Max. (2°C-Ziel)	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max	Min.	Max.
Gleichheitsprinzip	3,08	11,85	4,36	16,79	60.000	-90.000*	43,22	64,83	0,07	0,14	0,75	0,98
Historische Verantwortung	-0,22	2,73	-0,31	2,73	-53.500**							
Development Rights	-0,56	1,28	-0,79	1,81			103,71	262,49	-0,55***	-0,14	-1,79	0,13
Grandfathering	6,59	21,03	9,34	29,80			1,53	30,09	0,05	0,09	0,92	1,40

Quelle: Eigene Darstellung und Berechnung siehe Kapitel 2.2.2; Min./Max. verweist hier jeweils auf den geringsten als auch den höchsten Wert bei der Disaggregation nach dem jeweiligen ethischen Prinzip. Damit wird die Bandbreite aufgezeigt

* 60.000 km² können noch bis Grenzerreichung global umgewandelt werden, 90.000 km² müssten durch Deutschland. zum Erreichen des Unsicherheitsbereichs wieder aufgeforstet werden.

** 5,35 Mio. ha (NRW + Hessen) müssten wieder aufgeforstet werden, um die Grenze von 50 % ursprünglicher Waldfläche für Deutschland (territorial) wieder einzuhalten.

*** Es ist unklar wie für Phosphor und Stickstoff mit einem negativen Budget umgegangen werden müsste. Möglicherweise müssten Optionen der Kompensation oder Renaturierungsprojekte geprüft werden. In der wissenschaftlichen Literatur war hierzu bis dato keine Diskussion zu finden.

**** Die Berechnung der verbleibenden Jahre erfolgte durchweg mit den territorialen Emissionen des Jahres 2019.

Es ist festzuhalten, dass nur die disaggregierte Grenze der Süßwassernutzung nach allen angewandten ethischen Prinzipien von Deutschland eingehalten wird. Für die drei anderen disaggregierten Planetaren Grenzen liegt bei der Anwendung von mindestens einem ethischen Prinzip bereits heute eine (deutliche) Überschreitung vor. Je nach Prinzip unterscheidet sich beispielsweise das Klimabudget und die noch verbleibende Jahre bei gleichbleibenden CO₂-Emissionen: So ist das Budget seit 0,79 Jahre aufgebrauch oder es verbleiben bis zu 29,80 Jahre für Deutschland unter der Annahme gleichbleibender CO₂-Emissionen auf dem Niveau von 2019.

Wesentliche Datengrundlagen

Die Analyse der verfügbaren Datengrundlagen zu Materialinanspruchnahme und Umweltwirkungen ergab einen Überblick, welche Datenbanken sich für die Nutzung im Projekt eignen. Es wurde eruiert, dass zur Analyse der Stoffströme verschiedene Datenbanken, Modelle bzw. Datensätze grundsätzlich geeignet sind. Ökonomie-weite Modelle und Datensätze müssen im Wesentlichen die Rohstoffe, für die eine Nutzungsgrenze ermittelt werden soll, ausreichend differenzieren. Zusätzlich müssen die Rohstoffe aus der Konsumperspektive (letzte inländische Verwendung) eindeutig identifizierbar sein. Geeignet sind Materialflussdaten aus differenzierten IOT (Input-Output-Tables)-Modellen wie URMOD², RME-Eurostat³ (für Europa oder Deutschland) oder Exiobase⁴ (für Länder außerhalb Europas), bedingt geeignet sind Daten aus der aktuellen Umweltökonomischen Gesamtrechnung (UGR)⁵, da bislang nur wenige Rohstoffe aus der Konsumperspektive differenziert ausgewiesen werden.

Stoffströme für Produkte (aus der Konsumperspektive) sind weder über IOT-Modelle noch über MFA-Datensätze ermittelbar. Hierfür sind produktspezifische Recherchen durchzuführen.

Umweltdaten können aus LCA (Life-Cycle Assessment) Datensätzen entnommen werden. Hierbei stehen verschiedene Datenbanken zur Verfügung, die sich hinsichtlich der Abdeckung der Güter, Prozesse und Umweltwirkungen sowie hinsichtlich ihrer Aktualität unterscheiden. Besonders wichtig ist, dass Prozessschritte trennbar sind, in denen unterschiedliche Umweltwirkungen anfallen. Im weiteren Projektverlauf wurde die Ökobilanzdatenbank von ecoinvent⁶ genutzt.

Konzept Planetare Grenzen und Sachbilanzen (LCIs)

Im Projekt wurde eine konkrete Anleitung entwickelt, welche Informationen aus Ökobilanzen erforderlich sind, um die spezifischen Grenzen aus dem Konzept der Planetaren Grenzen zu treffen und wie diese zu verrechnen sind (über eine Aufaddierung). Hierzu wurden relevante Elementarflüsse aus den Sachbilanzen identifiziert, um die Systemgrenzen und Metriken der jeweiligen planetaren Dimensionen konsistent und vergleichbar abzubilden.

Tabelle Z-2 gibt eine Übersicht der für die Dimensionen der Planetaren Grenzen genutzten Elementarflüsse. Für jede Dimension wird die Summe über die ausgewählten Elementarflüsse gebildet. Die ausgewählten Elementarflüsse lassen sich für jeden beliebigen verfügbaren Prozess zusammenstellen und bieten damit die Möglichkeit, alle mit der Rohstoffnutzung in Verbindung stehenden Umweltwirkungen zu quantifizieren – dabei ist ein direkter Vergleich zu den Planetaren Grenzen (PG) bzw. den nationalen Budgets konsistent möglich.

² <https://www.ifeu.de/en/methods/models/urmod/>

³ https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Material_flow_accounts_statistics_-_material_footprints

⁴ <https://www.exiobase.eu/>

⁵ <https://www.destatis.de/DE/Methoden/Qualitaet/Qualitaetsberichte/Umwelt/ugr.html>

⁶ <https://www.ecoinvent.org/>

Tabelle Z-2: Übersicht der verwendeten Elementarflüsse aus ecoinvent Sachbilanzen und Verknüpfung mit den Dimensionen der Planetaren Grenzen

Planetare Dimension	Elementarflüsse
Klimawandel	Carbon dioxide, fossil, non-urban air or from high stacks Carbon dioxide, fossil, low population density, long-term Carbon dioxide, fossil, unspecified Carbon dioxide, fossil, urban air close to ground Carbon dioxide, fossil, lower stratosphere + upper troposphere
Süßwassernutzung	Water, lake Water, river Water, unspecified natural origin, water Water, unspecified natural origin, ground Water, well, in ground
Landnutzungswandel	Transformation from forest, from forest, extensive Transformation from forest, from forest, intensive Transformation from forest, from forest, primary, non-use Transformation from forest, from forest, secondary, non-use Transformation from forest, from forest, unspecified Transformation from forest, from unspecified Transformation from forest, from unspecified, natural, non-use Transformation to forest, to forest, extensive Transformation to forest, to forest, intensive Transformation to forest, to forest, secondary, non-use Transformation to forest, to forest, unspecified Transformation to forest, to unspecified Transformation to forest, to unspecified, natural, non-use
Stickstoffflüsse	Ammonia, non-urban air or from high stacks Ammonia, unspecified Ammonia, urban air close to ground Ammonia, low population density, long-term Nitric oxide, unspecified Nitrogen oxides, non-urban air or from high stacks Nitrogen oxides, unspecified Nitrogen oxides, lower stratosphere + upper troposphere Nitrogen oxides, low population density, long-term Nitrate, unspecified Nitrate, urban air close to ground Nitrate, non-urban air or from high stacks Nitrate, low population density, long-term
Phosphorflüsse	Phosphorus, unspecified Phosphorus, urban air close to ground Phosphorus, low population density, long-term Phosphorus acid, urban air close to ground Phosphorus acid, non-urban air or from high stacks Phosphorus acidtrichloride, urban air close to ground

Quelle: eigene Zusammenstellung

Fallbeispiele

Mittels fünf verschiedener Fallbeispiele wurde schließlich der Frage nachgegangen, ob und wie die identifizierten Umweltwirkungen der Rohstoffnutzung und ökonomische Aktivitäten (EW-MFAs) mit den disaggregierten Planetaren Grenzen verbunden werden können. Die Auswahl der

fünf verschiedenen Fallbeispiele ermöglicht die Einnahme unterschiedlicher Perspektiven, um spezifische Herausforderungen zu identifizieren, für die im Rahmen der Konzeptstudie Lösungsansätze aufgezeigt und getestet werden. Folgende fünf Fallbeispiele wurden ausgewählt:

1. Erdöl, als Beispiel eines fossilen Rohstoffs mit einer sehr heterogenen Nutzungsstruktur, einer guten Datengrundlage und einer Umweltwirkung, für die eine planetare Grenze eindeutig definiert ist;
2. Kupfer, als Beispiel eines Massenmetalls mit einer guten Datengrundlage und unterschiedlichen Umweltwirkungen;
3. Lithium-Ionen-Akkus, als Beispiel für ein Produkt, so dass die Produktperspektive durchdacht werden kann;
4. Kobalt, als Beispiel eines Metalls, das in kleineren Mengen verwendet wird, mit einer lückenhaften Datengrundlage;
5. ein aggregierter Ansatz (Materialgruppe Metalle), als Beispiel für die Erfassung der Umweltwirkungen mehrerer Rohstoffe.

Das Vorgehen in den Fallbeispielen bestand aus folgenden Arbeitsschritten:

1. Zunächst wurden die physischen Mengen analysiert, aufbauend auf Informationen zu Materialflüssen bzw. sonstigen Informationen bei Produkten, und eine Auswahl getroffen, welche Information(en) im Fallbeispiel genutzt werden, unter der Berücksichtigung, dass möglichst die Konsumperspektive eingenommen werden kann.
2. Weiterhin wurden Daten aus Ökobilanzen mit einem Fokus auf den in Tabelle Z-2 dargestellten Elementarflüssen zusammengestellt. Bei der Auswahl der Ökobilanz wurde auf eine weitmögliche Übereinstimmung der Systemgrenzen und eine weitmögliche Verknüpfbarkeit mit den Materialflussdaten geachtet.
3. Die Umweltbelastungen wurden ermittelt, indem die Menge der konsumierten Rohstoffe mit den Umweltbelastungen pro Mengeneinheit multipliziert wurden. Alle Fallbeispiele analysieren die Klimawirkung, in den meisten Fallbeispielen wurden ebenso die Süßwassernutzung, der Landnutzungswandel (Waldfläche) sowie die Phosphor (P)- und Stickstoff (N)-Flüsse berücksichtigt.
4. Daraufhin wurde der Anteil der Umweltbelastung des Rohstoffs (Produkts) an der Gesamtumweltbelastung ermittelt. Bei diesem Arbeitsschritt wurden in ausgewählten Fallbeispielen alternative Wege durchgerechnet.
5. Der Anteil der Umweltbelastung des Rohstoffs wurde mit den regionalisierten Umweltbelastungsbudgets für Deutschland verglichen.
6. Die verbleibenden Nutzungsmengen wurden unter Fortschreibung der aktuellen Produktions- und Konsummuster ermittelt.
7. Abschließend wurde reflektiert,
 - a. welche Herausforderungen im Fallbeispiel existierten und inwieweit diese lösbar waren bzw. zukünftig sein könnten;
 - b. inwieweit das Fallbeispiel auf andere Rohstoffe bzw. Rohstoffgruppen übertragbar ist.

Für die einzelnen Fallbeispiele konnten die in Tabelle Z-3 zusammengefassten zentralen Ergebnisse abgeleitet werden. Neben den jeweiligen Umweltwirkungen der Rohstoffinanspruchnahme (auf dem Niveau 2010) sind die berechneten maximal verbleibenden Nutzungsmengen bzw. Korridore dargestellt.

Tabelle Z-3: Übersicht der Analyse der Fallbeispiele und verbleibende Nutzungsmengen

Fallbeispiel	Ethisches Prinzip	Planetare Dimension	Aktuelle Umweltwirkung der	Verbleibende Nutzungsmenge
--------------	-------------------	---------------------	----------------------------	----------------------------

			Rohstoffbereitstellung („cradle-to-gate“)	im Rahmen der Planetaren Grenzen*
Erdöl	Gleichheit	Klimawandel	360.000 kt CO ₂	57.200 bis 405.000 kt
	historische Verantwortung			-23.700 bis 131.800 kt
Kupfer	Gleichheit	Klimawandel Süßwassernutzung	6.999 kt CO ₂ 275 Mio. m ³ /a	5.000 kt 4.200 kt/a
	Recht auf Entwicklung			-900 kt 13.700 kt / a
Li-Ionen Akkus	Gleichheit,	Klimawandel	441 kt CO ₂	3,28 kt Li
	Souveränität			5,82 kt Li
Kobalt	Gleichheit	Klimawandel Süßwassernutzung Flächenumwandlung	50,4 kt CO ₂ 3,2 Mio. m ³ 5,8 ha	19,78 kt 16,45 kt/a 0,005 kt
	Fähigkeit			-3,64 bis 6,01 kt 53,59 kt/a -
Aggregierter Ansatz (Metalle)	Gleichheit	Klimawandel Süßwassernutzung	kt CO ₂ 762 Mio. m ³	235.785 kt 189.342 kt/a
	Recht auf Entwicklung			71.689 kt 616.732 kt/a

Quelle: Eigene Darstellung und Berechnung. PG: Planetare Grenzen. Süßwassernutzung = blaues Wasser

*Die Umweltwirkungen verbunden mit existierenden Produktions- und Konsummuster wurden für die Berechnung fortgeschrieben. Dadurch wird Materialien mit aktuell hohen Umweltwirkungen (z.B. Erdöl) ein größerer Anteil am verbleibenden Budget zugeordnet, was aus eine Nachhaltigkeitsperspektive kritisch zu hinterfragen ist (eine Annahme ist für die Berechnung allerdings notwendig). Alternativ könnten verbleibende Umweltwirkungen basierend auf der Relevanz von Rohstoffen z.B. für die Energiewende bzw. zur Erreichung von weiteren Umweltzielen (Klimaneutralität, etc.) neu zugeordnet werden.

Erdöl: Für Erdöl lässt sich - unabhängig von der Wahl des Regionalisierungsprinzips – ableiten, dass die Nutzung von Erdöl stark begrenzt bzw. gar nicht mehr im Rahmen der Planetaren Grenze Klimawandel möglich ist. Für die weiteren planetaren Grenzdimensionen (Süßwassernutzung, Landnutzung, biogeochemische Flüsse) kann aufgrund bestehender Datenlücken (keine LCI Datensätze zur Nutzung von Mineralölprodukten) derzeit keine ausreichende Aussage zu verbleibenden Nutzungsmengen für Erdöl getroffen werden. Für das Fallbeispiel Erdöl ist eine zentrale Herausforderung der Umgang mit der sehr heterogenen Nutzungsstruktur diverser Erdölprodukte (z.B. Weiterverarbeitung von Naphtha). Weiterhin ist für Erdöl die zeitliche Dimension der Umweltwirkungen der stofflich genutzten Erdölprodukte (insbesondere am Ende der Nutzung) eine Herausforderung.

Kupfer: Das Fallbeispiel Kupfer zeigt, dass je nach betrachteter Umweltwirkung und gewählttem ethischen Prinzip deutlich divergierende Nutzungsmengen resultieren. Für die Dimension Klimawandel können für Kupfer absolute Nutzungsgrenzen abgeleitet werden, für Süßwasser jährliche Nutzungsmengen. Es wird deutlich, wie groß das Spektrum möglicher Nutzungsmengen ausfallen kann (vgl. Tabelle Z-3). Eine zentrale Herausforderung hinsichtlich

der verfügbaren Datengrundlage für Kupfer ist, dass Unsicherheiten hinsichtlich der Kupfergehalte der im- und exportierten Güter und der im Inland produzierten Waren bestehen, dies betrifft die importierten Erze ebenso wie Halbzeuge und Fertigwaren. Dieses Datenproblem besteht grundsätzlich bei allen Rohstoffen, die nicht (nahezu) in Reinform importiert und genutzt werden. Weiterhin besteht aufgrund der vielen Verarbeitungsschritte die Herausforderung, geeignete Sachbilanz-Prozesse auszuwählen, um möglichst alle relevanten Verarbeitungsschritte ohne Doppelzählungen zu quantifizieren. Die Datenverfügbarkeit der Verwendungsstruktur von Kupfer in Endprodukten (z.B. in Form von Legierungen) ist begrenzt und zum aktuellen Stand nicht vollständig abbildbar.

Li-Ionen Akkus: Die Ergebnisse der verbleibenden Nutzungsmengen für Lithium beruhen auf einer limitierten Datenverfügbarkeit und Annahmen (z.B. zu durchschnittlichen Batteriegrößen, Typen, Rohstoffgehalten). Das Ergebnis ist bestenfalls als vage einzuschätzen. Prinzipiell ist festzustellen, dass der Ansatz, von einer Produktperspektive (Li-Ionen Akkus) auf maximale Rohstoffmengen (Lithium) zu schließen, mit hohen Unsicherheiten verbunden und damit sehr kritisch zu betrachten ist. Im Fallbeispiel Li-Ionen Akkus wird sehr deutlich, dass die CO₂-Emissionen vor allem vom Strommix abhängen, was Allokationsfragen eröffnet. Weiterhin kann kritisch festgestellt werden, dass die Fortschreibung der heutigen Anteile an Umweltwirkungen aufgrund der dynamischen Nachfrage nach Li-Ionen nur bedingt plausibel ist.

Kobalt: Kobalt wurde als Fallbeispiel ausgewählt um aufzuzeigen, welche Herausforderungen bei limitierter Datenverfügbarkeit bestehen. Die ermittelten Ergebnisse sind daher nur bedingt aussagekräftig, im Fallbeispiel konnten jedoch die erforderlichen Datensätze identifiziert werden. Weiterhin wird eine zentrale Herausforderung auf Ebene der (End-) Produkte verdeutlicht, die für viele Stoffströme zutrifft. Produkte bestehen aus der Verbindung diverser Rohstoffe, z.B. Kobalt als Bestandteil der Lithium-Ionen-Batterien. Um die Umweltwirkung eines Rohstoffes auf Produktebene beantworten zu können, müsste der Anteil von Kobalt in diversen Produkten sowie an der Gesamtumweltwirkung des Produktes bekannt sein.

Aggregierter Ansatz (Metalle): Das Fallbeispiel zeigt, dass es grundsätzlich möglich ist, Umweltwirkungen einer gesamten Rohstoffgruppe zu bilanzieren und diese mit MFA Daten zu verknüpfen. Die Ergebnisse heben klar die ökologische Relevanz und Bedeutung von Sekundärmetallen und damit den direkten Einfluss der Kreislaufführung auf Umweltwirkungen der Metallverarbeitung hervor. Die Ergebnisse des Fallbeispiels umfassen ausschließlich Umweltwirkungen der Metallproduktion (bis zum reinen Metall); weitere Umweltwirkungen, wie etwa die Weiterverarbeitung zu Halbzeugen oder die Nutzungsphase konnten v.a. aufgrund nicht verfügbarer Sachbilanzen nicht berücksichtigt werden. Die Bilanzierung der Weiterverarbeitungsschritte sämtlicher Metalle erhöht die Komplexität und Unsicherheiten (u.a. durch Doppelzählungen) enorm. Es ist festzuhalten, dass die Integration der energieintensiven Verarbeitungsschritte für die Aussagekraft der Ergebnisse von zentraler Bedeutung ist.

Die Bearbeitung der Fallbeispiele zeigt, neben teils sehr spezifischen Herausforderungen für einzelne Rohstoffe, auch allgemein gültige Herausforderungen auf, die im Folgenden zusammengefasst sind.

Perspektive und Systemgrenzen

In den meisten Fallbeispielen (Erdöl, Kupfer, Kobalt, aggregierter Ansatz) wurde die Konsumperspektive eingenommen, welche die Umweltwirkungen ausgehend vom Konsum im In- und Ausland quantifiziert, das heißt inklusive der Vorketten im Ausland. Angemessen kann ebenso eine territoriale Perspektive sein, welche die Umweltwirkungen in Deutschland quantifiziert (ohne Vorketten), wenn damit die von der Politik direkt regulierbaren Gestaltungsfähigkeit der Umweltbelastungen berücksichtigt werden soll.

Eine Herausforderung ist ferner die Wahl der zeitlichen Perspektive, in zweierlei Hinsicht: So sind zum einen die Planetaren Grenzen sowohl absolut (z.B. als maximale CO₂-Konzentration, als maximale Fläche, die umgewandelt werden darf) als auch mit jährlichen Kontingenten (Süßwassernutzung pro Jahr, Phosphor pro Jahr, etc.) formuliert, so dass hier bereits eine Inkonsistenz besteht. Zum anderen fallen die Umweltwirkungen nicht zwingend vollständig im Jahr der Rohstoffnutzung an, sondern teils auch im Jahr der Entsorgung, wie das Beispiel der Kunststoffe im Fallbeispiel Erdöl verdeutlicht. Hier ist eine Konvention zu treffen, ob die Umweltwirkung berechnet wird, wenn der Rohstoff extrahiert, genutzt oder entsorgt wird. Gemäß dem Vorsorgeprinzip kann argumentiert werden, dass die Entsorgung bei der Quantifizierung verbleibender Nutzungsmengen direkt einbezogen werden soll.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Festlegung individueller Systemgrenzen je nach Material und seinen Nutzungspfaden sowie abhängig von der Datenverfügbarkeit unterschiedlich ist.

Materialflussdaten

Um jährliche oder absolute Mengenbudgets für im Rahmen der planetaren Grenzen in Deutschland noch nutzbare Rohstoffe zu quantifizieren, werden aktuelle und vor allem vollständige Nutzungsmengen der Rohstoffe gebraucht. Ökonomieweite Erhebungen zu Materialflüssen, sei es über Materialflussanalyse (MFA) oder über gesamtwirtschaftlichen Materialflussrechnungen (EW-MFA), sind dafür unverzichtbar.

Für eine Vielzahl von Rohstoffen liegen konkrete Nutzungsmengen für Deutschland vor, wie die Beispiele Erdöl, Kupfer und (eingeschränkt) Kobalt bzw. das aggregierte Fallbeispiel gezeigt haben. Eine wichtige Frage ist, an welchem Punkt der Wertschöpfungskette die Rohstoffmenge gemessen wird (Extraktion, Verarbeitung, Weiterverarbeitung zu Halbzeugen, Zwischen- oder Endprodukt).

Die (reinen) Rohstoffmengen können an verschiedenen Schnittpunkten in der Ökonomie gemessen werden, darunter die Menge, die nach Deutschland importiert wird, die in Deutschland verarbeitet wird (Raw Material Input (RMI) bzw. entsprechende Differenzierung in MFAs), die in Deutschland verbleibt (Raw Material Consumption (RMC) bzw. entsprechende Differenzierung in MFAs) oder auch die Mengen, die exportiert werden. Für die Berechnung der verbleibenden Grenzen der Rohstoffnutzung im Rahmen der Planetaren Grenzen ist die eingesetzte bzw. „konsumierte“ Menge (Konsumperspektive) maßgeblich.

Ökobilanzdaten

Im Projekt wurden Informationen zu Umweltwirkungen genutzt, die im Rahmen von Ökobilanzdaten (LCA) erhoben wurden. Es konnte eine konkrete Anleitung erarbeitet werden, welche Life-Cycle Inventory (LCI) und LCA-Informationen konsistent zu den Dimensionen der Planetaren Grenzen sind. Diese Informationen konnten problemlos in den Fallbeispielen ausprobiert werden. Herausforderungen ergeben sich für den Fall, dass:

- ▶ keine Ökobilanz vorliegt. Ein Beispiel dafür war die Weiterverarbeitung von Naphtha, oder die Direkteinschmelzung von Kupfer. Diese Lücken können über die Erhebung einer (möglichst aggregierten) Ökobilanz geschlossen werden.
- ▶ die vorliegende Ökobilanz nicht eindeutig den Prozessschritten zugeordnet werden kann (z.B. Kupfer-Halbzeugverarbeitung); dies kann über eine bessere Beschreibung gelöst werden.

- ▶ die vorliegende Ökobilanz nicht repräsentativ für die Umweltwirkungen der Verarbeitungsschritte ist (z.B. Li-Ionen Akku Verwertung). Dies gilt in zeitlicher und räumlicher Dimension. Eine Herausforderung ist insbesondere der sich ändernde Strommix, aber auch unterschiedliche Recyclinganteile (insb. aufgrund der unterschiedlichen Energiemenge) oder ein sich verändernder Produktionsländermix (d.h. Länder, aus denen Deutschland importiert und die vom globalen Produktionsmix häufig in den LCIs unterstellt abweichen).
- ▶ die Ökobilanzen nicht oder nicht ausreichend relevante Umweltwirkungen abdecken. Dies trifft insbesondere auf dissipative Verluste während der Nutzung zu (z.B. Reifenabrieb, Mikroplastiken). Gleichzeitig sind diese dissipativen Verluste keiner Dimension der Planetaren Grenzen eindeutig zuzuordnen, sie werden bislang nur vage mit dem Konzept, und zwar mit der Dimension „Einbringung neuartiger Substanzen und Organismen“, in Verbindung gebracht.

Regionalisierungen des Konzepts der Planetaren Grenzen

Wie zuvor herausgearbeitet, existieren verschiedene Prinzipien, wie die Grenzwerte der Planetaren Grenzen auf einzelne Länder aufgeteilt werden können (siehe Operationalisierung und Disaggregation). Die Wahl des Regionalisierungsprinzips kann nur politisch-normativ begründet werden. Es geht bei der Wahl unter anderem darum, wie das Leben und Wirken der heutigen Menschen gegenüber dem Leben vergangener bzw. zukünftiger Generationen bewertet wird. Die Wahl des Regionalisierungsprinzips hat einen großen Einfluss auf die in Konsequenz abgeleiteten Nutzungsmengen.

Eine wichtige Herausforderung bei der Regionalisierung besteht ferner darin, dass für viele Dimensionen der Planetaren Grenzen unterschiedliche Definitionen der konkreten Grenzen existieren. Eine eindeutige Definition ist bzw. sollte das Ergebnis von wissenschaftlicher Forschung und gesellschaftlicher Akzeptanz der Risiken, die mit einer Überschreitung einhergehen, sein. Bis sich Fachleute und Gesellschaft auf eine eindeutige Definition geeinigt haben, hat die Wahl der konkreten Definition einen Einfluss auf das Ergebnis der abgeleiteten Rohstoffmengen.

Eine weitere Herausforderung bei Grenzen, die absolute Budgets definieren, ist die Wahl des Ausgangsjahrs und die Art der Verrechnung – dies wurde am Beispiel der CO₂-Emissionen gezeigt, gilt aber ebenso für andere absolute Budgets.

Verknüpfungen - Materialfluss und Ökobilanzen

Grundsätzlich lassen sich ökonomieweite Materialflussdaten und die Umweltwirkungen aus Ökobilanzen gut verbinden. Auch wenn Materialflussdaten in jährlichen Zeitabschnitten und Ökobilanzen ohne Zuordnung der Vorketten zu einer zeitlichen Periode erhoben werden, kann angenommen werden, dass die Umweltwirkung verbunden mit Extraktion und Weiterverarbeitung (cradle-to-gate) auch tatsächlich im Jahr der Produktion und Weiterverarbeitung des Rohstoffs angefallen ist. Wenn zwischen Produktion der Rohstoffe und Entsorgung eine lange Zeit vergeht und die Entsorgung mit Umweltbelastungen verbunden ist, ist eine Konvention zur zeitlichen Allokation zu treffen (siehe Systemgrenzen).

Als gute und vergleichsweise konsistente Schnittstelle wurde die Bereitstellung des reinen Rohstoffs identifiziert, insbesondere, wenn einzelne Rohstoffe betrachtet werden. Werden jedoch mehrere Rohstoffe zusammen betrachtet, können bei dem Ansatz, Materialflussrechnungen und Ökobilanzen zu verbinden, Doppelzählungen nicht ganz

vermieden werden: Bei der Erzeugung eines reinen Rohstoffs (z.B. Eisen) werden beispielsweise Maschinen u.ä. gebraucht, für die andere Rohstoffe (z.B. Kupfer) genutzt wurden. Diese Rohstoffe sind – anteilmäßig – in Ökobilanzen enthalten. Das heißt, es entstehen zwangsläufig Doppelzählungen, wenn verschiedene Rohstoffe aufsummiert werden. Besonders relevant ist das Problem beim Energieinput.

Verknüpfungen - Planetare Grenzen und Ökobilanzen

Für die Verknüpfung der Umweltwirkungen, die in Ökobilanzen ausgewiesen werden, mit den Dimensionen im Konzept der Planetaren Grenzen besteht eine Limitierung darin, dass Ökobilanzen immer von einem IST-Zustand bei der Produktion ausgehen. In verschiedenen Fallbeispielen zeigte sich, dass die Energie der Faktor war, der letztendlich die Rohstoffmengen determinierte. Die Produktionstechnologien können sich jedoch ändern, und im Zuge der Energiewende werden sich insbesondere die Energieinputs ändern. D.h., um zukünftige Mengen abzuleiten, müssen die Umweltwirkungen unter zukünftigen Produktionsbedingungen berechnet werden. Das leisten die Ökobilanzen gegenwärtig noch nicht, kann aber berechnet werden, wenn die LCI Daten als Einheitsprozesse (engl. unit processes) vorliegen, so dass Änderungen z.B. zum Energiemix nach Bedarf angepasst werden können.

Festlegung des Anteils pro Rohstoff

Jeder Rohstoff trägt im Verlauf seiner Nutzung nur zu einem Teil der gesamten Umweltwirkungen bei. In den Fallbeispielen wurde dieser Anteil ausgewiesen und aus pragmatischen Erwägungen fortgeschrieben. Dabei treten verschiedene Fragen und Herausforderungen auf:

- ▶ Woran wird der Anteil konkret bemessen? Am Anteil der Umweltwirkungen, territorial oder konsumbezogen gemessen, oder beispielsweise als Anteil an den Haushaltsausgaben für dieses Produkt? In den Fallbeispielen wurde der letzte Vorschlag verworfen, aus Datengründen und weil, wie im Falle Erdöl gezeigt wurde, die Preise die Relevanz der Umweltwirkungen nicht sachgerecht widerspiegeln.
- ▶ Eine pragmatische Herausforderung stellt sich, wenn Umweltwirkungen, die in einem anderen Jahr anfallen, mitgerechnet werden. Dann muss der Wert der Gesamtumweltwirkung (in dem betrachteten Jahr) diese zusätzliche Umweltwirkung aus dem anderen Jahre beinhalten und die früheren abziehen.
- ▶ Die Fortschreibung des aktuellen Anteils an Umweltwirkungen führt zum Paradoxon, dass Rohstoffe mit wenigen Umweltwirkungen auch nur wenig Budget bekommen. Das erscheint prinzipiell fragwürdig. Anhand des Fallbeispiels Kupfer wurde dies vertiefend dargestellt. Es wurde eruiert, dass weitere Kriterien entwickelt werden müssen, die ein „notwendiges“ Budget für Rohstoffe, die für die Einhaltung der Planetaren Grenzen erforderlich sind, berücksichtigen. Ein alternativer Ansatz zur Verteilung von verbleibenden Umweltbudgets nach dem Konzept der Planetaren Grenzen könnte auf Zukunftsszenarien und der Entwicklung einzelner Sektoren z.B. vor dem Hintergrund der Erreichung der Klimaziele erfolgen.

Bewertung und Ableitung der Rohstoffmenge

Für den abschließenden Schritt, der Berechnung der verbleibenden Rohstoffmenge ist zusätzlich zu bereits erwähnten Aspekten abzuwägen, welche Dimension konkret genutzt wird. Die

Fallbeispiele haben gezeigt, dass die jeweils verbleibenden Rohstoffmengen variieren, je nachdem, ob Klimawandel, Süßwasser oder Landnutzung etc. betrachtet wurde. Im Konzept der Planetaren Grenzen darf die Grenze in keiner Dimension überschritten werden. Daher muss folglich die planetare Dimension für die Ableitung der Rohstoffmengen entscheidend sein, die zuerst überschritten wird. In anderen Worten: diejenige Dimension ist entscheidend, die die geringsten verbleibenden Rohstoffmengen quantifiziert.

Aktuell ist die Grenze Landnutzung von Deutschland überschritten. Da die Waldfläche Deutschlands wächst, lässt sich argumentieren, dass diese Grenzüberschreitung zunehmend rückgängig gemacht wird. Die planetare Grenze, die nach der Landnutzung die engsten Handlungsräume lässt, ist der Klimawandel.

Welche Rohstoffmengen verbleiben?

Bei der Anwendung des ethischen Prinzips der historischen Verantwortung ist das nationale Kohlendioxidbudget Deutschlands ausgeschöpft. Damit dürf(t)en konsequenterweise nur noch Rohstoffe genutzt werden, die ohne CO₂-Emissionen produziert und genutzt werden können. D.h., Kupfer, Stahl, Sand etc. dürfen nur noch genutzt werden, wenn sie ausschließlich mit erneuerbaren Energien (EE) bzw. synthetischen Rohstoffen auf Basis von EE extrahiert, aufbereitet, transportiert und verarbeitet würden. Zement bzw. Beton dürfte gar nicht mehr genutzt werden, sofern (wie bei gegenwärtigen Technologien) dabei CO₂-Emissionen entstehen.

Wenn ein anderes Regionalisierungsprinzip genutzt wird, trifft diese Schlussfolgerung in wenigen Jahren zu. Bei nahezu allen Fallbeispielen ist die Dimension Klimawandel die begrenzende Planetare Grenze. Es ließe sich aus ökologischer Perspektive und mit dem Konzept der Planetaren Grenzen wie folgt argumentieren: Die verbleibenden Budgets werden zunächst für den Umbau des Energiesystems gebraucht (Kupfer, Stahl, Beton etc. in Windenergieanlagen, Photovoltaik und weiteren Schlüsseltechnologien), die erforderlichen Mengen könnten über Ausbaupläne für EE bzw. mittels Szenarien quantifiziert werden.

Zugespitzt ausgedrückt: Ohne eine sofortige, vollständige und hundertprozentige Transformation des gesamten Energiesystems liegt die verbleibende Menge der noch im Rahmen der planetaren Grenzen nutzbaren abiotischen Rohstoffmenge (je nach Regionalisierungsprinzip heute oder spätestens in wenigen Jahren) bei null.

Summary

Problem definition and objectives

Material prosperity in industrialized countries is based on a high level of raw material use (i.e. metals, non-metallic minerals, biomass and fossil fuels). This is associated with many environmental impacts, including emissions of greenhouse gases and air pollutants, overfertilization and erosion of soils, and the acidification of water bodies. Economic development, particularly in densely populated emerging economies, and the high levels of consumption of many industrialized countries are leading to increased amount of raw materials use at global level. Consequently, the pressure on natural resources, such as soil, water or air is increasing further. If all people on Earth were to live at the same material use levels as the industrialized nations, this would be associated with immense impacts on the environment, which could destabilize the Earth system (c.f. Steffen et al. (2015)).

Governments around the world are trying to reduce the use of raw materials and the associated environmental impacts by means of resource efficiency policies and recycling approaches. A minimum level of raw material use is essential for human well-being, and setting a concrete limit for raw material use is therefore challenging. There are already various proposals for concrete targets for the use of raw materials, which are mainly based on normative definitions of needs, distribution issues, and environmental impact of raw material use. However, a specific and science-based target for raw material use, on the global or national level, does not yet exist.

This research project presents a possible approach to derive a thresholds of raw material use by accounting for environmental impacts on the Earth system. The starting point is the **concept of planetary boundaries**, which was first described by Rockström et al. (2009) and further developed by Steffen et al. (2015). The concept describes nine dimensions of environmental impacts that can irreversibly destabilize the environmental conditions of the Holocene when certain thresholds are exceeded. Overpassing those thresholds, can thus, threaten and endanger all human and animal life. The dimensions include climate change, ocean acidification, freshwater use, stratospheric ozone depletion, atmospheric aerosol loading, chemical pollution and the release of novel entities, biogeochemical flows (phosphorus and nitrogen), land system change, and the loss of integrity. Specific boundaries have already been formulated for six dimensions, which describe a safe operating space.

This project investigates how environmental impacts associated with the use of abiotic raw materials can be linked to the concept of planetary boundaries and whether target values for resource policy can be derived from this. The overarching question of this research project is: Can a science-based maximum limit for the use of abiotic raw materials be derived from the planetary boundaries?

The focus of this study is, therefore, to investigate whether it is possible to determine a well-founded limit or threshold by linking abiotic raw material use (from macroeconomic material flow calculations (EW-MFA)) and environmental impacts (from life cycle assessments (LCA)) with the planetary boundaries.

The methodological and conceptual sub-questions are:

- how can the characterization models of the environmental impact assessment from life cycle assessments be linked to the nine dimensions of the concept of planetary boundaries and is it possible to scale these further down to individual regions and single countries?

- what options exist to link the models or metrics identified during the previous step with EW-MFA? EW-MFA uses economic instruments (Input Output Tables (IOTs)) and is, thus, suitable for linking raw material use and economic activities

If a methodologically and conceptually feasible way is found, a concrete limit for the use of raw materials will be derived; either in the hard form of a number or a corridor (safe-operating-space).

The results of this preliminary study will indicate which conceptual challenges exist in order to derive maximum limits for raw material use in the context of planetary boundaries and on the basis of currently available data. Based on the knowledge gained in the study, an additional in-depth study investigates how the current statistical data basis could be expanded to estimate the share of materials-related environmental impacts. A second in-depth study investigates which (political) options for action and instruments are available if planetary boundaries are exceeded.

The research work in this project was conducted by "Ifeu - Institute for Energy and Environmental Research" in cooperation with "adelphi" and "SSG" between May 2019 and November 2020.

Approach

The methodical procedure in the research project was carried out in several steps.

First, different approaches and methods for downscaling (regionalization or disaggregation) the planetary boundaries were investigated. Based on this, downscaled (regionalized) boundaries for Germany were derived and quantified for selected and suitable planetary dimensions.

Subsequently, it was identified which environmental impact categories from life cycle assessments can be used to consistently depict the scope of the planetary dimensions. Furthermore, it was identified which material flow data and sources are necessary and available to quantify raw material use from the consumer perspective (including upstream chains).

Based on the previous work, an approach was developed to derive a science-based maximum limit for the use of abiotic raw materials. The developed concept was applied and critically reviewed in five case studies (crude oil, copper, lithium-ion batteries, cobalt and metals (aggregated)). The case studies cover different abiotic raw materials and stages of the value chain. Furthermore, the available data basis of the case studies varies in quantity and quality.

Results

The main results of the research project are presented below.

Operationalization and disaggregation

In the project the planetary boundaries of climate change, biogeochemical flows, freshwater use and land-system change were disaggregated for Germany. The other dimensions of the planetary boundaries cannot yet be downscaled to countries or, as in the case of ozone loss, are considered largely resolved.

Only for the dimension of climate change, a top-down scaling of the boundary is possible without restriction. This is because climate change is a so-called "global systemic process". In contrast, all other boundaries under consideration are so-called "heterogeneous" or "cumulative processes". For such processes local context factors must be included in the operationalization. For instance, for the disaggregation of the global limit of freshwater use the water availability of the country would have to be taken into account.

Furthermore, this research project examined disaggregation approaches according to different ethical principles, including equality (per capita allocation), (historical) responsibility, right to development (allocation according to ability), and sovereignty (allocation according to current distribution of environmental impacts).

For the planetary dimension of climate change, but also for the other dimensions, concrete targets can be taken as a starting point for the disaggregation. For climate change, for instance, the concentration of CO₂ in the atmosphere to limit global temperature increase to 1.5 or 2 degrees, starting from different years, can be assumed. Depending on the ethical principle (and depending on the starting point and calculation methods chosen), there are different consequences for the available national budgets or limits. Table S- 1 shows an overview of the disaggregated planetary boundaries according to four different ethical principles.

Table S- 1: Overview of the disaggregated planetary boundaries for Germany

	Climate change		Climate change [remaining years] ****		Land-system change (forest area) [km ²]		Freshwater use [km ³ /yr]		Phosphorus [Tg P/yr]		Nitrogen [Tg N/yr]	
Current environmental impact	0,706 Gt/yr (2019)				- 50 km ² /yr (2002-2012)		1 km ³ /yr (territorial) (2010)		0.11 TG P/yr (territorial) (2012)		2,0 Tg N/yr (territorial) (2010)	
					625,33 km ² /yr (1995-2010)		13 km ³ /yr (consumption based) (2010)				2,3 Tg N/yr (consumption based) (2010)	
	Min. (1,5°C-goal)	Max. (2°C-goal)	Min. (1,5°C-goal)	Max. (2°C-goal)	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max	Min.	Max.
Equality	3.08	11.85	4.36	16.79	60,000	-90,000*	43.22	64.83	0.07	0.14	0.75	0.98
Historical responsibility	-0.22	2.73	-0.31	2.73	-53,500**							
Development Rights	-0.56	1.28	-0.79	1.81			103.71	262.49	-0.55***	-0.14	-1.79	0.13
Sovereignty (Grandfathering)	6.59	21.03	9.34	29.80			1.53	30.09	0.05	0.09	0.92	1.40

Source: See Chapter 2.2.2 for own presentation and calculation; min/max refers to the lowest and highest value for disaggregation according to the respective ethical principle. This shows the range.

* 60,000 km² can still be converted globally until the border is reached, 90,000 km² would have to be reforested by Germany to reach the uncertainty zone.

** 5.35 million ha (NRW + Hessen) would have to be reforested in order to (territorially) re-establish the limit of 50% original forest area for Germany.

*** It is unclear how a negative budget would have to be dealt with for phosphorus and nitrogen. Possibly options of compensation or renaturation projects would have to be examined. There has been no discussion in the scientific literature to date.

**** The calculation of the remaining years was based on the territorial emissions of 2019.

It can be noted that only for the disaggregated limit of freshwater use (according to all applied ethical principles), Germany remains within its budget. For the three other disaggregated planetary boundaries, the application of at least one ethical principle implies that Germany surpasses its limits significantly. Depending on the principle, i.e., the climate budget and the remaining years with constant CO₂ emissions differ: Either the budget has been exceeded for 0.79 years already or approximately 29.80 years still remain for Germany (at the 2019 level, assuming constant CO₂ emissions).

Key data bases

The analysis of the available data bases on raw material use and environmental impacts provides an overview of suitable databases for the purpose of this project. In general, it was found that various databases, models or data sets are suitable for the analysis of material flows. In principle, economy-wide models and data sets must sufficiently differentiate raw materials. In addition, raw materials must be identified from the consumer perspective (final domestic use). In this regard, material flow data from differentiated IOT (Input-Output-Tables) models such as URMOD, RME-Eurostat (for Europe or Germany), or Exiobase (for countries outside Europe) are suitable. Data from the environmental economic accounts (UGR) are currently of limited suitability, as only few raw materials are differentiated from the consumer perspective.

Material flows for products (from the consumer perspective) cannot be determined using IOT models or MFA data sets. For this purpose, product-specific research must be carried out.

Environmental data can be taken from LCA (Life-Cycle Assessment) data sets. Here, various databases are available that differ in terms of coverage of goods, processes and environmental impacts as well as in terms of their temporal scope. It is important that environmental impacts for different processes can be captured separately. In this project, the ecoinvent life cycle assessment database was used.

Concept Planetary boundaries and Life Cycle Inventories (LCIs)

In the project, a guidance was developed that suggests what information from LCAs is needed to determine environmental impacts of specific raw material uses and how these should be calculated. For this purpose, relevant elementary flows from the life cycle inventories were identified in order to map the system boundaries and metrics of the respective planetary dimensions in a consistent and comparable way.

Table S- 2 gives an overview of the elementary flows used for the planetary dimensions. For each dimension, the sum of the selected elementary flows is calculated. The selected elementary flows can be compiled for any available process and thus, allow quantifying all environmental impacts associated with the use of raw materials. Consequently, a direct comparison of the environmental impacts with downscaled national budgets is possible in a consistent manner.

Table S- 2: Overview of the used elemental flows from ecoinvent life cycle inventories and link to the dimensions of the planetary boundaries

Planetary dimension	Elementary flow
Climate change	Carbon dioxide, fossil, non-urban air or from high stacks Carbon dioxide, fossil, low population density, long-term Carbon dioxide, fossil, unspecified Carbon dioxide, fossil, urban air close to ground Carbon dioxide, fossil, lower stratosphere + upper troposphere
Freshwater use	Water, lake

	Water, river Water, unspecified natural origin, water Water, unspecified natural origin, ground Water, well, in ground
Land-system change	Transformation from forest, from forest, extensive Transformation from forest, from forest, intensive Transformation from forest, from forest, primary, non-use Transformation from forest, from forest, secondary, non-use Transformation from forest, from forest, unspecified Transformation from forest, from unspecified Transformation from forest, from unspecified, natural, non-use Transformation to forest, to forest, extensive Transformation to forest, to forest, intensive Transformation to forest, to forest, secondary, non-use Transformation to forest, to forest, unspecified Transformation to forest, to unspecified Transformation to forest, to unspecified, natural, non-use
Nitrogen flows	Ammonia, non-urban air or from high stacks Ammonia, unspecified Ammonia, urban air close to ground Ammonia, low population density, long-term Nitric oxide, unspecified Nitrogen oxides, non-urban air or from high stacks Nitrogen oxides, unspecified Nitrogen oxides, lower stratosphere + upper troposphere Nitrogen oxides, low population density, long-term Nitrate, unspecified Nitrate, urban air close to ground Nitrate, non-urban air or from high stacks Nitrate, low population density, long-term
Phosphorus flows	Phosphorus, unspecified Phosphorus, urban air close to ground Phosphorus, low population density, long-term Phosphorus acid, urban air close to ground Phosphorus acid, non-urban air or from high stacks Phosphorus acidtrichloride, urban air close to ground

Source: own compilation

Case studies

By means of five different case studies, the question was examined, whether and how the identified environmental impacts of raw material use and economic activities (EW-MFAs) can be linked to disaggregated planetary boundaries. The analysis of five different case studies allows to identify specific challenges that arise, e.g., for different perspectives. Subsequently, solutions for the identified issues are tested. The following five case studies were selected:

1. crude oil, as an example of a fossil raw material with a very heterogeneous use structure, a good data basis and an environmental impact for which a planetary boundary is clearly defined;
2. copper, as an example of a bulk metal with a good data basis and different environmental impacts;
3. lithium-ion batteries, as an example of the product perspective;

4. cobalt, as an example of a metal used in small quantities with a patchy data base;
5. an aggregated approach (material group metals), as an example for capturing environmental impacts of several raw materials.

The developed procedure in the case studies consists of the following steps:

1. First, the physical quantities were analyzed, based on information on material flows or other information on products. Then, a selection of the information used in the case study was made taking into account that the consumer perspective should be adopted wherever possible.
2. Data from life cycle inventories were compiled with a focus on the elementary flows shown in Table S- 2. While selecting the LCIs, it was tried to ensure that the system boundaries were as similar as possible and that data on material flows could be linked as far as possible.
3. The environmental impacts were determined by multiplying the quantity of raw material use by the environmental impacts per unit of quantity. All case studies analyze the planetary dimension of climate change. In most cases freshwater use, land-system change (forest area) and phosphorus (P) and nitrogen (N) biogeochemical flows were also taken into account.
4. The share of the environmental impact of the raw material (product) of the total environmental impact was then determined. In this step, alternative approaches were calculated in selected case studies.
5. The share of the environmental impact of the raw material was compared with the regionalized (downscaled) budgets for Germany.
6. The remaining quantities used were determined by extrapolating current production and consumption patterns.
7. A final reflection was made concerning:
 - a. which challenges existed in the case study and to what extent these could already (or in the future) be solved?
 - b. to what extent can the case studies be transferred to other raw materials or groups of raw materials?

The main results that could be derived in the case studies are summarized in Table S- 3. In addition to the respective environmental impacts of raw material use (at the 2010 level), the calculated remaining quantities or corridors of material use are shown.

Table S- 3: Overview of the analysis of the case studies and remaining raw material use quantities

Case study	Ethical principle	Planetary dimension	Current environmental impact of raw material use („cradle-to-gate“)	Remaining raw material use within planetary boundaries*
Crude-oil	Equality	Climate change	360,000 kt CO ₂	57,200 kt up to 405,000 kt
	Historical responsibility			-23,700 up to 131,800 kt

Case study	Ethical principle	Planetary dimension	Current environmental impact of raw material use („cradle-to-gate“)	Remaining raw material use within planetary boundaries*
Copper	Equality	Climate change Freshwater use	6,999 kt CO ₂ 275 Mio. m ³ /a	5,000 kt 4,200 kt/a
	Development rights			-900 kt 13,700 kt / a
Lithium-ion batteries	Equality	Climate change	441 kt CO ₂	3.28 kt Li
	Sovereignty			5.82 kt Li
Cobalt	Equality	Climate change Freshwater use Land-system change	50.4 kt CO ₂ 3,2 Mio. m ³ 5.8 ha	19.78 kt 16.45 kt/a 0.005 kt
	Allocation according to ability			-3.64 bis 6.01 kt 53.59 kt/a -
Aggregated approach (material group metals),	Equality	Climate change Freshwater use	kt CO ₂ 762 Mio. m ³	235,785 kt 189,342 kt/a
	Development rights			71,689 kt 616,732 kt/a

Source: Own representation and calculation. PB: Planetary boundaries. Freshwater use = blue water

*The environmental impacts associated with existing production and consumption patterns were extrapolated for the calculation. As a result, materials with currently high environmental impacts (e.g., crude oil) are allocated a larger share of the remaining budget, which is questionable from a sustainability perspective (however, we note that an assumption is necessary for the calculation). Alternatively, remaining environmental impacts could be reallocated based on the relevance of raw materials, e.g., for energy system transformation or for achieving other environmental goals (climate neutrality, etc.).

Crude oil: For crude oil - irrespective of the choice of regionalization principle - it can be deduced that its use is severely limited or even exhausted within the framework of the planetary boundary of climate change. For the other planetary boundary dimensions (freshwater use, land-system change, biogeochemical flows), existing data gaps (no LCI data sets on the use of petroleum products) imply that it is currently not possible to make sufficiently reliable statements on the remaining quantities of crude oil use. For the case study of crude oil, a central challenge is the very heterogeneous use structure of various petroleum products (e.g., processing of naphtha). Furthermore, the time dimension of the environmental impacts of the products used as material (especially at the end of use) is identified as a central challenge.

Copper: The case study of copper shows that depending on the planetary dimension considered and the ethical principle chosen, the remaining quantities of material use vary considerably. For the dimension of climate change, absolute raw material use limits can be derived. For freshwater, however, annual raw material use quantities are derived. It becomes clear how large the range of possible quantities of material use can be (cf. Table S- 3). With regard to the available data basis for copper, a central challenge is that there are uncertainties regarding the copper content of imported and exported goods as well as domestically produced goods. This applies to imported ores as well as semi-finished and final products. This data problem applies for all raw materials that are not imported and used in their pure form (i.e. metal ores). Furthermore, there exists the challenge of selecting suitable LCI processes in order to quantify

as many relevant processing steps as possible without double counting. The data availability of the use structure of copper in (semi-finished) products (e.g. in the form of alloys) is limited and cannot be fully mapped at the current state.

Lithium-ion batteries: The results of the remaining raw material use quantities for lithium are based on a limited data availability and several assumptions (e.g. on average battery sizes, types, raw material contents). The results can thus, only be considered vague. In principle, it can be said that the approach of deriving maximum raw material use quantities (for lithium) from a product perspective (Li-ion batteries) is associated with high uncertainties and must, therefore, be considered very critically. In the case study of lithium-ion batteries, it becomes very clear that CO₂ emissions depend primarily on the electricity mix. This opens up several allocation questions. Furthermore, it can be critically stated that the extrapolation of the current shares of environmental impacts is only partly plausible due to the dynamic demand for Li-ion batteries.

Cobalt: Cobalt was selected as a case study to show the challenges that arise when data availability is limited. The results obtained are therefore only of limited significance. However, in the case study, the necessary data sets could be identified. A central challenge at the level of (final) products is highlighted and applies to many material flows: Products consist of the combination of various raw materials, e.g. cobalt as a component of lithium-ion batteries. In order to be able to derive the environmental impact of a raw material at the product level, information on the proportion of cobalt in various products as well as in the overall environmental impact of the product is relevant.

Aggregated approach (metals): The case study shows that it is in general possible to account for the environmental impacts of an entire group of raw materials and link these to MFA data. The results clearly highlight the ecological relevance and significance of secondary metals and thus, the direct influence of recycling on the environmental impacts of metal processing. The results of the case study cover only the environmental impacts of metal production (processing of the pure metal). Other environmental impacts, such as from further processing into semi-finished products or from the use phase, could not be taken into account, mainly due to unavailable LCIs. The balancing of several processing steps of all metals increases the complexity and uncertainties (e.g. due to double counting) enormously. It should be noted that the integration of the energy-intensive processing steps is of central importance for the validity of the results.

Apart from very specific challenges for individual raw materials, the analysis of the case studies also shows more general challenges which are summarized below.

Perspective and system boundaries

In most of the case studies (e.g. crude oil, copper, cobalt, and aggregated approach) the consumer perspective was adopted, which quantifies environmental impacts based on consumption in Germany and abroad, i.e. including upstream chains abroad. A territorial perspective that quantifies environmental impacts in Germany (without upstream chains) can also be appropriate if the purpose of the research study is to take into account the ability of policymakers to directly regulate environmental impacts.

A general challenge is the choice of the temporal perspective: On the one hand, the planetary boundaries are formulated both in absolute terms (e.g. as maximum CO₂ concentration, or as maximum area that may be converted) and in annual terms (e.g. freshwater use per year, phosphorus per year, etc.). This implies an inconsistency, respectively. On the other hand, the environmental impacts do not necessarily occur entirely in the year of raw material use, but partly also in the year of disposal. This was illustrated by the example of plastics in the case

study of crude oil. In this case, a convention must be drawn whether the environmental impact is calculated at the moment of the raw material extraction, its use or its disposal. In accordance with the precautionary principle, it can be argued that environmental impacts from the disposal should be directly included in the calculation of remaining raw material use quantities.

In summary, it can be said that the definition of individual system boundaries varies strongly depending on the material and its use pathways, as well as on data availability.

Material flow data

In order to quantify annual or absolute budgets for raw materials use within the planetary limits of Germany, current and especially complete use quantities of the raw materials are needed. Economy-wide surveys of material flows, whether via material flow analysis (MFA) or via macroeconomic material flow accounts (EW-MFA), are indispensable for this purpose.

For a large number of raw materials there are concrete raw material use quantities for Germany, as the examples of crude oil, copper and (to a limited extent) cobalt, or the aggregated case study have shown. An important question arises in this regard: At which point in the value chain must the quantity of raw materials be measured (extraction, processing, further processing into semi-finished products, intermediate or end product)?

The (pure) quantities of raw materials can be measured at various points of intersection in the economy, including the quantity imported into Germany, the quantity processed in Germany (Raw Material Input (RMI) or corresponding differentiation in MFAs), the quantity remaining in Germany (Raw Material Consumption (RMC) or corresponding differentiation in MFAs) or the quantities exported. For the calculation of the remaining limits on raw material use within the planetary boundaries, the quantity used or "consumed" (consumer perspective) is decisive.

LCA data

The project used information on environmental impacts from Life Cycle Assessment (LCA) data. A concrete guidance could be developed, which Life Cycle Inventory (LCI) and LCA information is consistent with the dimensions of the planetary boundaries. This information could be tested without any problems in the case studies. Challenges arise in the event that:

- ▶ No life cycle inventory is available. One example was the processing of naphtha, or the direct smelting of copper. These gaps can be closed by collecting a (preferably aggregated) life cycle assessment process.
- ▶ The present LCA cannot be clearly assigned to the process steps (e.g. processing of semi-finished copper products); this can be solved by a better description.
- ▶ The present LCA is not representative of the environmental impacts of the processing steps (e.g. Li-ion battery recycling). That applies to both temporal and spatial dimensions. A challenge is posed in particular by the changing electricity mix, but also by different recycling proportions (especially due to the different amounts of energy) or a changing production country mix (i.e. countries from which Germany imports and which often deviate from the global production mix assumed in the LCIs).
- ▶ The LCAs do not cover all environmental impacts or do not cover them sufficiently. That applies in particular to dissipative losses during the use phase (e.g. tyre wear particles or micro-plastics). At the same time, these dissipative losses cannot be clearly assigned to any dimension of the planetary boundaries. So far, they have only been vaguely associated with

the concept, namely with the dimension "chemical pollution and the release of novel entities".

Regionalization of the concept of planetary boundaries

As elaborated before, there are different principles on how to allocate the limits of the planetary boundaries to individual countries (see operationalization and disaggregation). The choice of the regionalization principle can only be justified in political-normative terms. Among others, the choice concerns how the life and work of today's people are evaluated in relation to the life of past or future generations. The choice of the regionalization principle has a major influence on the derived quantities of raw material use.

An important challenge in regionalization is also the fact that for many planetary dimensions, there are different definitions of concrete boundaries. A clear definition is or should be the result of scientific research and social acceptance of the risks associated with surpassing the safe operating space. Until experts and society have agreed on an unambiguous definition, the choice of the concrete definition will have an impact on the outcome of the derived quantities of raw material use.

A further challenge for limits that define absolute budgets is the choice of the base year and the method of accounting. This has been shown with the example of CO₂ emissions, but it also applies to other absolute budgets.

Linkage of material flow and life cycle assessments

In principle, economy-wide material flow data and the environmental impacts of life cycle assessments can be combined well. Even if material flow data is collected in annual time periods and LCAs are collected without assigning the upstream chains to a time period, it can be assumed that the environmental impact associated with extraction and further processing (cradle-to-gate) actually occurs in the year of production (and further processing) of the raw material. In case of a long time between the production of the raw materials and the disposal, a convention for the temporal allocation of associated environmental impacts of the disposal must be agreed (see paragraph system boundaries).

The provision of the pure raw material was identified as a good and comparatively consistent interface, especially when individual raw materials are considered. However, if several raw materials are considered together, double counting cannot be completely avoided. For example, the production of a pure raw material (e.g. iron) requires machines for which other raw materials (e.g. copper) were used. These raw materials are - proportionately - included in life cycle assessments. This means that double counting inevitably occurs when different raw materials are added together. The problem is particularly relevant for energy inputs.

Linkage of planetary boundaries and life cycle assessments

A limitation for linking the environmental impacts from life cycle assessments with the dimensions in the concept of planetary boundaries is that life cycle assessments always start from an actual state of production. In various case studies, it was shown that energy is the factor that ultimately determines the remaining quantities of raw material use. However, production technologies can change, and in the course of the energy system transformation, energy inputs, in particular, will change. This means that in order to derive future quantities, the environmental impacts must be calculated under future production conditions. This is not yet possible with LCAs, but can be calculated if the LCI data are available as unit processes. In that way, changes, e.g. in the energy mix, can be adjusted as needed.

Determining the proportion per raw material

In the course of its use, each raw material only partly contributes to the total environmental impact. In the case studies, this proportion was accounted for by extrapolation of current production and consumption patterns for pragmatic reasons. Various questions and challenges arise in this regard:

- ▶ How is the share measured specifically? By the share of environmental impacts (measured territorially or in terms of consumption), or e.g. as a share of household expenditure for this product? In the case studies, the last proposal was rejected for data reasons and because prices do not properly reflect the relevance of environmental impacts (as shown in the case study of crude oil).
- ▶ A pragmatic challenge arises when environmental impacts occurring in another year are included. In this case, the value of the total environmental impact (in the year under consideration) must include this additional environmental impact from the other year and subtract the earlier ones.
- ▶ Updating the current proportion of environmental impacts leads to the paradox that raw materials with few environmental impacts receive only a small budget of raw material use. In general, this seems questionable. Therefore, the case study of copper was used to illustrate this in more detail. It was determined that further criteria need to be developed, which take into account a "necessary" budget for raw materials that are necessary to comply with the planetary boundaries. An alternative approach could be based on future scenarios and the development of individual sectors, e.g. against the background of achieving climate targets.

Assessment and derivation of the amount of raw materials

For the final step of the calculation of the remaining amount of raw material use, it is necessary to consider which planetary dimension is actually used. The case studies have shown that the respective remaining quantities of raw materials vary depending on whether climate change, freshwater use or land-system change etc., were considered. In the concept of planetary boundaries, none of the planetary dimensions must be exceeded. Consequently, the planetary dimension that is first exceeded must be decisive for the derivation of the quantities of raw material use. In other words, the dimension that quantifies the smallest remaining quantities of raw materials is decisive.

Currently, the land-system change limit of Germany has been exceeded. As Germany's forest area is growing, it can be argued that this boundary crossing is increasingly being reversed. The planetary boundary that leaves the narrowest scope for action after land-system change is climate change.

What quantities of raw materials remain?

When applying the ethical principle of historical responsibility, Germany's national carbon dioxide budget is exhausted. Consequently, only raw materials that can be produced and used without CO₂ emissions should be used. This means that copper, steel, sand etc. may only be used if they are extracted, prepared, transported and processed exclusively with renewable energies (RE) or synthetic raw materials based on RE. Cement or concrete should no longer be used at all if CO₂ emissions are produced (as it is the case with current technologies).

If a different regionalization principle is used, this conclusion will apply in a few years' time, respectively. In almost all case studies, the climate change dimension is the limiting planetary boundary. From an environmental perspective and with the concept of planetary boundaries it could be argued as follows: The remaining budgets are initially needed for the transformation of the energy system (copper, steel, concrete etc. in wind energy plants, photovoltaics and other key technologies). The required amounts could be quantified by means of RE expansion plans or scenarios.

To express it somewhat pointedly: without an immediate, complete and 100% transformation of the entire energy system, the remaining amount of abiotic raw materials that can still be used within the planetary boundaries will be zero (today or in a few years at the latest, depending on the regionalization principle).

1 Hintergrund und Zielsetzung

1.1 Hintergrund und Ziele des Projekts

Mit der wirtschaftlichen Entwicklung bevölkerungsreicher Schwellenländer in den vergangenen Dekaden stieg die globale Rohstoffextraktion und -nutzung erheblich. Trotzdem haben bis heute nur wenige Menschen einen hohen materiellen Wohlstand. Würden alle Menschen auf der Erde auf einem materiellen Niveau leben, das heute in Industrieländern verbreitet ist, wäre dies mit nahezu unvorstellbaren Implikationen auf die Umwelt verbunden. Dabei steigt nicht nur der Druck auf die einzelnen natürlichen Ressourcen wie Boden, Wasser oder Luft. Besonders besorgniserregend ist, dass sich der Druck auf unterschiedliche natürliche Ressourcen potenziert, und somit das Erdsystem als solches destabilisiert werden könnte (vgl. bspw. Steffen et al. 2015).

Vor diesem Hintergrund versuchen Regierungen, mit Ressourceneffizienzpolitiken und Ansätzen zur Kreislaufwirtschaft (circular economy) die Rohstoffinanspruchnahme (Metalle, nicht-metallische Mineralien, Biomasse, fossile Rohstoffe) zu mindern. Eine konkrete und wissenschaftlich fundierte Zielsetzung, die vergleichbar anderer Umweltwirkungen einen Grenzwert für Rohstoffinanspruchnahmen global oder national benennt, existiert bislang jedoch nicht. Dies hat verschiedene Gründe: Die Rohstoffinanspruchnahme ist für ein gutes menschliches Wohlergehen unumgänglich, womit ein wie auch immer definiertes Mindestmaß an Rohstoffnutzung unerlässlich ist. Dies spiegelt sich auch im Rahmen von Diskussionen zu Planetaren Grenzen und Gerechtigkeit wieder, in denen vergleichbar soziale Mindeststandards herangezogen werden (siehe Raworth 2012). Ferner nutzen Menschen eine Vielzahl von Rohstoffen, die je nach Rohstoff, konkreter Nutzung und regionalen Bedingungen unterschiedlich umweltbeeinträchtigend oder auch umweltschädigend ist. Das heißt, die reine massenbezogene Rohstoffinanspruchnahme selbst stellt keine Umweltwirkung dar, und eine der Herausforderungen des Projektes liegt darin, geeignete und zielführende Zusammenhänge und Ansätze zu identifizieren.

Ausgehend von der Notwendigkeit Rohstoffe für menschliches Wohlergehen zu nutzen und vor dem Hintergrund der Annahme, dass Rohstoffentnahme und Umweltbelastung korrelieren, wurden bereits verschiedene konkrete Grenzwerte oder Zielmarken für Rohstoffinanspruchnahmen formuliert. So hat beispielsweise Schmidt-Bleek und der Faktor 10 Klub ausgehend von der Bevölkerungszahl, von einer Gleichverteilung pro Person und von der normativen Setzung, die globale Gesamtmenge der extrahierten Rohstoffe im Vergleich zum Jahr 1990 nicht weiter zu erhöhen, eine Zielsetzung von 5-6 Tonnen Total Material Consumption (TMC_{abiot}) pro Kopf vorgeschlagen (Wuppertal Institut 1996). Dittrich et al. (2012) oder Lettenmeier et al. (2014) sind von den Bedürfnissen und der Menge von Rohstoffen, um diese Bedürfnisse ausreichend zu befriedigen, ausgegangen, und auf Zielwerte von 8 Tonnen Rohmaterialkonsum (im globalen Durchschnitt, ohne ungenutzte Materialentnahme, entspricht Global Domestic Extraction) (Dittrich et al. 2012) bzw. 8 Tonnen Rohmaterialkonsum einschließlich ungenutzter Materialentnahme (Lettenmeier et al. 2014) gekommen. Bringezu (2015) vergleicht diese und weitere Vorschläge (wie Bringezu 2009, 2011, und BIO Intelligence Service et al. 2012) und argumentiert für einen Zielkorridor von 3-6 Tonnen RMC_{abiot} bzw. 6-12 Tonnen TMC_{abiot} . Allen diesen Ansätzen liegen normative Setzungen zu Bedürfnissen, Verteilungsfragen und zur maximalen Umweltbelastung durch Rohstoffnutzungen zugrunde.

In diesem Forschungsprojekt wird im Gegensatz zu den obigen Ansätzen der Versuch unternommen, eine Grenzdefinition von der Seite der Umweltwirkungen und zwar im speziellen von den Gesamtwirkungen auf das Erdsystem kommend herzuleiten und einen möglichen

Zusammenhang zur abiotischen Rohstoffinanspruchnahme zu finden. Generell ist davon auszugehen, dass eine Verringerung des Konsums auch mit einer Verringerung der Umweltbelastung einhergeht. Allerdings konnte bislang nicht nachgewiesen werden, dass der massenbezogene aggregierte Indikator zur Materialinanspruchnahme ein richtungssicherer Proxy für die Umweltbelastung ist. Auf der Suche nach einer Grenze wird gegenwärtig verstärkt argumentiert, dass die *Art und Weise* der Extraktion, Nutzung und/oder die Beseitigung der Rohstoffe potenziell oder meistens mit Umweltbelastungen bzw. Umweltschädigungen verbunden sind. Die Argumentation versucht, aus der durchschnittlichen Umweltwirkung der Rohstoffinanspruchnahme eine Grenze abzuleiten, um umgekehrt über die Massengrenze das Ausmaß von Umweltwirkungen zu begrenzen. Diese Argumentation liegt der Begründung für Grenzwerte bzw. Leitplanken aus dem Konzept der planetaren Grenzen zugrunde: Der Grenzwert der Materialinanspruchnahme wird über die Umweltwirkungen (Treibhausgaspotenzial, Versauerung, Landnutzung, Wasserverbrauch, etc.) im Vergleich zu einem sicheren Handlungsraum („safe operating space“), in dem eine nachhaltige Entwicklung möglich ist, abgeleitet.

In diesem Forschungsprojekt wird der Frage nachgegangen, inwieweit sich Umweltwirkungen der Inanspruchnahme abiotischer Rohstoffe mit dem Konzept der planetaren Grenzen verknüpfen lassen und ob sich daraus Zielwerte für die Ressourcenpolitik ableiten lassen. Der Fokus nur auf abiotische Rohstoffe wurde vor dem Hintergrund getroffen, dass es sich bei diesem Projekt zunächst um eine Vorstudie handelt, welche mögliche Herangehensweisen und Methoden anhand einiger ausgewählter Fallbeispiele testen soll. Eine erhöhte Komplexität im Vorhaben ergibt sich nun daraus, dass nicht nur ein einziger Rohstoff, sondern verschiedene Rohstoffe in unterschiedlichen oft hochkomplexen Produkten genutzt werden, die zu systematisieren und vergleichen und hinsichtlich der damit verbundenen, mitunter sehr verschiedenen Umweltwirkungen sinnvoll in Zusammenhang zu bringen sind. Die erhöhte Komplexität ergibt sich ferner daraus, dass es neun Zieldimensionen im Konzept der Planetaren Grenzen gibt, welche auf globaler Ebene mit bestimmten Metriken gemessen werden, die nicht ohne weiteres mit lebenszyklusweiten Umweltwirkungen der Rohstoffinanspruchnahme in Verbindung gebracht werden können. Die Charakterisierungsmodelle aus Ökobilanzen sind hierfür ein Ansatz, unterliegen aber auch teils Einschränkungen hinsichtlich ihrer Aussagekraft.

Die **übergeordnete Frage**, zu der das Vorhaben Antworten sucht, lautet daher: **Gibt es eine (umwelt- / erdsystem-) wissenschaftlich fundierte Höchstgrenze für die Inanspruchnahme abiotischer Rohstoffe?**

Konkret soll dieses Vorhaben untersuchen, ob die Bestimmung einer fundierten Grenze über die Verbindung von aggregierter abiotischer Rohstoffnutzung (aus EW-MFA) und Umweltwirkungen (aus Ökobilanzen) mit den Planetaren Grenzen möglich ist.

Die methodisch-konzeptionellen Teilfragen sind:

- ▶ ob und wie die Charakterisierungsmodelle der Umweltwirkungsabschätzung aus den Ökobilanzen mit den Metriken der neun Dimensionen des Konzepts der Planetaren Grenzen verbunden werden könnten oder ob diese unmittelbar für regionale Gebietseinheiten verwendet werden könnten,
- ▶ ob und wie die identifizierten Modelle oder Metriken bzw. die daraus ermittelbaren Kenngrößen für Produkte und Güter mit den EW-MFA verbunden werden könnten; die EW-MFA sind hierbei auf methodische Ansätze beschränkt, die mit ökonomischen Instrumenten

(IOTs) arbeiten, und somit geeignet sind, Rohstoffnutzung und ökonomische Aktivitäten zu verbinden.

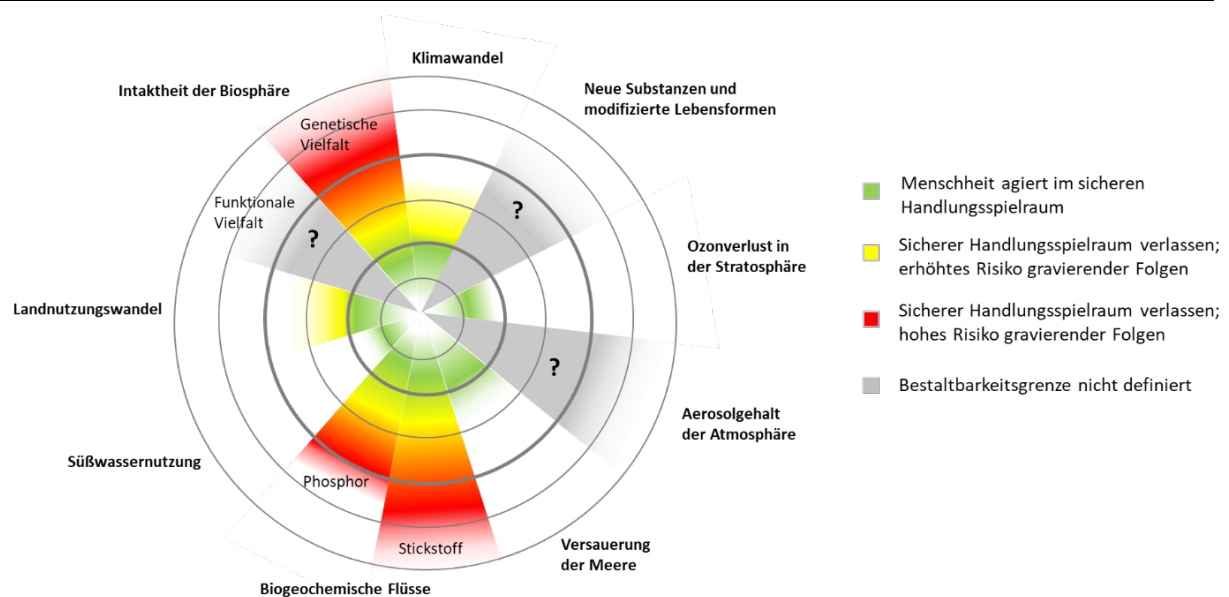
Die Antworten auf die methodisch-konzeptionellen Teilfragen sind dabei hinsichtlich ihrer Stärken und Schwächen kritisch zu beurteilen.

Falls methodisch-konzeptionell ein belastbarer Weg gefunden wird, ist eine konkrete Grenze, entweder in harter Form einer Zahl oder eines Korridors (safe-operating-space) abzuleiten. Die Rohstoffnutzung der deutschen Volkswirtschaft ist dann anschließend vor dem Hintergrund der gefundenen Grenze bzw. des gefundenen Korridors einzuordnen.

1.2 Das Konzept der Planetaren Grenzen

Das Konzept der Planetaren Grenzen identifiziert neun Dimensionen bzw. Umweltprozesse, die für die Stabilität und Widerstandskraft (Resilienz) des globalen Erdsystems als fundamental betrachtet werden. Diese, in Wechselwirkung zueinander stehenden Dimensionen, umfassen (siehe Abbildung 1) Klimawandel, Ozeanversauerung, Ozonverlust, Süßwassernutzung, Landnutzungswandel, Biogeochemische Flüsse, Intaktheit der Biosphäre, Aerosolgehalt der Atmosphäre sowie neue Substanzen und modifizierte Lebensformen. Das erstmals von Rockström et al. (2009) publizierte Konzept geht davon aus, dass die durch den Menschen verursachten Umwelteinwirkungen zu einem abrupten Wechsel der Umweltbedingungen führen können, an die sich Lebewesen, darunter auch Menschen, nicht oder nicht ausreichend schnell anpassen können. Die Autoren quantifizieren für sieben Dimensionen sogenannte planetare Grenzen („planetary boundaries“), innerhalb derer ein sicherer Handlungsraum für die Menschheit besteht. Wird dieser vorgegebene, sichere Handlungsspielraum und damit kritische Kippunkte überschritten, können nicht mehr rückführbaren Änderungen der Umweltbedingungen folgen. Auf globaler Ebene sind gegenwärtig bereits zwei planetare Grenzen überschritten: die Genetische Vielfalt als Teil der Intaktheit der Biosphäre sowie die biogeochemischen Phosphor- und Stickstoff-Flüsse (vgl. Abbildung 1). (Rockström et al. 2009; Steffen et al. 2015)

Abbildung 1: Das Konzept der planetaren Grenzen



Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis von Steffen et al. (2015)

Der Schwerpunkt in diesem Projekt liegt auf Umweltwirkungen bzw. Modellierungsmethoden, die sich mit den im Rahmen der Planetaren Grenzen genannten Dimensionen verbinden lassen. Daher wurde zu Beginn des Projekts eingegrenzt, welche Umweltwirkungen mit Blick auf die Dimensionen des Konzepts der Planetaren Grenzen in Frage kommen. So sind nicht für alle neun Umweltprozesse korrespondierende Planetare Grenzen benannt, andere stehen im wissenschaftlichen Diskurs. Die folgende Übersicht (Tabelle 1) zeigt eine Gegenüberstellung von Umweltprozessen im Konzept der Planetaren Grenzen und Umweltwirkungskategorien der Ökobilanzen.

Tabelle 1: Gegenüberstellung der im Konzept der Planetaren Grenzen relevanten Umweltprozesse und in Ökobilanzen relevante Umweltwirkungen

Umweltprozesse im Konzept der Planetaren Grenzen	Umweltwirkung in Ökobilanzen	Grenze in Konzept zu Planetaren Grenzen definiert?	Bemerkung
Klimawandel	Klimawandel (Global Warming Potential, kg CO ₂ -eq)	Ja	Metrik ist analog (IPCC)
Ozonzerstörung	Ozonzerstörung (Ozone Depletion Potential)	Ja	Zustandsmessung (Stratosphärische O ₃ -Konzentration) vs. Zerstörungspotenzial einzelner Gase (ODP)
Versauerung der Meere	Einzelne Ansätze werden in der Literatur diskutiert (vgl. Kapitel 4.2.1). Konsequenz der anthropogenen CO ₂ Emissionen	Ja	Carbonatkonzentration der Meere
Biogeochemische Flüsse, insb. P und N	Eutrophierung, Photooxidantienbildung (NO _x), Feinstaub (Sekundärpartikelbildner: NO _x , NH ₃); Einzelparameterbetrachtung auf Sachbilanzebene	Ja, allerdings wissenschaftlich umstritten	In Ökobilanz in verschiedenen Wirkungskategorien; Betrachtung auf Elementarflussebene möglich
Aerosolgehalt der Atmosphäre	Keine direkte Entsprechung bekannt; möglicher Teilwirkungsbezug über Feinstaub (Partikel und Sekundärpartikelbildner)	Nein (bzw. nur regional)	Optische Messung vs. Einzelverbindungen; Wasserdampf, Ruß in Ökobilanzen wenig erfasst
Neue Substanzen und modifizierte Lebensformen	In Ökobilanzen nicht enthalten; betrifft künftige Risiken (z.B. Risiken durch künftige Chemikalien, gentechnisch veränderte Substrate)	Nein	Noch keine Kontrollvariable im Planetaren Grenzkonzept definiert, fungiert als „Platzhalter“ für noch nicht identifizierte Substanzen / Lebensformen, die die Stabilität des Erdsystems beeinträchtigen können
Landnutzungswandel	Flächeninanspruchnahme, Naturraumbeanspruchung, Landnutzungswandel, Biodiversität	Ja	Zustand bewaldete Fläche historisch/potenziell vs. Verschiedene Konzepte, die bislang bei Ökobilanzen nicht harmonisiert; aber Planetare

Umweltprozesse im Konzept der Planetaren Grenzen	Umweltwirkung in Ökobilanzen	Grenze in Konzept zu Planetaren Grenzen definiert?	Bemerkung
			Grenze auf nationale Einheit übertragbar
Veränderung der Intaktheit der Biosphäre	Biodiversität, Ökosystemleistung, Ökotoxizität	Genetische Vielfalt definiert über Aussterberate; Versuche vorhanden, die funktionale Diversität über einen Biodiversity Intactness Index zu definieren	bislang keine harmonisierten Konzepte; teilweise über Flächeninanspruchnahme adressiert
Süßwassernutzung	Süßwasserbeanspruchung	Ja	Max. Beinhaltet Blauwassernutzung und Beckenabfluss. LCA-Charakterisierungsmodelle in Entwicklung, Sachbilanzdaten noch nicht systematisch in Datensätzen enthalten (insbes. nicht für Wasserqualität, aber auch nicht in Planetare Grenze adressiert)
Für Ressourceninanspruchnahme in LCA gibt es keine Entsprechung, da es sich nicht um eine direkte Umweltwirkung handelt (etwaige physikalische Grenze wenig relevant, z.B. „Peak Oil“)	Ressourceninanspruchnahme		in Ökobilanzen bislang keine harmonisierten Konzepte vorhanden; i.d.R. über Masse; (Stock extended) Abiotic Depletion Potential über statische Reichweite, Kritikalität, etc. berücksichtigt

Quelle: eigene Zusammenstellung

Basierend auf derzeit gegebenen Möglichkeiten aus Tabelle 1 wurde vereinbart, sich im Rahmen der Vorstudie auf folgende Dimensionen der Planetaren Grenzen zu fokussieren:

- Klimawandel,
- Intaktheit der Biosphäre,
- Ozonverlust,
- Biogeochemische Flüsse,
- Süßwassernutzung,
- Landnutzungswandel.

1.3 Aufbau des Berichts

Im folgenden **zweiten Kapitel** werden unterschiedliche Herangehensweisen für das Herunterskalieren der Planetaren Grenzen untersucht (Kapitel 2.1). Neben einem Überblick zum Konzept der Planetaren Grenzen (Kapitel 2.1.1), werden Ansätze und Methoden zur Disaggregation erläutert (2.1.2), sowie eine Übersicht zu bisher durchgeführten Studien zur Übersetzung der globalen Planetaren Grenzen auf die nationale bzw. regionale Ebene sowie auf Rohstoff- und Produktebene gegeben (Kap. 2.1.3). Kapitel 2.1.4 formuliert erste Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die folgenden weiteren Arbeitsschritte im Forschungsprojekt. Darauf aufbauend erfolgt in Kapitel 2.2 die konkrete Ableitung der regionalisierten Grenzen und quantifiziert diese für die ausgewählten Umweltwirkungen.

In **Kapitel 3** werden verschiedene Datengrundlagen zu stoffstrombezogenen Daten (Kapitel 3.1) und zu Umweltwirkungen (Kapitel 3.2) vorgestellt. Anhand ausgewählter Kriterien wird bewertet, inwieweit sich die jeweilige Datengrundlage für die Nutzung im Projekt eignet. Darauf aufbauend wird eine Auswahl vorgeschlagen (Kapitel 3.3).

In **Kapitel 4** wird untersucht und aufgezeigt welche Umweltwirkungskategorien mit den neun Umweltprozessen der Planetaren Grenzen verknüpft werden können (Kapitel 4.1). In Kapitel 4.2 wird basierend auf den erarbeiteten Verknüpfungsmöglichkeiten eine Übersicht zu den genutzten Informationen aus der Umweltdatenbank ecoinvent erstellt.

Kapitel 5 behandelt fünf ausgewählte Fallbeispiele, für welche die in Kapitel 3 und 4 vorgeschlagenen Datengrundlagen genutzt und Herangehensweisen angewandt werden. Kapitel 5.1 beschreibt die Auswahl sowie das methodische Vorgehen bei den Fallbeispielen. Die Kapitel 5.2 bis 5.6 dokumentieren die Fallbeispiele. Alle Kapitel enthalten die Beschreibung der Datengrundlagen, eine Erläuterung wie Materialflüsse und Umweltwirkungen konkret verknüpft wurden, den Vergleich mit den im Kapitel 2.2 quantifizierten Grenzen und ein Resümee zur Übertragbarkeit.

Kapitel 6 beinhaltet eine Vertiefungsstudie, welche die Frage adressiert, wie öffentlich verfügbare Statistiken und Daten aus den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) für Deutschland weiterentwickelt werden können, um zu messen, welchen Beitrag Ressourceneffizienzpolitik zur Minderung der mit der Rohstoffnutzung verbundenen Umweltwirkungen auf ein sicheres Maß leistet.

Kapitel 7 umfasst eine weitere Vertiefungsstudie und untersucht, welche (politischen) Optionen bestehen, um das Überschreiten der Grenzen rückgängig zu machen bzw. auszugleichen, und welche rohstoffbezogenen Instrumente geeignet sind bzw. unterstützend wirken könnten?

Das abschließende **Kapitel 8** zieht allgemeine Schlussfolgerungen, die über die Fallbeispiele hinausgehen und auch Erkenntnisse der beiden Vertiefungsstudien aufgreifen.

2 Disaggregation des Planetaren Grenzkonzepts

2.1 Einführung und Ansätze zur Disaggregation

2.1.1 Das Konzept der Planetaren Grenzen

Das Konzept der Planetaren Grenzen wurde durch Rockström et al. (2009) formuliert und durch Steffen et al. (2015) weiterentwickelt. Die Planetaren Grenzen betreffen biologische, chemische und physikalische Prozesse des Erdsystems. Für eine Mehrzahl der Grenzen sind Kontrollvariablen definiert. Vier Grenzen sind bereits überschritten.

Referenzpunkt des Konzepts ist der historische Erdsystemzustand des Holozäns, innerhalb dessen nachhaltige Entwicklung möglich ist. Mit dem Verlassen dieses Zustands sind gemäß des Konzepts Risiken verbunden. So steigt für globale Erdsystemprozesse die Wahrscheinlichkeit sogenannte tipping points zu erreichen, wenn die zugehörige Planetare Grenze überschritten wird (bspw. Klima). Das Erdsystem kann sich in diesem Fall insgesamt abrupt ändern, sodass menschliche Entwicklung erschwert wird. Außerdem steigt für sogenannte global kumulative Prozesse (Definition s.u.) wie Landnutzungswandel und Biogeochemische Flüsse das Risiko, die Resilienz des Erdsystems zu minimieren. Das Konzept der Planetaren Grenzen formuliert vor diesem Hintergrund Abstände zu Zonen erhöhten Risikos für das Überschreiten dieser Kipp-Punkte („Pufferabstände“) bzw. Zonen erhöhten Risikos für Reduzierung der Resilienz. Ziel ist es einen holozän-ähnlichen Zustand des Anthropozäns zu erhalten.

Seit Formulierung des Konzepts durch Rockström et al. (2009) und Steffen et al. (2015) fokussiert der wissenschaftliche Diskurs auf die Weiterentwicklung der Planetaren Grenzen und auf ihre Operationalisierung. Ziel einer Operationalisierung der global definierten Grenzen ist es, die Grenzen besser für die Politik nutzbar zu machen. Hierfür sind die globalen Grenzen in regionale oder nationale Anteile bzw. auf Produkte („fair shares“) zu übersetzen, also zu disaggregieren.⁷ Die fair shares sind dabei Anteile am sicheren Handlungsraum (safe operating space), der durch die Planetaren Grenzen aufgespannt wird. Die regional oder national definierten Grenzen können dann dazu genutzt werden, bei einer Überschreitung der Grenzen entsprechende politische Maßnahmen zu begründen („Benchmarking“). Herunterskalierte Planetare Grenzen können auch genutzt werden, um zu überprüfen, inwieweit bereits vorhandene Grenzwerte auf regionaler bzw. nationaler Ebene das Konzept ausreichend berücksichtigen.

Zum besseren Verständnis werden nachfolgend die deutschen Übersetzungen der Planetaren Grenzen verwendet. Die Übersetzung folgt dabei dem Integrierten Umweltprogramm 2030 des BMU(B), die im Projekt „Planetare Grenzen - Anforderungen an die Wissenschaft, Zivilgesellschaft und Politik“ erstellt wurden (Keppner et al. 2020). Einzelne Aspekte der nachfolgenden Ausführungen beziehen Ergebnisse dieses Vorhabens ein. Gemäß der Formulierung durch Rockström et al. (2009) und Steffen et al. (2015) wird der Begriff „Planetare Grenze“ sowohl für das Konzept als auch für den definierten Wert der Grenze verwendet, der das Verlassen des sicheren Handlungsraumes kennzeichnet.

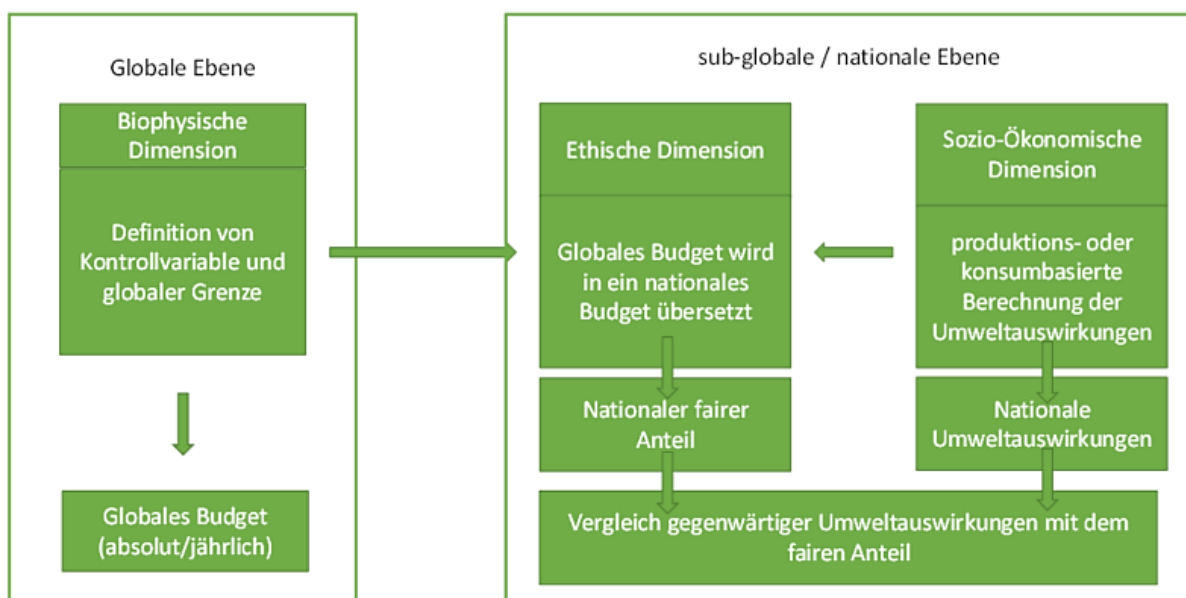
⁷ Im Rahmen des Projektes ist außerdem in AP 3 zu prüfen, inwieweit eine Allokation auf Wirtschaftssektoren, Produkte oder Ressourcen möglich ist.

2.1.2 Überblick über Ansätze zur Disaggregation der Planetaren Grenzen

Seit Formulierung des Konzepts der Planetaren Grenzen wurden die global definierten Grenzen in einzelnen Studien vor allem auf die nationale Ebene herunterskaliert (siehe unten Kapitel zum Überblick über bisherige Skalierungsansätze).

Eine Übertragung der Planetaren Grenzen in nationale Politikziele kann in drei Schritten erfolgen (vgl. Lucas / Wilting 2018). Diese beziehen sich auf die von Häyhä et al. (2016) identifizierten Dimensionen der Operationalisierung – biophysische, sozio-ökonomische und ethische Dimension. Die biophysische und ethische Dimension kommen zur Anwendung bei der Skalierung der Planetaren Grenzen. Die sozio-ökonomische Dimension ist im Anschluss für die Berechnung aktueller Umweltauswirkungen relevant, die mit den skalierten Grenzen verglichen werden.

Abbildung 2: Schritte zur Übersetzung der globalen Grenzen in nationale Ziele



Quelle: eigene Darstellung einer angepassten Version, übernommen und übersetzt nach Lucas und Wilting (2018)

2.1.2.1 Biophysische Dimension

Zuerst ist zu prüfen, inwieweit eine globale Kontrollvariable definiert ist (vgl. Steffen et al. 2015). Außerdem müssen temporäre und räumliche Aspekte hinsichtlich des jeweiligen Umweltproblems beachtet werden. Die temporäre Komponente bezieht sich dabei auf die Frage, ob im Konzept ein absolutes (z.B. Klimawandel) oder jährliches Budget (z.B. Wassernutzung) definiert ist.

Die räumliche Komponente bezieht sich auf die Frage, ob spezifische lokale Gegebenheiten berücksichtigt werden müssen. So verdeutlichen Häyhä et al. (2016) mit zwei Kategorien, dass den Planetaren Grenzen unterschiedliche Systemprozesse zugrunde liegen. Die erste Kategorie sind „**globale systemische Prozesse**“ (Lucas / Wilting 2018). Damit sind menschliche Aktivitäten mit direkten Auswirkungen auf eine Erdsystemkomponente gemeint. Diese Aktivitäten haben das Potenzial, dass sich das Erdsystem aus dem relativ stabilen holozänen Zustand entfernt. Die Prozesse, auf die dies zutrifft, sind Klimawandel, Versauerung der Meere, Ozonverlust in der Stratosphäre und neue Substanzen und modifizierte Lebensformen. Für diese Prozesse ist es irrelevant, wo auf der Erde die Aktivitäten stattfinden, da die Auswirkungen direkt global relevant sind.

Die zweite Kategorie betrifft lokale Aktivitäten, die Verbindungen zwischen den Komponenten des Erdsystems verändern. Dadurch können diese lokalen Wirkungen gemeinsam dazu führen, den planetaren Grundzustand insgesamt zu verschieben. (Lucas / Wilting 2018) nennen diese auch „**global kumulative Prozesse**“, da die kumulierten lokalen und regionalen Effekte Auswirkungen auf das Erdsystem haben können. Zu dieser Kategorie gehören der Aerosolgehalt der Atmosphäre, Intaktheit der Biosphäre, Veränderung der Biogeochemischen Flüsse, Süßwassernutzung, und Landnutzungswandel. Für diese Grenzen stellen Häyhä et al. (2016) fest, dass eine Allokation auf nationale Ebene nicht einfach durch die Verteilung des globalen Budgets möglich ist, auch wenn dies von einigen der untersuchten Studien so durchgeführt wurde, da lokale Bedingungen und auch zeitliche Aspekte eine entscheidende Rolle spielen.

2.1.2.2 Ethische Dimension

Zur Übersetzung des Budgets in nationale Anteile am Budget oder nationale Grenzen (national fair shares) muss die ethische Dimension berücksichtigt werden. Je nach ethischem Prinzip (und je nach gewählter Allokationsumsetzung) können unterschiedliche nationale Budgets berechnet werden. Häufig erfolgt eine Allokation nach der Einwohnerzahl eines Landes (pro-Kopf-Allokation). Dieser Anteil am Budget kann sich jedoch stark verändern, wenn etwa die historische Verantwortung für Umweltschäden berücksichtigt wird.

Für die Allokation auf die nationale Ebene hat sich insbesondere in der Klimadiskussion ein Katalog an Verteilungsprinzipien herausgebildet. Gemäß des Prinzips *Common but Differentiated Responsibility (CBDR)* werden so gerechte (faire) Anteile am Klimabudget bestimmt (Ringius et al. 2002; Höhne et al. 2013; van den Berg et al. 2019). In der Literatur werden u. a. die folgenden Prinzipien diskutiert: Gleichheit (Pro-Kopf-Allokation), Fähigkeit (Allokation nach ability to pay), (historische) Verantwortung und Recht auf Entwicklung (Allokation nach Fähigkeit sowie historischem Beitrag), Cost-effectiveness (Allokation nach Reduktionspotenzial) sowie Souveränität (Allokation nach jetziger Verteilung an Ressourcennutzung). Die in diesem Kontext entwickelten Prinzipien und Allokationsansätze können auf die Planetaren Grenzen übertragen werden (vgl. Lucas / Wilting 2018).

Die Entscheidung darüber welches ethische Prinzip und damit welcher Allokationsansatz gerecht ist, ist letztendlich durch die Politik zu fällen. Unterschiedliche Allokationsansätze können auch dabei helfen, ein Ergebnisspektrum abzubilden und somit die Auswirkungen der getroffenen Annahmen zur Herunterskalierung auf die Gesamtergebnisse zu verdeutlichen. Die Wissenschaft kann beispielsweise durch die Berechnung der Grenzen nach den unterschiedlichen Allokationsansätzen für diese Entscheidung eine Grundlage liefern. Aktuell besteht kein Konsens darüber, welche Verteilung als gerecht zu betrachten ist. Im Vorhaben kann die Bedeutung der unterschiedlichen Prinzipien, ihre Vor- und Nachteile sowie Konsequenzen bei der Operationalisierung aufbereitet werden, so dass eine politische Entscheidung ermöglicht wird.

Gleichheit

Gemäß dem Gleichheitsprinzip kommt jedem Individuum ein gleicher Wert zu, dementsprechend hat – bezogen auf die Planetaren Grenzen – jedes Individuum den gleichen Anspruch auf das zur Verfügung stehende Budget (Ressourcenrechte). Folgt man dem Prinzip ergibt sich der herunterskalierte Wert der Planetaren Grenze durch den Anteil des Landes an der globalen Bevölkerung. Hierbei können sowohl aktuelle Bevölkerungszahlen als auch Projektionen über zukünftige Bevölkerungsentwicklungen berücksichtigt werden.

Formalisierung

Formalisiert für Land c und Planetare Grenze (pg) r zum Zeitpunkt t und Bevölkerung global (POP) bzw. national (pop)⁸ (sogenannte Immediate Equal Per Capita Allocation = IEPC):

$$pg_{c,r,IEPC} = \frac{pop_{c,t}}{POP_t} \times PG_r$$

Formalisiert für kumulierte Bevölkerungszahl zwischen t_{Anfang} und t_{Ende} (sogenannte Equal Cumulative Per Capita Allocation = ECPC):

$$pg_{c,r,ECPC} = \frac{\sum_{t_{\text{Anfang}}}^{t_{\text{Ende}}} pop_{c,t}}{POP_t} \times PG_r$$

Vor- und Nachteile

Das Prinzip lässt sich auf alle ausgewählten Planetaren Grenzen anwenden, sofern diese definierte Kontrollvariablen haben. Für die Herunterskalierung bei Planetaren Grenzen, welche heterogene Prozesse betreffen, sind idealerweise lokale Kontextfaktoren mit zu berücksichtigen (bspw. sollten für die Wassergrenze lokale Vulnerabilitäten mitbetrachtet werden).

Das Prinzip benötigt in der Form IEPC Daten zur aktuellen nationalen und globalen Bevölkerungszahl. Für die Form ECPC werden zusätzlich Daten für die zukünftige Bevölkerungsentwicklung national / global benötigt, die bspw. den SPSS-Projektionen (Shared Socio-Economic Pathways) entnommen werden können.

ECPC hat gegenüber IEPC den Vorteil, auch die Rechte zukünftiger Generationen auf das noch zur Verfügung stehende Budget miteinzubeziehen; es stärkt damit Generationengerechtigkeit.

IEPC und ECPC haben bei Anwendung für die Planetaren Grenzen mit absolutem Budget den Nachteil, die historische Verantwortung nicht zu berücksichtigen. IEPC und ECPC vernachlässigen außerdem die Fähigkeit des jeweiligen Landes, Ressourcen zu schützen, sowie Entwicklungsrechte zu achten (siehe unten).

Konsequenzen für die Operationalisierung

IEPC ergibt einen höheren Anteil am Budget für bevölkerungsreiche und einen geringeren Anteil für bevölkerungsarme Länder. So erhalten bspw. China und Indien absolut einen wesentlich höheren Anteil als Luxemburg.

ECPC ergibt im Vergleich zu IEPC höhere Anteile am Budget für Länder mit projiziertem Bevölkerungszuwachs, und geringere Anteile für Länder mit projizierter Bevölkerungsabnahme. Dementsprechend kommt Deutschland bei ECPC ein geringerer Anteil zu als bei IEPC.

Souveränität

Die Souveränität ist Leitprinzip des Völkerrechts. Träger der Souveränität sind Staaten als primäre Völkerrechtssubjekte; als solche unterliegen sie neben völkerrechtlichen Verträgen und allgemeine Prinzipien des Völkerrechts auch dem Völkergewohnheitsrecht (verstanden als allgemeine und von Rechtsüberzeugung getragene Übung). Übertragen auf die Operationalisierung der Planetaren Grenzen bedeutet dies, dass Staaten einen Anteil am Budget (Ressourcenrechte) erhalten gemäß ihrem aktuellen Anteil an globalen Umweltauswirkungen (im Englischen Grandfathering bzw. übersetzt Bestandsschutz).

Formalisierung

Formalisiert für Grandfathering (=GF) und für die auf das Land bezogenen Umweltauswirkungen e und globale Umweltauswirkungen E:

⁸ Die Formalisierung folgt Lucas und Wilting (2018 p. 47).

$$pg_{c,r,GF} = \frac{e_{c,t,r}}{E_{r,t}} \times PG_r$$

Vor- und Nachteile

Das Prinzip lässt sich auf alle ausgewählten Planetaren Grenzen anwenden, sofern diese definierte Kontrollvariablen haben. Für die Herunterskalierung bei Planetaren Grenzen mit heterogenen Prozessen sind Kontextfaktoren zu berücksichtigen.

Der Allokationsansatz benötigt Daten zu nationalen und globalen Umweltauswirkungen (bspw. footprints).

Der Ansatz vernachlässigt individuelle Ressourcenrechte, historische Verantwortung, Fähigkeiten und Entwicklungsrechte. Er stärkt damit den Status-Quo.

Vorteil ist insbesondere die politische Umsetzbarkeit einer auf dem Prinzip der Souveränität fußenden Allokation (Knight 2013).

Konsequenzen für die Operationalisierung

Die Allokation gemäß Grandfathering führt zu höheren Anteilen am Budget für Deutschland, im Vergleich zu Entwicklungsländern, da Deutschlands Umweltauswirkungen im Allgemeinen höher sind als jene von Entwicklungsländern.

Fähigkeit

Gemäß dem Prinzip ist ausschlaggebend für die Allokation, inwieweit ein Land die Fähigkeit besitzt, Umweltprobleme anzugehen. Das Prinzip findet Anwendung bei der Frage, welches Land welchen Anteil am globalen Reduktionsziel tragen kann. Es betrifft dementsprechend die Planetaren Grenzen, welche bereits überschritten sind, aus denen sich also ein Reduktionsziel ergibt. Nach der Ability-to-Pay (AP)-Allokation ergibt sich die herunterskalierte Planetare Grenze aus den gegenwärtigen, nationalen Umweltauswirkungen von denen das Reduktionsziel abgezogen wird.

Formalisierung

Die herunterskalierte Grenze wird nach dem Ansatz von Lucas und Wiling (2018) berechnet aus der Differenz (1) der nationalen Umweltauswirkungen und (2) des Reduktionsziels. Das Reduktionsziel ergibt sich aus dem gewichten Anteil der nationalen Umweltauswirkungen (e) an den global gewichteten Umweltauswirkungen (E). Die Gewichtung erfolgt anhand des Anteils des nationalen (bip_{pk}) am globalen pro-Kopf-Bruttoinlandsprodukt (BIP_{pk}). Dieser gewichtete Anteil wird mit der notwendigen globalen Reduktion, die sich aus der Differenz zwischen globaler Auswirkung und der global definierten Planetaren Grenze ($E_{rt} - PG_r$) ergibt, multipliziert. Der Ansatz basiert auf van den Berg et al. (2019) und wurde angewandt, um steigende Grenzkosten mit stärkeren Reduzierungsanstrengungen zu berücksichtigen (c = country, NC = Anzahl an Ländern).

$$pg_{c,r,AP} = e_{c,r,t} - \left(\frac{e_{c,t,r} \times \sqrt[3]{\frac{bip_{pk,c,t}}{BIP_{PK,t}}}}{\sum_c^{NC} e_{c,r,t} \times \sqrt[3]{\frac{bip_{pk,c,t}}{BIP_{PK,t}}}} \times (E_{r,t} - PG_r) \right)$$

Vor- und Nachteile

Durch das Prinzip werden Reduktionsverpflichtungen verteilt, dementsprechend kann es nur für die bereits überschrittenen Planetaren Grenzen Klima, Intaktheit der Biosphäre, Biogeochemische Flüsse sowie Landnutzungswandel genutzt werden.

Es kann bei der Operationalisierung außerdem der Fall auftreten, dass negative Anteile entstehen, wenn das Reduktionsziel höher ist als die gegenwärtigen Umweltauswirkungen. Hier entsteht dementsprechend die Frage wie mit negativen Anteilen umzugehen ist. Eine mögliche Frage, die sich ergibt ist, ob hierdurch beispielsweise Reduktionsverpflichtungen in anderen Ländern entstehen.

Vorteil des Prinzips ist es, dass es die unterschiedlichen Ausgangsbedingungen einzelner Länder adressiert.

Konsequenzen für die Operationalisierung

Je höher die nationalen Umweltauswirkungen und je größer der Anteil des nationalen am globalen pro-Kopf-BIP, desto größer fällt die Reduktionsverpflichtung aus. Für Deutschland ergeben sich daher aus dem Allokationsprinzip höhere Reduktionsverpflichtungen im Vergleich zu einer Allokation basierend auf Souveränität und Gleichheit.

Recht auf Entwicklung / Verantwortung

Gemäß des Rechts auf Entwicklung ist bei der Verteilung von Reduktionsverpflichtungen, welche sich aus überschrittenen Planetaren Grenzen ergeben, der Entwicklungsstand eines Landes miteinzubeziehen. Ärmere Länder haben gemäß des Prinzips ein Recht darauf, zuerst die Grundbedürfnisse ihrer Bevölkerung zu decken, und sind deshalb im Verhältnis zu reicheren Ländern in geringerem Maße verpflichtet, einen Beitrag zur Reduktion von Umweltauswirkungen zu leisten. Das Prinzip steht in engem Zusammenhang zum Fähigkeitsprinzip, da es den Wohlstand im jeweiligen Land berücksichtigt.

Gemäß dem Verantwortungsprinzip (auch polluter-pays-Prinzip) muss dasjenige Land einen größeren Anteil an der Lösung eines Umweltproblems leisten, das in stärkerem Maße zur Verursachung eines Problems beigetragen hat. So werden beispielsweise in Bezug auf den Klimawandel die historischen Emissionen eines Landes bei der Allokation miteinbezogen.

Lucas und Wilting (2018) nutzen den Responsibility Capability Index, um die Planetaren Grenzen gemäß des Rechts auf Entwicklung auf die nationale Ebene zu skalieren. Der Index basiert auf einem Beitrag von Baer et al. (2008) und bezieht sowohl Fähigkeit als auch historische Verantwortung mit ein. In der Umsetzung von Lucas und Wilting (2018) wird allerdings nur der Fähigkeitsterm des Indexes für die Skalierung genutzt.

Formalisierung

Die herunterskalierte Grenze pg wird nach Lucas und Wilting (2018) berechnet aus der Differenz zwischen (1) der nationalen Umweltauswirkung e und (2) des Reduktionsziels. Das Reduktionsziel ist hier die mit dem Responsibility Capability Index gewichtete notwendige globale Reduktion. Die Gewichtung erfolgt durch den Anteil des nationalen Wertes des Responsibility Capability Indexes rci an der globalen Summe des Responsibility Capability Indexes RCI . Die notwendige globale Reduktion ergibt sich aus der Differenz zwischen globaler Auswirkung und der global definierten Planetaren Grenze ($E_{gt} - PG_r$).

$$pg_{c,r,DP} = e_{c,r,t} - \left(\frac{rci_{c,t}}{RCI_t} \times (E_{r,t} - PG_r) \right)$$

Der Responsibility Capability Indexwert eines Landes c ist die „gewichtete Summe des nationalen Anteils an globaler Verantwortung und Fähigkeit“ (Kemp-Benedict et al. 2018). Dabei

ist R Verantwortung, C Fähigkeit, a entspricht der Gewichtung zwischen Fähigkeit und Verantwortung (und ist eine Zahl zwischen 0 und 1).

$$rci_c = a \times \frac{R_c}{\sum_{j=1}^N R_j} + (1 - a) \times \frac{C_c}{\sum_{j=1}^N C_j}$$

Im Ansatz von Lucas und Wilting (2018) fließt nur der Fähigkeitsterm ein ($\frac{C_c}{\sum_{j=1}^N C_j}$).

Vor- und Nachteile

Über den Responsibility-Capability Index (RCI) werden die Bedürfnisse ärmerer Länder für Entwicklung bei der Verteilung des Reduktionsziels mitbetrachtet.

In der Operationalisierung von Lucas und Wilting (2018) wird die historische Verantwortung nicht mitbetrachtet, was einen Nachteil darstellt. Die historische Verantwortung ist insbesondere für die Skalierung der Klimawandelgrenze von Bedeutung. Je nachdem ab welchem Zeitpunkt die ab dann emittierten Treibhausgase einbezogen werden, verändert sich der Budgetanteil. Bei anderen Planetaren Grenzen ist die Zuordnung der Verantwortung dagegen schwieriger (Landnutzung, Intaktheit der Biosphäre), da zu historischen Umweltauswirkungen die Datenlage ungenügend ist. Für jene Planetaren Grenzen für die ein jährliches Budget definiert ist, kommt eine Berücksichtigung der historischen Verantwortung nicht in Frage (Biogeochemische Flüsse und Süßwassernutzung).

Konsequenzen für die Operationalisierung

Der Allokationsansatz ergibt für die EU und USA die niedrigsten Anteile am Budget im Vergleich zu den anderen Prinzipien, und führt für Klimawandel sogar zu einem negativen Emissionsbudget. Dies bedeutet, dass nicht nur weniger emittiert werden müsste, sondern beispielsweise durch offsetting ein Beitrag zur Reduktion von Emissionen in anderen Ländern zu leisten wäre. Für China und Indien ergeben sich dagegen deutlich höhere Anteile am globalen Budget.

Ressourceneffizienz

Gemäß des Prinzips der Ressourceneffizienz erfolgt die Allokation von Reduktionsverpflichtungen dort „wo die größten Effizienzgewinne erwartet werden können“ (Übersetzung durch die Autor*innen; Lucas / Wilting 2018). Je nach betrachteter Planetarer Grenze verändern sich die betrachteten Effizienzparameter. Im Ansatz von Lucas und Wilting (2018) wird das Prinzip für biogeochemische Flüsse angewendet. Effizienzkriterium ist hier die freigesetzte Menge Stickstoff pro Anbaufläche bzw. die freigesetzte Menge Phosphor pro Anbaufläche (N/ha; P/ha). Für die Bestimmung der Anbaufläche werden footprints genutzt; möglich wäre hierfür aber auch eine territoriale Betrachtung.

Formalisierung

Die herunterskalierte Grenze pg wird nach Lucas und Wilting (2018) als Differenz zwischen (1) der nationalen Umweltauswirkung e und (2) der Reduktionsverpflichtung berechnet. (2) Die Reduktionsverpflichtung ergibt sich aus dem Anteil der mit der Ressourceneffizienz (RE /re) gewichteten nationalen Umweltwirkungen an den global gewichteten Umweltwirkungen und der globalen Reduktionsverpflichtung ($E_{rt} - PG_r$).

$$pg_{c,r,RE} = e_{c,r,t} - \left(\frac{e_{c,r,t} \times \frac{re_{c,t}}{RE_t}}{\sum_c^N e_{c,r,t} \times \frac{re_{c,t}}{RE_t}} \times (E_{r,t} - PG_r) \right)$$

Vor- und Nachteile

Das Prinzip vernachlässigt historische Verantwortung und individuelle Gleichheit.

Das Prinzip zeigt auf, wo nach wirtschaftlichen Gesichtspunkten eine Reduktion der Umweltwirkungen am günstigsten erreicht werden kann.

Konsequenzen für die Operationalisierung

Die Allokation ergibt die höchsten Anteile an Ressourcennutzung für die EU / USA, während sich für Indien und China die geringsten Anteile ergeben.

2.1.2.3 Sozio-ökonomische Dimension

Häyhä et al. (2016) stellen fest, dass alle für die Planetaren Grenzen relevanten Prozesse in einem globalen Kontext zu betrachten sind. Die sozio-ökonomische Dimension betrifft daher Unterschiede zwischen den Ländern in Bezug auf Ressourcenverbrauch und hiermit verbundenen Auswirkungen auf die Umwelt. Für Politikziele sind herkömmlich jene Umwelteffekte von Relevanz, die durch ihre Verortung in einem bestimmten Staat von diesem auch direkt beeinflusst werden können. Diese produktionsbasierte Perspektive klammert jedoch jene Wirkungen aus, die durch den Konsum von Produkten in einem bestimmten Land verursacht werden. Denn die Produktion und damit auch die Belastungen für die Umwelt werden territorial dem Produktionsland zugeordnet. Insbesondere die internationalen Handelsbeziehungen führen dazu, dass die Zusammenhänge zwischen Ursachen und den Auswirkungen auf die Umwelt komplex und häufig räumlich getrennt sind. Einerseits können dadurch in der Produktion Effizienzgewinne realisiert werden und Güter mit lokalen Wirkungen aus anderen Regionen importiert werden in denen diese weniger relevant sind. Auf der anderen Seite führt dies dazu, dass die Umweltwirkungen eines Landes externalisiert werden. Die sozioökonomische Dimension ist daher relevant für die Berechnung der Belastungen für die Umwelt, die einem Staat zugerechnet werden, um diese in Bezug auf die Einhaltung der nationalen Grenze zu vergleichen. So treffen einige der vorliegenden Studien in diesem Schritt die Entscheidung sowohl produktions- als auch konsumbasierte Berechnungen der Umweltbelastung zu betrachten. Für frühindustrialisierte Länder fallen im Allgemeinen dabei die konsumbasierten Umweltwirkungen (deutlich) höher aus.

2.1.3 Überblick über bisherige Disaggregationsansätze

Seit der Formulierung des Konzepts der Planetaren Grenzen wurden verschiedene Versuche unternommen, die global definierten Planetaren Grenzen zu operationalisieren. Dafür wurden sie auf unterschiedliche nationale und sub-nationale Räume herunterskaliert. Diese Versuche lassen sich tentativ unterscheiden nach top-down-Ansätzen, also einer Skalierung ausgehend von global definierten Grenzen, und bottom-up, d.h. Ansätzen die von den lokalen Kontextbedingungen starten und Grenzen aus der lokalen Situation heraus entwickeln und auf die Planetaren Grenzen rückbeziehen. Weiterhin finden sich in der Literatur verschiedene Ansätze, Grenzen oder Reduktionsziele auch auf Produkte oder Wirtschaftssektoren zu skalieren. Diese werden hier getrennt betrachtet.

2.1.3.1 Top-Down-Ansätze

Top-Down-Ansätze skalieren die global definierten Grenzen nach verschiedenen ethischen Prinzipien (s. dazu Abschnitt „Ethische Dimension“) auf die nationale Ebene. Diese skalierten Grenzen werden verglichen mit aktuellen Umweltauswirkungen auf der entsprechenden Ebene, die produktions- und/oder konsumbasiert berechnet werden.

Nykqvist et al. (2013) operationalisieren die Planetaren Grenzen für **Schweden**. Berechnet werden die Grenzen für Klimawandel, Stickstoff, Süßwassernutzung und Landnutzungsänderung. Verglichen werden diese mit konsumbasierten und produktionsbasierten Indikatoren der Umweltauswirkungen. Die Grenzen werden dabei – und dies gilt als ein Schwachpunkt der Studie – allerdings ohne Einbezug lokaler Kontextkriterien und nur mit dem pro-Kopf-Ansatz skaliert.

Hoff et al. (2014) skalieren für **20 Mitgliedsländer der Europäischen Union (EU)** die Planetaren Grenzen pro-Kopf herunter und vergleichen konsumbasierte mit produktionsbasierten Footprints. Berechnet werden in der Studie die Grenzen für Klimawandel, Süßwassernutzung, Landnutzungsänderung und Intaktheit der Biosphäre (da sich der Artikel auf die ältere Fassung des Konzepts nach Rockström et al. (2009) bezieht, wird der Begriff ‚Biodiversitätsverlust‘ verwendet). Die Grenze für Biodiversitätsverlust wird hierbei definiert als Anzahl der bedrohten Tierarten pro Millionen EinwohnerInnen. Für Phosphor und Stickstoff wird darauf verwiesen, dass diese bei einer pro-Kopf-Skalierung von den meisten Ländern Europas überschritten werden. Die Grenzen werden nur mit territorialen Umweltwirkungen verglichen.

Dao et al. (2015) und Dao et al. (2018) übertragen die Planetaren Grenzen für Klimawandel, Ozeanversauerung, Biodiversitätsverlust (siehe oben, bei Hoff et al. (2014)), Stickstoff, Phosphor und Landnutzungsänderung auf die **Schweiz**. Sie wenden dabei sowohl eine Skalierung pro-Kopf als auch einen „hybriden“ Ansatz an. Letzterer bezieht auch vergangene und zukünftige Auswirkungen mit ein. Dieser zusätzliche Skalierungsansatz ist eine Stärke der Studie. Die so skalierten Grenzen werden mit konsumbasierten Umweltauswirkungen verglichen. Zu Quantifizierung des Biodiversitätsverlusts werden „mögliche Schäden für die Biodiversität pro Landbedeckungstyp, die dem Grad der Biodiversität pro Biome entsprechen“ als Kontrollvariable genutzt (Übersetzung durch die Autor*innen; Dao et al. 2015). Für die Landnutzungsänderung wird der „Anteil der Fläche mit anthropogenem Einfluss (Landwirtschaft, Versiegelung) an der Gesamtfläche“ genutzt (Übersetzung durch die Autor*innen; Dao et al. 2015).

Li et al. (2019) entwickeln einen neuen Indikator für die Planetare Grenze Biogeochemische Flüsse. Diese ist der **Phosphorüberschreitungsfußabdruck** (phosphorous exceedance footprint PEF) (mit kt als Einheit) und misst den Beitrag eines Landes zur Überschreitung der Grenze für Phosphor unter Berücksichtigung der durch Konsum hervorgerufenen Phosphor-Flüsse. Für die Berechnung wird die von Steffen et al. (2015) definierte Grenze herangezogen: 4,1-7,5 kg P/ha*a als unsichere Zone, und über 7,5 kg P/ha*a als Grenzüberschreitung. Für PEF werden die Phosphor-Mengen berechnet, die zur Überschreitung der Grenze territorial beitragen. Abgezogen werden Mengen, die anteilig dem Export zuzurechnen sind. Addiert werden jene Mengen, die anteilig durch den Import in anderen Ländern zur Überschreitung der Grenze beitragen. Die Studie zeigt, dass alle Länder gegenwärtig die Grenze überschreiten. Selbst wenn einige diese auf ihrem eigenen Territorium einhalten, tragen diese Länder durch ihre Importe zu einer Überschreitung in anderen Ländern bei. Dies trifft auch auf Deutschland zu, das bei territorialer Betrachtung die Planetare Grenze nur wenig überschreitet. Jedoch wird durch Importe zur Überschreitung der Grenze in anderen Ländern beigetragen.

Hoff et al. (2017) und Häyhä et al. (2018) skalieren die vier Planetaren Grenzen Klimawandel, Landnutzungswandel, Biogeochemische Flüsse und Süßwassernutzung nach dem pro-Kopf-Ansatz auf die **Ebene der Europäischen Union (EU)**. Die so berechneten Grenzen werden sowohl mit den konsumbasierten als auch mit produktionsbasierten Umweltauswirkungen der EU sowie mit den durchschnittlichen globalen Umweltauswirkungen bezogen auf die jeweilige Grenze verglichen. Zudem werden alle Planetaren Grenzen mit EU-Richtlinien und

Verordnungen in Verbindung gebracht, um so zu zeigen über welche Hebel eine Einhaltung der Grenzen erreicht werden kann. Diese Analyse ebenso wie der Vergleich von konsumbasierten und territorialen Umweltauswirkungen ist als Stärke der Studie zu werten. Dagegen ist eine Schwäche der Studie, dass nicht weitere ethische Prinzipien neben dem Gleichheitsprinzip für die Skalierung genutzt wurden. Eine weitere Schwäche ist, dass für die Grenzen, für die regionale Kontextfaktoren eine große Rolle spielen (in dieser Studie betrachtet werden Landnutzungswandel, Biogeochemische Flüsse und Süßwassernutzung), nur eine top-down-Skalierung erfolgt und somit die Kontextfaktoren nicht ausreichend beachtet werden. Hoff et al. (2017) sind sich dieser Schwäche bewusst und geben an, dass sie daher die Ergebnisse als vorläufig ansehen und diese einer weiteren Verfeinerung bedürfen.

O'Neill et al. (2018) skalieren nach dem pro-Kopf-Ansatz die Planetaren Grenzen für Klimawandel, Biogeochemische Flüsse, Süßwassernutzung und Landnutzungswandel **für 144-150 Länder**⁹. Für die Grenze Landnutzungswandel wird ein neuer Indikator, der „embodied human appropriation of net primary production“ (eHANPP), genutzt. Dieser gibt konsumbasiert den gesellschaftlich angeeigneten Anteil an der in einem Ökosystem vorhandenen Biomasse bzw. Nettoprimärproduktion an¹⁰. Zusätzlich beziehen O'Neill et al. (2018) noch den ökologischen Fußabdruck sowie den Rohstoff-Fußabdruck in ihre Studie mit ein, wenngleich diese nicht direkt mit den Planetaren Grenzen verglichen werden können. Alle Indikatoren werden konsumbasiert berechnet. In einem weiteren Schritt vergleichen O'Neill et al. (2018) die Ergebnisse zur Überschreitung der Planetaren Grenzen damit, in wie weit das jeweilige Land soziale Ziele, wie ausreichende Ernährung, Lebenszufriedenheit und Einkommen, erreicht. Sie zeigen so, dass gegenwärtig kein Land die sozialen Ziele ohne Überschreitung der Planetaren Grenzen einhält. So sind es gerade jene Länder mit den größten Fortschritten bei der Befriedigung menschlicher Grundbedürfnisse, welche die meisten Planetaren Grenzen überschreiten. Im Gegensatz dazu erreichen jene Länder, die nur wenige Planetare Grenzen überschreiten, auch deutlich weniger soziale Ziele. Als Stärke der Studie ist insbesondere dieser Vergleich der Einhaltung der Planetaren Grenzen mit der Erreichung sozialer Ziele anzusehen. Auch die umfangreiche Darstellung für 150 Länder ist in dieser Weise so noch in keiner anderen Studie erfolgt. Eine Schwäche ist die Beschränkung auf eine pro-Kopf-Herunterskalierung ohne weitere ethische Prinzipien zu berücksichtigen. O'Neill et al. (2018) argumentieren, dass die Wahl des Gleichheitsprinzips durch die Forschungsfrage begründet ist; danach gilt ihr Hauptinteresse der Frage, ob und welche sozialen Ziele eingehalten werden können, wenn die globalen Ressourcen gleichmäßig auf alle Individuen weltweit verteilt werden. Auch auf die Limitationen einer Top-Down-Skalierung gehen sie ein und geben an, dass ein multiskaliger Ansatz¹¹ aus ihrer Sicht am besten geeignet sei, um die global kumulativen Planetaren Grenzen zu allokalieren und Rohstoffnutzung zu managen.

Lucas und Wilting (2018) haben im Vergleich zu den anderen betrachteten Studien am umfangreichsten die Konsequenzen der Anwendung unterschiedlicher ethischer Prinzipien bei der Skalierung herausgearbeitet (Stand Dezember 2019). Sie skalieren top-down vier Planetare Grenzen (Klimawandel, Landnutzungswandel, Biochemische Flüsse und Biodiversitätsverlust) auf die **Niederlande**. Dafür wenden sie sechs unterschiedliche ethische Prinzipien an¹². Je nach

⁹ Je nach Datenlage konnten für einige Länder nicht alle Grenzen betrachtet werden.

¹⁰ Der eHANPP ist eine Erweiterung des HANPP. Dieser ergibt sich aus der Differenz der potentiellen Vegetation (NPP0) - der Gesamtmenge an Biomasse, die ohne Existenz des Menschen produziert würde - und der Menge an Biomasse, die nach einem menschlichen Eingriff im Ökosystem verblieben ist (NPPT).

¹¹ Unter multiskaligen Ansätzen verstehen die Autoren jene Ansätze, die stärker auch lokale und regionale Kontextfaktoren berücksichtigen.

¹² Grandfathering, Immediate equal per capita allocation (IEPC), Equal cumulative per capita allocation (ECPC), Ability to pay, Development rights, Resource efficiency. Für eine detaillierte Besprechung dieser ethischen Prinzipien siehe Abschnitt 2.1.2.2

Prinzip ergeben sich sehr unterschiedliche Werte für den nationalen Anteil am globalen Budget. So variieren die Werte für die skalierte Klimawandelgrenze für die Niederlande zwischen -6.6 tCO₂ pro Kopf bei der Anwendung des Prinzips „Development rights“ bis 1,9 tCO₂ pro Kopf bei Anwendung des Grandfathering-Prinzips. Die berechneten Grenzen werden mit konsumbasierten als auch territorialen Umweltwirkungen der Niederlande verglichen. Mit Ausnahme des Landnutzungswandels werden alle skalierten Planetaren Grenzen in den Niederlanden bei konsumbasierter Berechnung überschritten. Bei produktionsbasierter Berechnung ist nur die Überschreitung der Klimawandel Grenze „clearly unsafe“, Stickstoff und Biodiversitätsverlust „unsafe“ und Phosphor wird als „safe“ eingestuft. Eine große Stärke der Studie ist die Anwendung der unterschiedlichen ethischen Prinzipien für die Skalierung der Grenzen. Eine Schwäche ist die fehlende Berücksichtigung regionaler Kontextfaktoren für die Grenzen Landnutzungswandel, Biogeochemische Flüsse und Biodiversität.

2.1.3.2 Bottom-up-Ansätze

Cole et al. (2014) haben für **Südafrika** aufbauend auf dem Konzept des „safe and just operating space“ (dem sicheren und gerechten Handlungsraum) ein nationales Barometer entwickelt. Hierzu werden nicht nur umweltbezogene Grenzen, sondern auch soziale Grenzen mitbetrachtet. Dies entspricht dem Konzept von Raworth (2017a; b), das „äußere Grenzen“ (die biophysischen Planetaren Grenzen) und „innere Grenzen“ (die sozialen Mindeststandards) vereint. Der so entstehende Kreisring „Doughnut“ gibt dem Konzept seinen Namen. Für den Ansatz wurde das Konzept der Planetaren Grenzen im Grundsatz übernommen. Die Kontrollvariablen wurden jedoch auf Südafrika und u. a. an die Datenlage vor Ort angepasst. Dies geschah unter Einbeziehung von Stakeholdern vor Ort, was eine Stärke des Ansatzes ist Häyhä et al. (2016). Allerdings bleibt beim nationalen Barometer die Verbindung der national entwickelten Grenzen zu den global definierten Grenzen schwach. Zum Vergleich der entwickelten Grenzen mit dem Ist-Zustand werden außerdem nur produktionsbasierte Umweltauswirkungen berechnet.

Dearing et al. (2014) leiten Grenzen aus der Beobachtung regionaler Systeme **für zwei ländliche Regionen in China** ab. Die auf Basis dieses Ansatzes definierten Grenzen (Sediment-Regulierung, Sediment-Qualität, Bodenstabilität, Wasserqualität, Luftqualität) haben nur einen vagen Bezug zum Konzept von Rockström et al. (2009); beispielsweise ähnelt die lokale Grenze Luftqualität der Planetaren Grenze Aerosolbelastung. Dies ist auch eine zentrale Schwäche dieser Studie. Außerdem werden auch in dieser Studie nur produktionsbasierte Umweltauswirkungen berechnet.

Teah et al. (2016) analysieren **eine Region im Norden Chinas**¹³ und untersuchen regional relevante Grenzen¹⁴ unter Bezugnahme auf das Konzept der Planetaren Grenzen. Diese sind: Süßwassernutzung, Biogeochemische Flüsse, Landnutzungswandel, Aerosolgehalt der Atmosphäre und chemische Verunreinigung. Die Definition der Grenzen basiert dabei überwiegend auf Grenz- bzw. Zielwerten, die von der chinesischen Regierung beschlossen wurden. Die Studie stellt fest, dass die Grenzen für Süßwassernutzung und Biogeochemische Flüsse überschritten wurden. Die Grenzen und Überschreitung werden verglichen mit der Einschätzung von Bewohnerinnen und Bewohnern der Region, welche über qualitative Leitfrageninterviews erfragt wurden. Die Bewohnerinnen und Bewohnern wurden nach ihrer Wahrnehmung zu den Umweltrisiken in Bezug auf die fünf untersuchten Grenzen befragt. Die Interviews ergänzten dabei Datenlücken und verdeutlichten die Ansichten der Befragten zu den Konsequenzen von Grenzüberschreitungen. Insbesondere in Bezug auf die Süßwassernutzung

¹³ Die Region befindet sich am Mittellauf des Heihe Flusses in der Wüste Gobi.

¹⁴ Das heißt es werden jene Grenzen nicht betrachtet, die wie Klimawandel global, systemisch sind.

bestehen bspw. große Sorgen vor einer Übernutzung. Stärken der Studie sind insbesondere der Ansatz, durch Interviews die Bewohnerinnen und Bewohner einzubeziehen, sowie die Definition der regionalen Grenzen.

McLaughlin (2018) überträgt das Konzept der Planetaren Grenzen auf **das Whatcom County¹⁵ im US-Bundesstaat Washington**. Im Rahmen der Studie werden sechs Zustandsvariablen für drei Planetare Grenzen definiert: Landnutzungswandel (versiegelte Oberfläche, Waldfläche, Auenwaldfläche), Süßwassernutzung (Strömung im Fluss in der Trockenzeit) und Biogeochemische Flüsse (Phosphorzufluss in die Wasserversorgung, Nitratkonzentration im Grundwasser). Die Analyse ergibt dabei, dass in Whatcom fünf Grenzen überschritten werden. Die sechste Grenze (Waldfläche) ist beinahe überschritten. McLaughlin (2018) argumentiert dabei für eine Operationalisierung der Planetaren Grenzen durch den Bottom-Up-Ansatz, da regionale Grenzen auf diese Weise präziser definiert werden könnten, als durch eine Skalierung der globalen Grenzen. Dabei widerspricht McLaughlin (2018) auch der Kritik von Häyhä et al. (2016) an der mangelnden Konsistenz von Bottom-Up-Ansätzen. Konsistenz sei nicht notwendig, wenn das Ziel sei, lokale Umweltfunktionen innerhalb wünschenswerter Grenzen zu erhalten. Zwar sei eine Herunterskalierung der globalen Grenzen möglich, diese seien aber durch die fehlende Berücksichtigung räumlicher Heterogenität inadäquat. Ähnliche Skalierungsprobleme träten auch bei einer Skalierung nationaler Grenzen auf regionale Ebenen auf, wie sich in einer Studie von (Cole et al. 2017) zeige¹⁶.

Zipper et al. (2019) untersuchen für die **Region Cienaga Grande de Santa Marta in Kolumbien** die Möglichkeit lokale Grenzen für die Süßwassernutzung zu definieren. Dafür entwickeln sie einen kombinierten Ansatz, der die Stärken von top-down und bottom-up-Ansätzen zu kombinieren versucht: Zum einen werden unter Berücksichtigung biophysischer, sozioökonomischer und ethischer Aspekte lokale „faire Anteile“ an den globalen Planetaren Grenzen definiert. Zum anderen wird unter Berücksichtigung lokaler Kontextfaktoren ein lokaler sicherer Handlungsraum mit für den Kontext ausgewählten Kontrollvariablen und Grenzen bestimmt. Diese können im Anschluss verglichen werden. In ihrer Studie beziehen sich Zipper et al. (2019) auf Arbeiten von (Gleeson / Erlandsson 2019; Gleeson / Zipper 2019), die aufbauend auf Steffen et al. (2015) sechs Untergrenzen für Süßwassernutzung entwickeln. Denn, so (Gleeson / Erlandsson 2019; Gleeson / Zipper 2019) die global definierte Grenze für Süßwassernutzung sei in der von Steffen et al. (2015) definierten Form nicht sinnvoll nutzbar. Gleichzeitig weisen Zipper et al. (2019) jedoch darauf hin, dass die Entwicklung global definierter Grenzen für diese Untergrenzen eine große Herausforderung sei. Bei lokalen Untersuchungen, die auch ohne diese globale Definition durchgeführt werden können, da sie auf lokalen Faktoren beruhen, seien Datenlücken und ein vertieftes Verständnis des lokalen Systems dagegen eine große Herausforderung.

2.1.3.3 Allokation auf Rohstoffe und Produkte

Für die in den Fallstudien zu untersuchenden mineralischen Rohstoffe und Produkte reicht jedoch eine Operationalisierung der Planetaren Grenzen auf die nationale oder regionale Ebene nicht aus. In einem weiteren Schritt muss ein Anteil der skalierten nationalen Grenze bzw. des nationalen sicheren Handlungsraumes noch dem Rohstoff bzw. dem Produkt zugeordnet werden. In der Literatur sind hierzu verschiedene Ansätze zu finden, die im Folgenden beschrieben werden.

¹⁵ lokale Gebietskörperschaft, ähnlich dem deutschen Landkreis

¹⁶ Cole et al. (2017) untersucht die Skalierung der in Cole et al. (2014) für Südafrika definierten Grenzen auf südafrikanische Provinzen. Es zeigt sich, dass eine top-down-Skalierung die regionalen Unterschiede nicht adäquat berücksichtigt. Dagegen traten bei zwei verschiedenen bottom-up-Ansätzen Schwierigkeiten bzgl. der Datenlage auf.

Ryberg et al. (2018) definiert den zu verteilenden „safe operating space“ als die definierte Grenze der Kontrollvariable abzüglich des natürlichen Hintergrundniveaus, also des Wertes der Kontrollvariablen zum Zeitpunkt bevor menschliche Aktivitäten zu einer Abweichung führten. Bezogen auf den Klimawandel bedeutet dies etwa: die Planetare Grenze ist definiert mit 350 ppm CO₂, das natürliche Hintergrundniveau mit 278 ppm CO₂, somit beträgt der noch zu verteilende Anteil des safe operating spaces 72 ppm CO₂. Im Anschluss daran wird der Anteil eines Produkts oder einer Aktivität (in diesem Fall dem Wäschewaschen) berechnet. Hierfür schlagen Ryberg et al. (2018) vier mögliche Allokationsprinzipien vor. Bei diesem Vorgehen werden nicht nur ethische Prinzipien berücksichtigt sondern wie in weiteren Studien (Brejnrod et al. 2017; Wolff et al. 2017) auch ökonomische Indikatoren hinzugezogen.

- Prinzip 1: Nach diesem Prinzip erfolgt zunächst wie oben im Abschnitt zu ethischen Prinzipien beschrieben eine Allokation anhand des Pro-Kopf-Prinzips. Dieses wird gewichtet mit dem Anteil der Konsumausgaben für ein Produkt bzw. einer Aktivität an den Gesamtkonsumausgaben. Damit ergibt sich:

$$a_{PB,SP} = \frac{pop_{Country}}{POP_{World}} \times \frac{FCE_{country,product/activity}}{FCE_{country\ total}}$$

a = share of the safe operating space assigned to the system under study; POP /pop = globale /nationale Bevölkerung; FCE = final consumption expenditure, Konsumausgaben

- Prinzip 2: Die Allokation erfolgt ausschließlich anhand des Anteils der gegenwärtigen Konsumausgaben für ein Produkt bzw. eine Aktivität in einem Land an den globalen Gesamtkonsumausgaben:

$$a_{PB,SP} = \frac{FCE_{country,product/activity}}{FCE_{World\ total}}$$

- Prinzip 3: Analog zu Prinzip 1 wird hier zunächst nach dem Pro-Kopf-Ansatz dem jeweiligen Land ein bestimmter Anteil am globalen Safe Operating Space zugewiesen. Anschließend erfolgt eine weitere Allokation anhand des Anteils des jeweiligen Produkts bzw. der Aktivität an der Bruttowertschöpfung (gross value added, GVA) des Landes:

$$a_{PB,SP} = \frac{pop_{Country}}{POP_{World}} \times \frac{GVA_{country,product/activity}}{GVA_{country\ total}}$$

- Prinzip 4: Dieses Prinzip weist einem Produkt bzw. einer Aktivität jenen Anteil am Safe Operating Space zu, der dem Anteil des Produktes bzw. der Aktivität an den gegenwärtigen globalen Gesamtumweltwirkungen entspricht (I steht hier für impact, also der Umweltwirkung, X steht für die jeweilige Planetare Grenze):

$$a_{PB,SP} = \frac{I_{country,product/activity,X}}{I_{World,X}}$$

Sandin et al. (2015) gehen im Vergleich zu den zuvor vorgestellten Ansätzen einen anderen Weg. Nach dem im Papier dargelegten Ansatz werden keine „fairen Anteile“ an den Planetaren Grenzen berechnet, sondern Reduktionsziele. Dafür werden vier Schritte vorgestellt: 1) Zunächst müssen jene Planetaren Grenzen identifiziert werden, die in der Literatur quantifiziert wurden. 2) Im zweiten Schritt werden die global zu einem bestimmten Zeitpunkt noch zugelassenen Umweltauswirkungen berechnet. 3) Im dritten Schritt werden die Reduktionsziele

dem Marktsegment zugeordnet, zu dem das untersuchte Produkt gehört. Hierzu werden drei unterschiedliche Berechnungsmöglichkeiten vorgeschlagen. 4) Im vierten Schritt erfolgt die Allokation auf das Produkt, für die 4 unterschiedliche ethische Prinzipien vorgeschlagen werden. In einer Formel ausgedrückt ergibt sich für die Bestimmung des Reduktionsziels:

$$RT_{i,j,k} = 100 - (100 - RT_i) \times A_{Step3,j} \times A_{Step4,k}$$

Zur Allokation auf das jeweilige Marktsegment ($A_{Step3,j}$) werden drei Möglichkeiten vorgeschlagen:

- ▶ Ansatz A: Dem Marktsegment wird der gleiche Anteil an Umweltauswirkungen in Zukunft zugestanden wie der heutige. Dies bedeutet $A_{Step3,j}=1$. Das impliziert, dass alle Marktsegmente die gleiche Verantwortung zur Reduzierung ihrer Umweltauswirkungen haben.
- ▶ Ansatz B: Nach diesem Ansatz wird dem Marktsegment, die Hälfte des heutigen Anteils an den globalen Umweltauswirkungen zugestanden, also $A_{Step3,j}=0,5$. Sandin et al. (2015) argumentieren, dass dies damit begründet werden könnte, dass das jeweilige Marktsegment größer ist als zur Erfüllung menschlicher Grundbedürfnisse notwendig und die Auswirkungen größer als im Durchschnitt.
- ▶ Ansatz C: Nach dem Ansatz wird dem Marktsegment ein doppelt so hoher Anteil an den zukünftigen Umweltauswirkungen zugestanden verglichen mit heute, $A_{Step3,j}=2$. Als Argument dafür könne dienen, dass das Marktsegment wichtiger als andere für die Erfüllung menschlicher Grundbedürfnisse ist.

Zur Allokation auf Produktebene ($A_{Step4,k}$) wird angenommen, dass der Bedarf am Produkt (bei Sandin et al. (2015) Bekleidung) pro Kopf in Zukunft dem heutigen entspricht. So handelt es sich bei diesen ethischen Prinzipien, um die Frage wie hoch der Anteil der Bevölkerung eines Landes am globalen Impact sein darf. Hierfür schlagen Sandin et al. (2015) vier Prinzipien vor:

- ▶ Prinzip 1: Pro-Kopf Allokation: Zukünftig gleicher Anspruch auf Bekleidung für jeden Menschen

$$A_{Step4,k} = \frac{P_{GloCur}}{P_{GloFut}} \times \frac{I_{Glo}}{I_{Reg}}$$

- ▶ Prinzip 2: Historisches Recht des regionalen Marktsegments: Dieses Prinzip ähnelt dem Grandfathering Prinzip. Dem Marktsegment eines Landes wird auch in Zukunft der gleiche Anteil an den globalen Gesamtumweltauswirkungen zugestanden.

$$A_{Step4,k} = \frac{P_{RegCur}}{P_{RegFut}}$$

- ▶ Prinzip 3: Historisches Recht des Einzelnen: Ähnlich dem Prinzip 2 werden nach diesem Prinzip der Bevölkerung eines Landes (anstatt wie bei 2 dem Marktsegment) die gleichen Rechte auf Umweltauswirkungen weitergegeben. Wenn also die Bevölkerung Deutschlands heute beispielsweise dreimal so hohe Umweltauswirkungen hervorruft wie der globale Durchschnitt, so wird diese dreifache Höhe ihr auch in Zukunft zugestanden.

$$A_{Step4,k} = \frac{P_{GloCur}}{P_{GloFut}} \times \frac{P_{RegCur}}{P_{RegFut}}$$

- Prinzip 4: Historische Verschuldung von Individuen in der Bevölkerung: Dieses Prinzip beschreibt den Gegensatz zum Prinzip 3. Wenn also die Bevölkerung einer Region oder eines Staates heute und in der Vergangenheit höhere Umweltauswirkungen hervorrufen, so wird ihnen in Zukunft ein geringerer Anteil an den globalen Gesamtauswirkungen zugestanden. Sandin et al. (2015) gehen jedoch davon aus, dass es kaum möglich ist, einen exakten Wert der historischen Verantwortung eines Marktsegments zu berechnen. Daher wird vorgeschlagen den Faktor X, um den die heutigen Umweltwirkungen höher sind als der globale Durchschnitt als Proxy heranzuziehen. In Zukunft hätte die Bevölkerung des jeweiligen Landes nur noch das Recht auf einen Anteil von 1/X an den durchschnittlichen globalen Umweltauswirkungen.

$$A_{Step4,k} = \frac{P_{GloCur}}{P_{GloFut}} \times \frac{P_{RegCur}}{P_{RegFut}} \times \left(\frac{I_{Glo}}{I_{Reg}} \right)^2$$

2.1.4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen zur Disaggregation

Möglichkeiten der Disaggregation der Planetaren Grenzen auf die nationale Ebene

- Wie im Vorhaben abgestimmt, sind für die Operationalisierung die Planetaren Grenzen Klimawandel, Intaktheit der Biosphäre, Ozonverlust, Biogeochemische Flüsse, Süßwassernutzung, Landnutzungswandel zu fokussieren, denn nicht alle Planetaren Grenzen eignen sich zurzeit gleichermaßen für die Operationalisierung.
- Für die folgenden Grenzen wurden auf globaler Ebene (noch) keine Kontrollvariablen definiert: neue Substanzen und modifizierte Lebensformen, Aerosolgehalt der Atmosphäre. Dementsprechend kann kein Budget aus der jeweiligen Grenze abgeleitet werden, welches auf die sub-globale Ebenen verteilt werden kann.
 - Die Grenzen unterscheiden sich außerdem hinsichtlich der aktuellen Relevanz des dahinterliegenden globalen Umweltproblems. Durch die Umsetzung des Montreal-Protokolls gelang es weitgehend, den Ozonverlust in der Stratosphäre einzudämmen. Dementsprechend bietet es sich an, die Grenze nicht für die Skalierung heranzuziehen.
 - Die Grenze Versauerung der Meere (ocean acidification) ist stark mit der Grenze zum Klimawandel (climate change) gekoppelt. Denn Ozeane versauern überwiegend durch einen Anstieg der Kohlendioxidkonzentration in der Luft. Das Kohlendioxid wandelt sich im Wasser zu Kohlensäure. Diese beeinträchtigt wiederum die Artenvielfalt in den Meeren, da sie kalkhaltige Schalen und Skelette der Lebewesen angreift. Dementsprechend bietet es sich an für die Operationalisierung die Grenze für Klimawandel als übergreifendes Umweltproblem zu wählen.
- Bei weiteren Planetaren Grenzen – Süßwassernutzung, Landnutzungswandel, Intaktheit der Biosphäre, Biogeochemische Flüsse – wiederum sind **lokale Kontextfaktoren** entscheidend.

Ein Beispiel hierfür ist die Grenze zu Süßwassernutzung (fresh water use). So wurde die anfänglich definierte globale Grenze von 4000 km³/Jahr von Gerten et al. (2013) auf 1100-4500km³/Jahr angepasst, um diesen lokalen Kontexten Rechnung zu tragen. Dafür wurde in den meisten Fällen der pro-Kopf-Ansatz genutzt (Zipper et al. 2019). Daher wurde von Zipper et al. (2019) ein neuer Ansatz basierend auf Arbeiten von Gleeson / Erlandsson (2019) und Gleeson / Zipper (2019) verwendet, um die lokalen Gegebenheiten stärker zu berücksichtigen. Dafür wurde für die Süßwasser-Grenze fünf Untergrenzen (Atmosphärenwasser, Bodenfeuchtigkeit, Oberflächenwasser, Grundwasser und gefrorenes Wasser) definiert. Eine Skalierung der global definierten Grenzen ist somit zwar machbar, jedoch in Bezug auf ihre Aussagekraft begrenzt. So könnte durch eine top-down-Skalierung beispielsweise einem Land bzw. einer Region mit aridem Klima eine höhere Süßwassernutzung zugerechnet werden, als dem lokalen Klima / den lokalen Kontextfaktoren angemessen ist.

- ▶ Hinsichtlich der **sozio-ökonomischen Dimension der Disaggregation** sollte idealerweise sowohl eine konsum- als auch eine produktionsbasierte Sichtweise verfolgt werden.
 - Eine territoriale oder produktionsbasierte Perspektive dient dazu jene Auswirkungen abzubilden, auf die die Politik eines Landes direkt Einfluss nehmen kann. In einer global verflochtenen Ökonomie bildet eine solche Perspektive jedoch nicht ausreichend die Verantwortung eines Landes für die gesamten Umweltauswirkungen ab, die durch seine Bürgerinnen und Bürger hervorgerufen werden.
 - Eine konsumbasierte Perspektive macht die globale Verantwortung eines Landes für die globalen Umweltauswirkungen deutlich. Der politische Einfluss auf diese Auswirkungen ist eher indirekt und begrenzter, da ein Einfluss auf die Lieferketten sich schwierig gestalten kann. Jedoch kann durch eine Konsumpolitik sowie durch „Grenzanpassungen“ (border adjustments, s. etwa Barrett et al. (2012)) auf eine Reduktion der Umweltauswirkungen, die aus dem Konsum von in anderen Ländern hergestellten Produkten hingewirkt werden. Grenzanpassungen werden gegenwärtig hauptsächlich in Bezug auf Treibhausgasemissionen z.B. im Rahmen des European Green Deals diskutiert, wären aber auch für weitere Umweltauswirkungen oder Rohstoffe denkbar.
- ▶ Hinsichtlich der **ethischen Dimension der Disaggregation** sind im Sinne der Politikberatung und umfassenden Bereitstellung von Informationen bei der Operationalisierung grundsätzlich möglichst umfassend unterschiedliche ethische Prinzipien bei der Skalierung mit einzubeziehen. Die Prinzipien haben jeweils unterschiedliche Stärken und Schwächen. Je nach Prinzip ergeben sich unterschiedliche Konsequenzen für nationale Grenzen. Die Unterschiede können bei einer umfassenden Einbeziehung sichtbar gemacht werden. Dementsprechend wird vorgeschlagen die folgenden Prinzipien zu betrachten: Gleichheit (Pro-Kopf-Allokation), Fähigkeit (Allokation nach ability to pay), (historische) Verantwortung und Recht auf Entwicklung (Allokation nach Fähigkeit sowie historischem Beitrag), Cost-effectiveness (Allokation nach Reduktionspotenzial) sowie Souveränität (Allokation nach jetziger Verteilung an Ressourcenrechten). Gleichzeitig gilt aber auch, dass in den Fallstudien und bezogen auf die

Umsetzung im Vorhaben zu prüfen ist, ob das Ziel die unterschiedlichen Prinzipien möglichst umfassend zu betrachten sich forschungspraktisch umsetzen lässt (ggf. ist ein Mittelweg zu wählen, wie etwa eine Pro-Kopf-Allokation sowie eine Allokation nach je einem weiteren Prinzip).

- **Für die Allokation auf Produktebene** könnten die Ansätze von Ryberg et al. (2018) abgewandelt angewandt werden. Für Rohstoffe ist zu prüfen, inwieweit die verfügbaren Daten und die vorgeschlagenen Ansätze nutzbar sind. Da für die Skalierung auf die nationale Ebene ggf. weitere ethische Prinzipien in den Fallstudien angewandt werden, wären für die Allokation auf Produkt/Rohstoffebene folgende Prinzipien vorstellbar:

- Prinzip 1: Allokation anhand der Präferenzen der Konsumenten. Hierfür erfolgt eine Allokation der nationalen Grenze anhand des Anteils an den Konsumausgaben. In Ryberg wird dieses Allokationsprinzip als Proxy für die Präferenz der Menschen für ein bestimmtes Produkt definiert:

$$\blacksquare \quad a_{PB,SP} = \frac{FCE_{country,product/activity}}{FCE_{country\ total}}$$

- Prinzip 2: Allokation anhand der Bedeutung für die Wirtschaft: Hierfür erfolgt die Allokation der nationalen Grenze anhand des Anteils an der Bruttowertschöpfung.

$$\blacksquare \quad a_{PB,SP} = \frac{GVA_{country,product/activity}}{GVA_{country\ total}}$$

- Prinzip 3: Allokation anhand der Status-Quo Auswirkungen: Die Allokation der nationalen Grenze erfolgt anhand des Anteils an den gegenwärtigen gesamten Umweltauswirkungen des Landes.

$$\blacksquare \quad a_{PB,SP} = \frac{I_{country,product/activity,X}}{I_{country,X}}$$

- Inwieweit diese Prinzipien erweitert oder verändert werden müssen ist in der jeweiligen Fallstudie zu diskutieren. Jedoch ist schon hier absehbar, dass diese Allokationsprinzipien gewisse Schwierigkeiten mit sich bringen. So dürften die gegenwärtigen Konsumausgaben beispielsweise für Lithium-Ionen-Akkus noch sehr niedrig ausfallen - ebenso wie die gegenwärtigen Umweltauswirkungen durch die Produktion der Akkus. Ausgaben als auch die Umweltauswirkungen dürften jedoch in absehbarer Zeit mit wachsender Bedeutung der Elektromobilität enorm zunehmen. Ähnliche Schwierigkeiten könnten auch in anderen Fallstudien auftreten.
- Werden zusätzliche Kriterien gewählt, ist zu beachten, dass sich die Anzahl der Grenzen für die Fallstudien bei Aufteilung des nationalen Anteils auf Produkte potenziert. Dementsprechend wäre man bei fünf Fallstudien, fünf Grenzen, fünf ethischen Prinzipien, drei Allokationen für Produkte bei 375 einzelnen Grenzen. Dies erscheint auch im Sinne der Politikberatung durch das Konzept der Planetaren Grenzen wenig sinnvoll. Ausgangspunkt des Konzepts ist es, durch kommunikativ greifbare Grenzen für Erdsystemprozesse „Zahlen“ bereitzustellen, welche als Richtwert Handeln anleiten (in Analogie zum 1,5 bzw. 2-Gradziel). Dieses Ziel des Konzepts würde dementsprechend konterkariert werden.

Vorgehensweisen in Bezug auf Aktivitäten mit starken lokalen Umweltwirkungen

- Über lokale Fallstudien erscheint es möglich, lokale Umweltwirkungen bspw. des Bergbaus qualitativ den Planetaren Grenzen zuzuordnen. In den vorliegenden Studien wird allerdings kein Zusammenhang der lokalen Umweltwirkung zu nationalen Grenzen bzw. dem nationalen fair share hergestellt. Beispielsweise erfolgt die Zuordnung in den Studien von Zipper et al. (2019) sowie McLaughlin (2018) nur qualitativ. Auch eine Verbindung zu den global definierten Planetaren Grenzen ist in den bisher durchgeführten Fallstudien nur gering gegeben (s. hierzu Abschnitt 2.1.3.2 Bottom-Up Ansätze).

2.2 Disaggregation der Planetaren Grenzen

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Disaggregation der Planetaren Grenzen für die Fallstudien dargestellt. Entsprechend der Ausführungen in Kapitel 2.1 wurden dabei zuerst die zu betrachtenden Grenzen ausgewählt und ein globales Budget abgeleitet (biophysische Dimension der Operationalisierung); anschließend wurde entsprechend der im Zwischenbericht diskutierten verschiedenen ethischen Prinzipien das globale Budget in ein nationales Budget übersetzt (ethische Dimension der Operationalisierung) unter Betrachtung sowohl produktions- als auch konsumbasierter Berechnung der Umweltauswirkungen (sozio-ökonomische Dimension).

Dabei wurden die ethischen Prinzipien Gleichheit (Pro-Kopf-Allokation), (historische) Verantwortung, Recht auf Entwicklung (Allokation nach Fähigkeit) sowie Souveränität (Allokation nach jetziger Verteilung an Umweltauswirkungen) mit betrachtet. Das Prinzip Fähigkeit (Allokation nach ability to pay) sollte für die Fallstudie Kupfer betrachtet werden; es stellte sich jedoch heraus, dass der Fähigkeitsansatz weitgehend dem genutzten Prinzip des Rechts auf Entwicklung ähnelt. Das Prinzip Cost-effectiveness (Allokation nach Reduktionspotenzial) wurde nicht weiter betrachtet, da für eine Berechnung keine ausreichenden Daten vorliegen.

Bei der Ableitung der nationalen fairen Anteile verdeutlichten sich verschiedene Limitationen, die im vorherigen Kapitel (2.1.4) bereits hervorgehoben wurden, insbesondere bzgl. der top-down-Operationalisierung kumulativer Grenzen (siehe unten Abschnitt 2.2.1 für Details). Eine weitere grundsätzliche Herausforderung stellt die Verfügbarkeit von Daten dar, sowohl für die globalen Budgets als auch die nationalen Anteile (siehe Abschnitt 2.2.2.1).

Betrachtete Grenzen

Für die Operationalisierung wurden entsprechend des ersten Teils (Kapitel 2.1) die Grenzen Klimawandel, Intaktheit der Biosphäre, Ozonverlust, Biogeochemische Flüsse, Süßwassernutzung und Landnutzungswandel grundsätzlich für die Disaggregation in Betracht gezogen. Aufgrund der Datenlage konnte die Planetare Grenze Intaktheit der Biosphäre nicht weiterverfolgt werden. Weiterhin wurde entschieden, dass die Grenzen Ozonverlust und Intaktheit der Biosphäre für die Disaggregation nicht weiterverfolgt werden können (siehe unten für Details).

An dieser Stelle wird nochmals ein kurzer Überblick über die Auswahl der zu disaggregierenden Planetaren Grenzen gegeben. Fett hervorgehoben sind die ausgewählten Grenzen:

- **Klimawandel:** Alle für die Disaggregation notwendigen Daten liegen vor. Daher kann diese Grenze uneingeschränkt für die Operationalisierung genutzt werden.

- ▶ **Versauerung der Meere:** Diese Grenze wird für die Operationalisierung nicht weiter betrachtet, da sie stark gekoppelt ist mit der Klimawandelgrenze.
- ▶ **Ozonverlust in der Stratosphäre:** Dieser Grenze wird für die Operationalisierung nicht weiter betrachtet. In der Literatur findet sich bisher keine Quelle, die die Ozongrenze auf nationaler Ebene operationalisiert. Dies geschieht überwiegend mit Verweis auf die Tatsache, dass diese Grenze vor dem Hintergrund der durch das Montreal Protokoll erreichten Reduktion schädlicher Emissionen als weniger kritisch erachtet wird (Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer (United Nations 1987)).
- ▶ **Biogeochemische Flüsse:** Eine Disaggregation dieser Grenze ist prinzipiell möglich und wird im Folgenden auch durchgeführt. Sie unterliegt aber den unten besprochenen Limitationen einer top-down-Skalierung, die lokale Kontextfaktoren ausblendet.
- ▶ **Süßwassernutzung:** Eine Disaggregation dieser Grenze ist prinzipiell möglich und wird im Folgenden auch durchgeführt. Sie unterliegt aber den unten besprochenen Limitationen einer top-down-Skalierung, die lokale Kontextfaktoren ausblendet.
- ▶ **Landnutzungswandel¹⁷:** Eine Skalierung dieser Grenze ist prinzipiell möglich, wie verschiedene Studien zeigen (siehe Kapitel 2.1.2). In diesen Studien wird ausschließlich die Definition von Rockström et al. (2009) für diese Grenze als Anteil der weltweit landwirtschaftlich genutzten Fläche an der gesamten eisfreien Landfläche genutzt. Für eine Operationalisierung und ein Benchmarking nach dieser Definition ist die Datenlage insgesamt gut. Allerdings wurde in Kapitel 2.1 diese Grenze nur nach der überarbeiteten Definition von Steffen et al. (2015) aufgearbeitet und die entsprechenden LCA-Datensätze recherchiert. Für die Fallstudien wurde deshalb mit dieser Definition und den entsprechenden Daten weitergearbeitet. In diesem Abschnitt wurden nun Möglichkeiten untersucht die Grenze nach dieser Definition zu disaggregieren. Eine solche Disaggregation stößt auf Herausforderungen insbesondere mit Blick auf die Datenlage, wie im Folgenden beschrieben wird. Nach der Definition von Steffen et al. (2015) soll mehr als 54 bzw. 75 % der ursprünglichen globalen Waldfläche erhalten werden. Derzeit sind nach Steffen et al. (2015) noch etwa 62 % der ursprünglichen Waldfläche erhalten. Aufbauend hierauf kann ein „Restbudget“ (8 %) definiert werden, also jene Waldfläche, die noch umgewandelt werden kann. Eine Disaggregation dieses „Restbudgets“ auf Deutschland wurde in diesem Zwischenbericht nach dem Gleichheitsprinzip vorgenommen. Eine Skalierung nach weiteren ethischen Prinzipien ist derzeit nicht möglich, da abgesehen von der Schätzung durch Fischer et al. (2017) keine genauen Daten zur durch Deutschland verursachten Waldzerstörung global vorliegen (konsumbasierte Betrachtung). Diese werden jedoch für Berechnungen nach weiteren ethischen Prinzipien benötigt. Bei der Disaggregation der Grenze nach dem Gleichheitsprinzip kann deshalb außerdem nur die produktionsbasierte Perspektive eingenommen werden, obwohl anzunehmen ist, dass Deutschland grundsätzlich einen relevanten Anteil an der globalen Waldzerstörung hat. So zeigen Cuypers et al. (2013), dass die EU für 10 % der mit internationalem Handel assoziierten Waldzerstörung

¹⁷ Diese Grenze ist kursiv markiert, da eine Disaggregation aufgrund der Datenlage nur mit einem ethischen Prinzip möglich war.

verantwortlich ist. Eine vorläufige Betrachtung unter Verwendung der Definition von Steffen et al. (2015) zeigt, dass für Deutschland selbst die Planetare Grenze zum Landnutzungswandel für Deutschland schon weit überschritten ist. Die Grenze ist für temperierte Wälder (wie jene in Deutschland) mit 50 % definiert. Doch werden nur 34 % der ursprünglichen Waldfläche in Deutschland als Wald genutzt (nur ein geringer Teil davon steht unter Schutz und kann sich wieder „ursprünglich“ entwickeln). Die Übertragung der Grenze würde bedeuten, dass in Deutschland stark aufgeforstet werden müsste, um den nationalen Anteil einzuhalten. Jedoch stellt sich hierbei die Frage, wie realistisch eine solche enorme Wiederaufforstung in einem dichtbesiedelten Land wie Deutschland ist (Keppner et al. 2020). Ganz grundsätzlich ist schon an dieser Stelle zu vermuten, dass die Auswirkungen durch den Abbau und die Nutzung von abiotischen Rohstoffen im Vergleich zu den „Haupttreibern“ einer Überschreitung – Rodungen für die landwirtschaftliche Nutzung von Flächen – relativ gering sein dürften.

- **Veränderungen der Intaktheit der Biosphäre:** Wie in Kapitel 2.1 festgestellt, „besteht [derzeit] keine Möglichkeit die Kontrollvariablen des KPG mit Charakterisierungsmodellen in Ökobilanzen für die Biodiversität in Verbindung zu bringen.“ Daher wird eine Grenze zur Biosphärenintegrität in den Fallstudien nicht weiter betrachtet.
- **Aerosolgehalt der Atmosphäre:** Wie in Kapitel 2.1 festgestellt wird diese Grenze im Rahmen der Studie nicht weiter betrachtet, da die Kontrollvariable aktuell nicht definiert ist.
- **Neue Substanzen und modifizierte Lebensformen:** Wie in Kapitel 2.1 festgestellt ist für diese Grenze bislang keine Kontrollvariable definiert. Daher wird diese nicht weiter betrachtet.

Tabelle 2: Übersicht über die Grenzdefinitionen für die globalen Planetaren Grenzen und die für die Disaggregation auf die nationale Ebene genutzten Definitionen

Planetare Grenze (PG)	Grenze	Oberer Wert des Unsicherheitsbereichs	Einheit	Quelle	Genutzte Grenzdefinition
Klimawandel (globales CO ₂ -Budget ab Januar 2018)	420	1170	GtCO ₂	(IPCC 2018)	X
Klimawandel (globales CO ₂ -Budget ab Januar 2020)	346,6	1096,6	GtCO ₂	(IPCC 2018; Jackson et al. 2019)	X
Klimawandel	350	450	ppm	(Steffen et al. 2015)	
Integrität der Biosphäre	3724		Million MSA ¹⁸ -loss*ha	(Lucas et al. 2020)	

¹⁸ Mean Species Abundance[%] = Observed Biodiversity (Species) / Undisturbed Biodiversity (Species)

Planetare Grenze (PG)	Grenze	Oberer Wert des Unsicherheitsbereichs	Einheit	Quelle	Genutzte Grenzdefinition
Integrität der Biosphäre	10	100	E/MSY ¹⁹	(Steffen et al. 2015)	
Landnutzungsveränderung	1995		Mha converted to crop land	(Lucas et al. 2020) bezieht sich auf (Rockström et al. 2009)	
Landnutzungsveränderung (Waldfläche)	54 % 50 % für temperierte Wälder	75 %	% Anteil der Waldfläche an der ursprünglichen Waldfläche	(Steffen et al. 2015)	(X) ²⁰
Landnutzungsveränderung (Waldfläche Budget ²¹)	5,13 (noch umwandelbar)	-8,11 (wiederaufzuforsten)	Mio. Km ²	(Steffen et al. 2015)	X
Landnutzungsveränderung (eHANNP)	2,62		t C/a (eHANNP)	(O'Neill et al. 2017)	
Süßwassernutzung	4000	6000	Km ³ /a	(Steffen et al. 2015)	X
Phosphor	6,9	12,5	Tg P /a	(Steffen et al. 2015)	X
Stickstoff	69	91	Tg N /a	(Steffen et al. 2015)	X

Quelle: Eigene Zusammenstellung

2.2.1 Limitationen des Planetare Grenzen Konzepts und der Operationalisierung

In dieser Studie wurden die ausgewählten Planetaren Grenzen top-down auf Deutschland herunterskaliert. Wie in Kapitel 2.1.4 diskutiert, hat diese Herangehensweise Limitationen. Die bedeutendste Herausforderung besteht darin, dass nur eine der skalierten Grenzen (Klimawandel) hierfür uneingeschränkt nutzbar ist, da es sich hierbei um einen sogenannten global systemischen Prozess²² handelt. Die weiteren betrachteten Grenzen sind hingegen sogenannte „heterogene“ oder kumulative Prozesse, für die bei der Operationalisierung idealerweise lokale Kontextfaktoren einzubeziehen sind. So sind beispielsweise bedeutende Anteile der zu hohen Düngemittelnutzung und entsprechender Emissionen (Biogeochemische

¹⁹ Extinction Rate (E) per Million Species per Year (MSY)

²⁰ Diese Grenze kann nicht anhand der Methoden zu Disaggregation auf die nationale Ebene heruntergebrochen werden. Sie wird im Folgenden daher qualitativ weiterbesprochen.

²¹ Differenz aus der heute noch global erhaltenen ursprünglichen Waldfläche (62 %, bzw. 39,79 Mio. km²) und der Fläche die bei Erreichen der Grenze von 54 % noch erhalten wäre (54 %, bzw. 34,66 Mio. km²). Berechnung auf Basis von Steffen et al. (2015).

²² Lucas und Wilting (2018) bezeichnen damit jene menschlichen Aktivitäten, die direkte Auswirkungen auf eine Erdsystemkomponente haben. Für diese Prozesse ist es irrelevant, wo auf der Erde sie stattfinden, da die Auswirkungen direkt global relevant sind. Dazu gehören die Planetaren Grenzen: Klimawandel, Versauerung der Meere, Ozonverlust in der Stratosphäre und neue Substanzen und modifizierte Lebensformen

Flüsse) auf bestimmte Regionen in Deutschland zurückzuführen. Entsprechend müsste eine nationale Grenze auch die regionale Verteilung mitberücksichtigen.

Durch die Definition im Rahmen des Planetaren Grenzen Konzepts von jährlichen Budgets ist für die Biogeochemischen Flüsse sowie die Süßwassernutzung keine Berechnung nach dem Prinzip der historischen Verantwortung möglich. Da in jedem Jahr erneut ein Budget vorhanden ist, spielen Überschreitungen in der Vergangenheit keine Rolle. Die Definition jährlicher Budgets für diese Grenzen ist vor dem Hintergrund möglicher Anreicherungen von Phosphor und Stickstoff in der Umwelt sowie der damit möglicherweise legitimierbaren Übernutzung von Grundwasservorkommen problematisch. Diese Problematik kann im Rahmen dieser Konzeptstudie nur aufgezeigt, jedoch nicht gelöst werden.

Auch für die Grenze der Landnutzungsänderung sind Limitationen vorhanden. Zwar existieren mittlerweile genauere Berechnungen zu ursprünglichen Waldflächen und auch sehr frühzeitiger Waldzerstörung (vgl. etwa Kaplan et al. (2009)). Jedoch konnten keine Zahlen zur spezifischen Verantwortung eines Landes für die historische Waldzerstörung gefunden werden. Dies ist vermutlich u.a. auch wegen der sich beständig verändernden Ländergrenzen kaum möglich bzw. auch nicht sinnvoll, da Nationalstaaten, denen ggf. eine solche Verantwortung zugeschrieben werden könnte, erst zu einem späteren Zeitpunkt der Geschichte entstanden. Weiterhin liegen auch keine Zahlen für die konsumbasierte Waldzerstörung in anderen Ländern vor, die seit Beginn des Welthandels durch den Konsum eines Landes in anderen Ländern hervorgerufen wurde²³. Jedoch ist festzustellen, dass die Grenze nach Definition von Steffen et al. (2015) für Deutschland heute deutlich überschritten ist (Keppner et al. 2020). Mit nur noch 34 % liegt die Waldfläche Deutschlands deutlich unter der Grenze von 50 % für temperierte Wälder. Zwar hat die Waldfläche in den vergangenen 50 Jahren um etwa 1,5 Mio. ha auf 11,4 Mio. ha zugenommen (BMEL 2016). Doch für die Einhaltung der Grenze müsste eine Fläche von weiteren 5,35 Mio. ha aufgeforstet werden. Dies entspricht in etwa der Fläche der Bundesländer Nordrhein-Westfalen und Hessen zusammen. Mit der deutlichen Überschreitung der Grenze durch Deutschland ergeben sich mehrere Fragen. Zum einen ist fraglich, auf Basis welcher Argumentation eine Übernutzung der Wälder anderer Länder kritisiert werden kann. Zum anderen stellt sich die Frage, wie sinnvoll eine solche Grenzdefinition ist, da eine solch enorme Aufforstung in einem dicht besiedelten Land wie Deutschland wenig realistisch sein dürfte. Letztendlich wäre zu diskutieren, wie die Qualität der Wälder (Intensiv-Forst, Mischwald, Schutzgebiet, Wald ohne menschliche Eingriffe) berücksichtigt werden kann bzw. müsste.

Weitere Limitationen ergeben sich aufgrund der Datenlage oder spezifischen Aspekten je nach ethischem Prinzip. Diese Limitationen werden in der Beschreibung des jeweiligen ethischen Prinzips detaillierter besprochen.

Eine weitere Herausforderung betrifft die Umweltwirkungen und deren Abbildung im Rahmen des Planetare Grenzen Konzepts. Drei wichtige Planetare Grenzen (Biodiversitätsverlust, Landnutzungswandel, Biogeochemische Flüsse) werden heute maßgeblich durch die Landwirtschaft und das Ernährungssystem beeinflusst bzw. sie tragen hauptsächlich zur Überschreitung bei. Dementsprechend lässt sich vermuten, dass beim Benchmarking der disaggregierten Grenzen mit den Umweltauswirkungen der abiotischen Rohstoffinanspruchnahme in Bezug auf diese Grenzen nur sehr geringe Anteile feststellbar sind. Für diese Rohstoffe sind im Wesentlichen die Planetaren Grenzen Klimawandel und Süßwassernutzung relevant. Entsprechend stellt sich die Frage, ob das Konzept der Planetaren

²³ Es liegen jedoch Schätzungen zum Waldfußabdruck Deutschlands vor, die von Fischer et al. (2017) publiziert wurden. Diese beziehen sich auf die Jahre 1995-2010. Historische Daten liegen jedoch nicht vor.

Grenzen Lücken aufweist bzw. das richtige Ausgangskonzept ist, da Umweltauswirkungen²⁴ durch Abbau und Nutzung dieser Rohstoffe unter Umständen nicht ausreichend abgedeckt werden bzw. mit den aktuell verfügbaren Daten noch nicht ausreichend abgebildet werden können.

2.2.2 Ergebnisse der Disaggregation

2.2.2.1 Datengrundlage und Vorgehen

Zur Regionalisierung der Grenzen nach dem Gleichheitsprinzip wurden Daten sowohl für die globale Bevölkerung als auch für Deutschland genutzt. Weiterhin wurden die Bevölkerungsdaten des Jahres 2010 für Berechnungen der Umweltwirkungen als auch für die Berechnungen im Zuge des Prinzips der Development Rights genutzt. Dies liegt insbesondere daran, dass Daten zu konsumbasierten Umweltauswirkungen aus „Globi“ nur für 2010 vorliegen. Nach dem Statistischen Bundesamt lebten im Jahr 2010 80,2 Mio. Menschen und 2019 83,2 Mio. Menschen in Deutschland (Destatis 2020a). Die Weltbevölkerung betrug 2010 6,9 Mrd. Menschen und im Jahr 2019 7,7 Mrd. Menschen (UN DESA / Social Affairs 2011, 2019).

Für die Disaggregation der Planetaren Grenzen auf Deutschland werden für das Prinzip der Development Rights als auch für das Souveränitätsprinzip (Grandfathering) außerdem Daten zu den globalen sowie nationalen Umweltauswirkungen benötigt. Die hierfür genutzten Daten und Datenquellen werden in den Tabellen präsentiert und im Folgenden kurz besprochen.

Tabelle 3: Globale Umweltauswirkungen

PG	Umweltauswirkung	Einheit	Genutzte Quelle
Klimawandel (CO ₂ -Emissionen)	30,5	Gt/Jahr	(Lucas / Wilting 2018)
Klimawandel (CO ₂ -Emissionen 2018)	36,6	Gt/Jahr	(Jackson et al. 2019)
Klimawandel (CO ₂ -Emissionen 2019)	36,8	Gt/Jahr	(Jackson et al. 2019)
Landnutzungswandel (Waldzerstörung)	130000 (Waldzerstörung gesamt) 52000 (Nettowaldverlust)	Km ² /Jahr	(FAO / Nations 2010)
Süßwasser	2600	km ³ /Jahr	(Steffen et al. 2015)
Phosphor	22	Tg/Jahr	(Steffen et al. 2015)
Stickstoff	150	Tg/Jahr	(Steffen et al. 2015)

Quelle: Eigene Zusammenstellung

Tabelle 4: Nationale Umweltauswirkungen (Deutschland)

PG	Umweltauswirkung	Einheit	Genutzte Quelle
Klimawandel (CO ₂ -Emissionen territorial 2010)	832	Mt/Jahr	NIR (UBA 2019a)

²⁴ Etwa Auswirkungen auf die Biodiversität, die derzeit durch die nicht ausreichend quantifizierte Grenze und kaum verfügbare LCA-Daten nicht abbildbar ist. Auch die Verschmutzung von Süßwasser durch Bergbau könnte insb. bei einer Top-Down-Disaggregation nicht ausreichend abgebildet werden.

PG	Umweltauswirkung	Einheit	Genutzte Quelle
Klimawandel (CO ₂ -Emissionen konsumbasiert 2010)	938	Mt/Jahr	(Destatis 2019a)
Klimawandel (CO ₂ -Emissionen territorial 2018)	755,4	Mt/Jahr	(UBA / BMU 2020)
Klimawandel (CO ₂ -Emissionen territorial 2019)	705,6	Mt/Jahr	(UBA / BMU 2020)
Landnutzungswandel (Waldumwandlung) ²⁵	-50 (territorial) 625,33 (Fußabdruck)	Km ² /Jahr	(BMEL 2016; Fischer et al. 2017)
Süßwasser (territorial)	1	km ³ /Jahr	Projekt „Globi“ (UGR) (Destatis 2019b)
Süßwasser (konsumbasiert)	13	km ³ /Jahr	Projekt „Globi“ ²⁶
Phosphor (territorial)	0,11	Tg/y	(Kratz et al. 2014)
Stickstoff (territorial)	2,00	Tg/Jahr	(UBA 2015a)
Stickstoff (konsumbasiert)	2,30	Tg/Jahr	(UBA 2015a)

Quelle: Eigene Zusammenstellung, Einzelquellen siehe rechte Spalte

- **CO₂-Emissionen:** Da zur Berechnung der Disaggregation nach dem Prinzip der Development Rights auch die Werte für den Responsibility Capability Indexwert eines Landes (RCI) von Lucas und Wilting (2018) herangezogen wurden, wurde dies hier auch für den Wert der weltweiten Emissionen für 2010 aus dieser Studie mit 4,4 t/Person*Jahr genutzt. Dieser wurde mit der Weltbevölkerung im Jahr 2010 (6,9 Mrd. Menschen) multipliziert. So ergeben sich 30,5 Gt/Jahr. Für das Prinzip des Grandfathering sowie zur Berechnung der bei gleichbleibenden Emissionen verbleibenden Jahre wurde für Deutschland der Wert von 705,6 Mt_{CO2} aus dem Jahr 2019 herangezogen (UBA / BMU 2020).
- **Landnutzungswandel:** Für den Anteil Deutschlands an der globalen Waldzerstörung konnte einzig eine Schätzung von Fischer et al. (2017) gefunden werden. Hier wird der Anteil Deutschlands an der globalen Waldzerstörung zwischen 1995-2010 mit 9380 km² angegeben. Für die Angabe als jährlicher Wert wurde dieser Wert über die Jahre gemittelt. Den größten Anteil mit 42 % daran hat die Zerstörung für die Produktion tierischer Lebensmittel, gefolgt von 31 % für pflanzliche Lebensmittel und 27 % für weitere pflanzenbasierte (Industrie-)Produkte (z.B. Palmöl). Wie oben besprochen zeigt die Studie von Cuypers et al. (2013) für die EU, dass bedeutenden Anteil an der globalen

²⁵ Laut Bundeswaldinventur 2012 hat die Waldfläche in Deutschland zw. 2002 und 2012 um netto 50.000 ha zugenommen. Zu den Auswirkungen in anderen Ländern durch den Konsum in Deutschland konnten keine exakten Zahlen gefunden werden. Jedoch ist nach Cuypers et al. (2013) davon auszugehen, dass bei einer solchen Betrachtung die Zunahme der Waldfläche in Deutschland durch die im Ausland hervorgerufene Waldzerstörung aufgewogen werden dürfte.

²⁶ Globale Umweltinanspruchnahme durch Produktion, Konsum und Importe, Teilvorhaben 2: Fallstudien und vertiefende Analysen; FKZ: 3716 12 105 2 – die Daten zum Süßwasserverbrauch aus konsumperspektive sind noch nicht veröffentlicht. Sie wurden von Systain erstellt und beinhalten den Wasserverbrauch der letzten Güter der inländischen Verwendung (Inländische Produktion + Importe – Exporte).

Waldzerstörung durch den Konsum und die Produktion der EU ausgegangen werden kann. Territorial betrachtet nimmt die Waldfläche in den vergangenen Jahren in Deutschland langsam aber kontinuierlich zu. Der Zuwachs für Wald und Gehölze²⁷ betrug bspw. zwischen den Jahren 2000 und 2018 5.354 km² (UBA 2019b) bzw. laut Bundeswaldinventur 2012 nahm die Waldfläche in Deutschland zw. 2002 und 2012 um netto 50.000 ha zu.

- **Süßwassernutzung:** Für die Süßwassernutzung wurden Daten aus dem Projekt Globale Umweltinanspruchnahme durch Produktion, Konsum und Importe, Teilvorhaben 2: Fallstudien und vertiefende Analysen (FKZ: 3716 12 105 2) verwendet (Systain, unveröffentlicht). So ergeben Berechnungen für die Süßwassernutzung (Bluewater) in bzw. durch Deutschland einen Wert von 1 km³/Jahr (territorial)²⁸ bzw. 13 km³/Jahr (konsumbasiert) für das Jahr 2010. Das International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP) gemeinsam mit dem Stockholm Resilience Centre berechnen den globalen jährlichen Süßwasserverbrauch auf 3872 km³ in 2010 (IGBP / Stockholm Resilience Centre 2014). Steffen et al. (2015) gehen von einer jährlichen Süßwassernutzung von 2600 km³/Jahr aus. Für die folgenden Berechnungen wurde auch vor dem Hintergrund der Konsistenz der Wert von Steffen et al. (2015) verwendet (diese werden auch für die Werte zu Biogeochemischen Flüssen genutzt).
- **Biogeochemische Flüsse:** Für die Düngung mit mineralischem Phosphor wird mit einem Wert von 0,11 Tg/Jahr für die Ausbringung in Deutschland gerechnet (territoriale Perspektive) (Kratz et al. 2014). Konsumbasierte Daten zur Nutzung von mineralischem Phosphor konnten nicht identifiziert werden. Für die Stickstoffnutzung wurde auf eine Publikation des Umweltbundesamts zurückgegriffen. Da Steffen et al. (2015) diese Grenze als „beabsichtigte“ zusätzliche anthropogene Erzeugung reaktiven Stickstoffs definiert, werden hierfür die Werte für die Ausbringung durch Mineraldünger (1,8 Tg), biologische N-Fixierung (0,2 Tg) und Futtermittelimporte (0,3 Tg) herangezogen. Letzteres wird für die konsumbasierte Berechnung herangezogen, es handelt sich um die N-Ausbringung für den Anbau von Futtermittel im Ausland. Für eine komplette konsumbasierte Berechnung müssten noch Stickstoffemissionen, die Agrarexporten zugerechnet werden können, abgezogen werden. Ein Wert hierfür konnte jedoch nicht gefunden werden.

2.2.2.2 Ergebnisse Regionalisierung nach dem Gleichheitsprinzip

Gemäß dem Gleichheitsprinzip kommt jedem Individuum der gleiche Wert zu. Dementsprechend hat – bezogen auf die Planetaren Grenzen – jedes Individuum den gleichen Anspruch auf das zur Verfügung stehende Budget (Ressourcenrechte). Das Gleichheitsprinzip ist das in der Literatur am häufigsten angewandte Prinzip zur Operationalisierung bzw. Regionalisierung der PG (siehe Kapitel 2.1). Eine Regionalisierung nach dem Gleichheitsprinzip ist ebenso wie alle top-down-Skalierungen mit der Schwierigkeit in Bezug auf „global kumulative Prozesse“ (s. 3.2 Limitationen) konfrontiert, dass lokale Kontextfaktoren nicht beachtet werden. Das bedeutet, das einzige Kriterium, nach der das Budget verteilt wird, ist die Bevölkerung eines

²⁷ Gehölze werden seit 2016 nicht mehr unter Waldfläche erfasst, sondern unter den „sonstigen Flächen“. Gehölz-Flächen sind mit einzelnen Bäumen, Baumgruppen, Büschen, Hecken und Sträuchern bedeckt.

²⁸ Der Wert gibt den Wasserverbrauch der letzten Verwendung von Gütern (der inländischen Produktion, ohne Importe) an (2010: 996 Mio. m³); Datensatz wat_goo in Globi-Datensatz bzw. Q4.1.2

Territoriums, jedoch nicht ggf. relevante lokale Faktoren wie etwa lokale klimatische Bedingungen.

Die Berechnung erfolgt nach der Formel: $pg_{c,IEPC} = \frac{pop_{c,t}}{POP_t} \times PG_r$

Dabei ist pg die regionalisierte Planetare Grenze, c steht für country, IEPC steht für Immediate equal per capita allocation, pop die Bevölkerung des Territoriums auf das die Planetare Grenze regionalisiert werden soll, POP die globale Bevölkerung, t steht für den Zeitpunkt zudem das Budget verteilt wird und PG die globale Planetare Grenze bzw. das globale Budget.

Für die Grenze Klimawandel wurden zwei Berechnungen durchgeführt, die zu leicht unterschiedlichen Ergebnissen führen. Den Berechnungen liegt das in IPCC (2018) ab Januar 2018 zur Verfügung stehende globale Budget von 420 GtCO₂ für das 1,5-Grad-Ziel und 1170 GtCO₂ für das 2-Grad-Ziel zugrunde. Im ersten Fall wurden von diesen Budgets die globalen Emissionen der Jahre 2018 und 2019 abgezogen²⁹ und anschließend die Pro-Kopf-Disaggregation durchgeführt. Im zweiten Fall wurde das globale Budget von 2018 disaggregiert und von dem deutschen Budget wurden die schon erfolgten Emissionen der Jahre 2018 und 2019 abgezogen.³⁰

Zur Berechnung des Budgets der Landnutzungsveränderung wurden Daten von Steffen et al. (2015) verwendet. Danach waren im Jahr 2015 noch 62 % der global ursprünglichen Waldfläche verblieben. Dies sind 39,79 Mio. km² Waldfläche. Als maximale Untergrenze für tropische, boreale und temperierte Wälder zusammen definieren Steffen et al. (2015) 54 % der ursprünglichen Waldfläche oder 34,66 Mio. km². Die verbleibenden 5,13 Mio. km² wurden für Disaggregation verwendet. Der obere Wert des Unsicherheitsbereichs (75 % oder 47,9 Mio. km²) ist bereits mit -8,11 Mio. km² überschritten worden. Auch dieser Wert wurde für die Disaggregation herangezogen. Geht man angesichts der Überschreitung des oberen Werts des Unsicherheitsbereichs von einer Verpflichtung zur Wiederaufforstung aus, so müsste Deutschland 90.000 km² Wald global wiederaufforsten (vgl. Tabelle 5).

Tabelle 5: Disaggregation der Planetaren Grenzen nach dem Gleichheitsprinzip

	Grenze	Oberer Wert des Unsicherheitsbereichs	Einheit
Klimawandel (Verteilung globales Budget ab 2020)	3,75	11,8	GtCO ₂
Klimawandel (Verteilung globales Budget 2018 abzgl. Emissionen Dtld. 2018+2019)	3,08	11,2	GtCO ₂
Landnutzungsveränderung (Waldflächen Budget)	0,06 -0,09*		Mio. km ²
Süßwassernutzung	43,22	64,83	km ³ /a
Phosphor	0,07	0,14	Tg P /a
Stickstoff	0,75	0,98	Tg N /a

Eigene Berechnung und Zusammenstellung

²⁹ Dies ergibt 350 GtCO₂ für das 1,5-Grad-Ziel und 1099,9 GtCO₂ für das 2-Grad-Ziel

³⁰ Eine solche Vorgehensweise wäre auch für die Prinzipien Development Rights und Grandfathering möglich. Da die Unterschiede zwischen beiden Berechnungsmethoden relativ gering sind, wird nur die Berechnung mit dem globalen Budget ab 2020 angegeben.

* 60.000 km² können noch bis Grenzerreichung global zerstört werden, 90.000 km² müssten durch Deutschland zum Erreichen des Unsicherheitsbereichs wieder aufgeforstet werden

Aus dem verbleibenden Budget für die Grenze Klimawandel lässt sich errechnen, wie viele Jahre noch bei gleichbleibenden Emissionen (Basisjahr 2019) zur Verfügung stehen, bis dieses Budget überschritten wird. Es verbleiben im Jahr 2020 5,31 Jahre mit den Emissionen Deutschlands im Jahr 2019 für das Erreichen der Grenze (1,5 Grad-Ziel). Für das 2-Grad-Ziel, dem oberen Wert des Unsicherheitsbereichs, verbleiben 16,79 Jahre.

2.2.2.3 Ergebnisse der Regionalisierung nach dem historischen Prinzip

Die Disaggregation nach diesem Prinzip ist mit besonderen Herausforderungen konfrontiert. So werden für die Berechnung nicht nur aktuelle, sondern auch historische Umweltauswirkungen eines Landes bzw. einer Region für die Regionalisierung benötigt. Zudem ist eine Berechnung nach diesem Prinzip für alle Planetaren Grenzen mit jährlichen Budgets derzeit nicht anwendbar (s. Abschnitt Limitationen). Denn wenn das globale Budget jedes Jahr wieder in gleichem Umfang zur Verfügung steht, sind die Umweltauswirkungen aus der Vergangenheit irrelevant (s. Diskussion zu Einschränkungen dieser Annahme oben). Dadurch reduziert sich schon die Zahl der zu betrachtenden Grenzen, da folgende Grenzen nicht betrachtet werden können:

- ▶ Stickstoff: Beabsichtigte Freisetzung an Stickstoff pro Jahr [Tg N/Jahr]
- ▶ Phosphor: Eintrag von Flüssen in Ozeane pro Jahr [Tg P/Jahr]
- ▶ Süßwassernutzung: jährliche Süßwassernutzung [km³/Jahr]

Eine weitere Einschränkung ergibt sich, da für die Planetare Grenze Landnutzungswandel mit Fokus auf die Waldflächen keine Datenquellen identifiziert werden konnten (s. Abschnitt Limitationen).

Damit verbleibt für eine Betrachtung der historischen Verantwortung einzig die Klimawandel-Grenze. Für diese liegen etablierte Methoden und Rechenwege sowie entsprechende Daten vor, mit denen die Grenze für Deutschland nach diesem Prinzip berechnet werden kann.

Berechnung des nationalen Anteils an der Klimawandel-Grenze

In den vergangenen Jahren wurden verschiedene Berechnungen zu Emissionsbudgets unternommen, welche die historische Verantwortung miteinbeziehen (s. dazu u.a. (WBGU 2009; Messner et al. 2010; Gignac / Matthews 2015; Rocha et al. 2015; van den Berg et al. 2019)). Da im Rahmen dieser Vorstudie keine eigenen Berechnungen durchgeführt werden konnten, wurde auf den „Climate Equity Reference Calculator“³¹ des Stockholm Environment Instituts zurückgegriffen (Holz et al. 2019). Der Climate Equity Reference Calculator des Stockholm Environment Institut basiert auf dem Datensatz des Potsdam Institute for Climate Impact Research PRIMAP-hist. PRIMAP-hist umfasst CO₂-Emissionsdaten ab 1850 für 197 Länder der Welt. Dem Calculator liegt eine anerkannte Berechnung der verbleibenden Budgets unter Berücksichtigung der historischen Emissionen zu Grunde. Zudem lassen sich weitere Einstellungen zur Berücksichtigung weiterer Aspekte (Entwicklungs-Threshold, Erfüllung von Verpflichtungen im Rahmen des Kyoto-Protokolls) vornehmen.

Für die Berechnung in diesem Bericht wurden im Calculator folgende Einstellungen vorgenommen:

³¹ Der Calculator ist öffentlich zugänglich über <https://calculator.climateequityreference.org/>

- ▶ Der Wert für die Development Threshold wurde auf 0 gesetzt, damit einzig die historische Verantwortung für Emissionen (Anteil der kumulierten Emissionen an Gesamtemissionen seit dem Baseline Jahr) in die Berechnung einfließt. Zudem wurde die Aufteilung zwischen „Responsibility“ und „Capability“ auf „100 %“ „Responsibility“ eingestellt, damit einzig die ethische Dimension der historischen Verantwortung in die Berechnung einfließt.
- ▶ Einstellungen zur Berücksichtigung der Erfüllung der Kyoto Verpflichtungen wurden ausgeschlossen. Hierdurch wäre es möglich, dass für jene Länder, die ihre Verpflichtungen nicht eingehalten haben, dies im Emissionsbudget durch ein entsprechend niedrigeres Budget berücksichtigt wird. Für andere Länder wie Deutschland, die ihre Verpflichtungen eingehalten haben, würde sich ein entsprechend größeres Budget ergeben.
- ▶ Es wurden nur CO₂-Emissionen berücksichtigt. Nicht-CO₂-Klimagase wurden ausgeschlossen, da diese bei den Planetaren Grenzen nicht mitberücksichtigt werden.
- ▶ Eine Berechnung unter Einbeziehung der Emissionen, die durch den Handel mit anderen Ländern (konsumbasierte Perspektive) hervorgerufen wurden, werden separat betrachtet.
- ▶ Zur Berechnung wurden die jährlichen Budgets basierend auf der Berechnung für die Baseline-Jahre 1850 (Beginn Industrialisierung) und 1950 (Klimawandel bekannt, vermeidet historische Diskontinuitäten wie z.B. sich ändernde Ländergrenzen) aufaddiert.
- ▶ Da im Calculator das Jahr der Budget-Verteilung auf das Jahr 2015 festgelegt ist, wurden die Emissionen Deutschlands der Jahre 2016 – 2019 nach (UBA / BMU 2020) abgezogen.

Die unterschiedlichen Pfade sind dabei wie folgt definiert:

- ▶ 1,5°C Low-Energy Demand Pathway: Dieser Minderungspfad entstammt dem IPCC Special Report on Global Warming of 1,5°C (IPCC 2014). In diesem Szenario wird eine sehr geringe Energienachfrage angenommen, um eine schnelle Dekarbonisierung zu erleichtern. Aus Gründen des Vorsorgeprinzips wird weiterhin angenommen, dass auf Technologien wie BECCS (Bioenergy with Carbon Capture and Storage) sowie die Anwendung anderer Möglichkeiten zur Entfernung von Kohlendioxid aus der Atmosphäre in großem Maßstab verzichtet wird. Es wird weiterhin eine 66 %-Wahrscheinlichkeit für die Erreichung einer Erwärmung um 1,5 Grad bis 2100 angenommen.
- ▶ 1,5°C Standard Pathway: Für diesen Minderungspfad wird angenommen, dass eine Erwärmung um 1,5 Grad bis 2100 mit einer Wahrscheinlichkeit von mindestens 50 % erreicht wird. Der Minderungspfad basiert auf Median-Szenarien aus dem Fifth Assessment Report des IPCC (IPCC 2014).
- ▶ 2°C Standard Pathway: Für diesen Minderungspfad wird angenommen, dass eine Wahrscheinlichkeit von mindestens 66 % besteht die Erderwärmung auf unter 2°C zu begrenzen. Der Minderungspfad basiert auf Median-Szenarien aus dem Fifth Assessment Report des IPCC (IPCC 2014).

Die so vorgenommene Berechnung ergibt für Deutschland folgende verbleibenden Budgets:

Tabelle 6: Verbleibende Budgets für Deutschland, Klimawandel-Grenze nach dem historischen Prinzip

Szenarien	Ab 2020 verbl. Budget (Territorial) [GtCO ₂]	Verbl. Jahre bei Emissionen wie 2019 [Jahre]	Ab 2020 verbl. Budget (Konsumb.) [GtCO ₂]	Verbl. Jahre bei Emissionen wie 2019 [Jahre ³²]
1,5°C LED pathway				
Baseline 1850	1,13	1,60	0,97	1,37
Baseline 1950	1,86	2,64	1,58	2,24
1,5°C pathway				
Baseline 1850	-0,03	-0,04	-0,22	-0,31
Baseline 1950	0,90	1,28	0,54	0,76
2°C pathway				
Baseline 1850	1,49	2,11	1,22	1,73
Baseline 1950	2,73	3,87	2,21	3,13

Quelle: Eigene Berechnung und Zusammenstellung

Aus dem verbleibenden Budget für die Klimawandelgrenze lässt sich errechnen, wie viele Jahre noch bei gleichbleibenden Emissionen (Basisjahr 2019) zur Verfügung stehen, bis dieses Budget überschritten wird. Für das 1,5 Grad Ziel ist das Budget Deutschlands nach diesem Prinzip bereits seit 0,31 Jahren überschritten. Im besten Fall verbleiben noch 2,64 Jahre zur Erreichung. Für das 2-Grad-Ziel, dem oberen Wert des Unsicherheitsbereichs, verbleiben maximal 3,87 (territorial) bzw. 3,13 (konsumbasiert) Jahre. Nach diesem Prinzip müsste Deutschland also praktisch sofort alle Emissionen einstellen und zukünftig andere Länder bei der Dekarbonisierung unterstützen, wenn die Anwendung von BECCS und anderen Technologien zum großindustriellen Entzug von Kohlendioxid aus der Atmosphäre ausgeschlossen werden.

2.2.2.4 Ergebnisse der Disaggregation nach dem Development Rights Prinzip

Gemäß des Rechts auf Entwicklung ist bei der Verteilung von Reduktionsverpflichtungen, welche sich aus überschrittenen Planetaren Grenzen ergeben, der Entwicklungsstand eines Landes miteinzubeziehen.

$$pg_{c,r,DP} = e_{c,r,t} - \left(\frac{rci_{c,t}}{RCI_t} \times (E_{r,t} - PG_r) \right)$$

Der Responsibility Capability Indexwert (RCI) eines Landes c ist die „gewichtete Summe des nationalen Anteils an globaler Verantwortung und Fähigkeit“ (Kemp-Benedict et al. 2018). Dabei ist R Verantwortung, C Fähigkeit, a entspricht der Gewichtung zwischen Fähigkeit und Verantwortung (und ist eine Zahl zwischen 0 und 1).

$$rci_c = a \times \frac{R_c}{\sum_{j=1}^N R_j} + (1 - a) \times \frac{C_c}{\sum_{j=1}^N C_j}$$

³² Bei der konsumbasierten Betrachtung dürfte noch weniger Zeit verbleiben, da hier aufgrund fehlender Daten für die konsumbasierten Emissionen des Jahres 2019 für die Berechnung die territorialen Emissionen des Jahres 2019 verwendet wurden.

Im Ansatz von Lucas / Wilting (2018) fließt nur der Fähigkeitsterm ein ($\frac{C_c}{\sum_{j=1}^N C_j}$).

Für die Werte des RCI und rci wurden die Daten von Lucas und Wilting (2018) für Deutschland für das Jahr 2010 verwendet. Dies ermöglicht eine Vergleichbarkeit der vorliegenden Berechnungen mit jenen von Lucas und Wilting (2018).

Tabelle 7: Disaggregation der Planetaren Grenzen nach dem Development Rights Prinzip

	Grenze	Oberer Wert des Unsicherheitsbereichs	Einheit
Klimawandel (territorial) (Verteilung globales Budget ab 2020) ³³	-0,56	1,28	GtCO ₂
Klimawandel (konsumbasiert) (Verteilung globales Budget ab 2020) ³⁴	-0,45	1,38	GtCO ₂
Süßwassernutzung (territorial)	103,71	250,44	km ³ /a
Süßwassernutzung (konsumbasiert)	115,75	262,49	km ³ /a
Phosphor (territorial)	-0,55	-0,14	Tg P/a
Stickstoff (territorial)	-1,79	-0,17	Tg N/a
Stickstoff (konsumbasiert)	-1,49	0,13	Tg N/a

Eigene Berechnung und Zusammenstellung

Aus dem verbleibenden Budget für die Klimawandelgrenze lässt sich errechnen wie viele Jahre noch bei gleichbleibenden Emissionen (Basisjahr 2019) zur Verfügung stehen, bis dieses Budget überschritten wird. Für das 1,5 Grad Ziel ist das Budget Deutschlands nach diesem Prinzip bereits seit 0,79 (territorial) bzw. 0,98 Jahren überschritten. Für das 2-Grad-Ziel, dem oberen Wert des Unsicherheitsbereichs, verbleiben 1,8 (territorial) bzw. 1,6 (konsumbasiert) Jahre. Bei der konsumbasierten Betrachtung dürfte noch weniger Zeit verbleiben, da hier aufgrund fehlender Daten für die konsumbasierten Emissionen des Jahres 2019 für die Berechnung die territorialen Emissionen des Jahres 2019 verwendet wurden. Nach diesem Prinzip müsste Deutschland also praktisch sofort alle Emissionen einstellen und zukünftig andere Länder bei der Dekarbonisierung unterstützen, wenn man die Anwendung von BECCS und anderen Technologien zum Entzug von Kohlendioxid aus der Atmosphäre ausschließt.

2.2.2.5 Ergebnisse der Disaggregation nach dem Souveränitätsprinzip (Grandfathering)

Nach dem Souveränitätsprinzip erhalten Staaten einen Anteil am Budget (Ressourcenrechte) gemäß ihrem aktuellen Anteil an globalen Umweltauswirkungen (im Englischen „Grandfathering“ bzw. übersetzt „Bestandsschutz“). Demensprechend wird die Berechnung wie folgt vorgenommen, mit e für die nationalen und E für die globalen Umweltauswirkungen zu einer bestimmten Grenze:

$$pg_{c,r,GF} = \frac{e_{c,t,r}}{E_{r,t}} \times PG_r$$

Für die Berechnung der Klimawandelgrenze wurden die nationalen (e_{2019}) und globalen (E_{2019}) Emissionen des Jahres 2019 verwendet. Daher ist hier nur eine territoriale Berechnung

³³ Zur Erläuterung des Budgets s. Kapitel 2.2.2.2

³⁴ Zur Erläuterung des Budgets s. Kapitel 2.2.2.2

vorgenommen worden, da konsumbasierte Emissionen für Deutschland im Jahr 2019 nicht vorliegen.

Tabelle 8: Disaggregation der Planetaren Grenzen nach dem Souveränitätsprinzip

	Grenze	Oberer Wert des Unsicherheitsbereichs	Einheit
Klimawandel (territorial) (Verteilung globales Budget ab 2020) ³⁵	6,65	21,03	GtCO ₂
Süßwassernutzung (territorial)	1,53	2,30	km ³ /a
Süßwassernutzung (konsumbasiert)	20,06	30,09	km ³ /a
Phosphor (territorial)	0,05	0,09	Tg P /a
Stickstoff (territorial)	0,92	1,21	Tg N/a
Stickstoff (konsumbasiert)	1,06	1,40	Tg N/a

Eigene Berechnungen und Zusammenstellung

Aus dem verbleibenden Budget für die Grenze Klimawandel lässt sich errechnen wie viele Jahre noch bei gleichbleibenden Emissionen (Basisjahr 2019) zur Verfügung stehen, bis dieses Budget überschritten wird. Es verbleiben 9,42 Jahre mit den Emissionen Deutschlands im Jahr 2019 für das Erreichen der Grenze also dem 1,5 Grad-Ziel. Für das 2-Grad-Ziel, dem oberen Wert des Unsicherheitsbereichs, verbleiben 29,80 Jahre.

2.2.3 Fazit: Darstellung der Ergebnisse der Disaggregation im Vergleich

Es ist festzustellen, dass einzig die disaggregierte Grenze der Süßwassernutzung nach allen drei angewandten ethischen Prinzipien eingehalten wird. Für alle der drei anderen disaggregierten Planetaren Grenzen liegt zumindest für die Anwendung mindestens eines ethischen Prinzips eine (deutliche) Überschreitung vor.

Je nach Prinzip unterscheidet sich das Klimabudget und noch verbleibende Jahre bei gleichbleibenden Emissionen stärker. So verbleiben zwischen -0,79 Jahren und 29,80 Jahre für Deutschland unter der Annahme gleichbleibender CO₂-Emissionen auf dem Niveau von 2019. Auch ein Blick in die Literatur zeigt, dass die Berechnung sowohl von der angewendeten Methode als auch dem Zeitpunkt der Berechnung abhängig ist. So verblieb schon im Jahr 2009 nach Berechnungen des (WBGU 2009) unter Berücksichtigung der historischen Verantwortung kein Budget mehr für weitere Emissionen Deutschlands zur Erreichung des 2-Grad-Ziels. Andere Berechnungen gingen davon aus, dass auch ohne Berücksichtigung der historischen Verantwortung schon im Jahr 2018 das Emissionsbudget Deutschlands für die Erreichung des 1,5-Grad-Ziels aufgebraucht war (Loreck / Emele 2018).

Dies sollte nicht darüber hinwegtäuschen, dass Deutschland nach aktuellen Trends und mit den gegenwärtigen politischen Maßnahmen sowohl einen ungenügenden Beitrag zur Erreichung des 1,5-Grad als auch des 2-Grad-Ziels leistet und damit etwa auch eigene Verpflichtungen (etwa im Rahmen des Paris-Abkommens) nicht erfüllt (Nachmany / Mangan 2018; Kemmler et al. 2020). Nach den Prinzipien der historischen Verantwortung und der Development Rights müsste Deutschland praktisch augenblicklich alle Treibhausgasemissionen stoppen. Zudem bestünde die Aufgabe darin, andere Länder bei der Dekarbonisierung unterstützen. Denn die Anwendung

³⁵ Zur Erläuterung der Budgets s. Kapitel 2.2.2.2

von BECCS und anderen Technologien zum Entzug von Kohlendioxid aus der Atmosphäre ist nach derzeitigem Stand zumindest aus zwei Gründen auszuschließen. Zum einen wäre bei einer großindustriellen Anwendung mit negativen Auswirkungen auf andere Planetare Grenzen, insbesondere die Intaktheit der Biosphäre zu rechnen (Heck et al. 2018). Zum anderen braucht die großflächige Anwendung solch industrieller Technologien, die sich heute noch im Entwicklungsstadium befinden, in der Regel längere Zeiträume, als möglicherweise zur Verfügung stehen (Smil 2019).

Dass eine unverzügliche und drastische Wende eingeleitet werden muss zeigten Steffen et al. (2015) und Lenton et al. (2019) in aller Deutlichkeit auf. Ihre Analyse weist darauf hin, dass verschiedene Kipppunkte im Erdsystem schon bei einer Erwärmung bis 2°C auftreten können. Sollten diese Kipppunkte erreicht werden, würden Mechanismen zu einer weiteren Erwärmung ungeachtet möglicher Reduktionen der menschlichen Treibhausgasemissionen führen.

Auch die Grenze der Biogeochemische Flüsse wird derzeit von Deutschland selbst unter Anwendung des für Deutschland günstigen Souveränitätsprinzips deutlich überschritten. Für die Grenze Landnutzungswandel ist zwar in Deutschland selbst in den vergangenen Jahren eine Zunahme der Waldfläche festzustellen. Wie oben dargestellt, dürfte diese Zunahme jedoch durch Waldzerstörungen, die in anderen Ländern durch Konsumaktivitäten in Deutschland hervorgerufen werden, deutlich überkompensiert werden und damit auch eine Überschreitung dieser Planetaren Grenze vorliegen. Diese liegt sicher bei territorialer Betrachtung vor, da Deutschland mit 34 % der ursprünglichen Waldfläche die Grenze für temperierte Wälder von 50 % deutlich überschreitet. Auch zur hier nicht disaggregierten Planetaren Grenze Intaktheit der Biosphäre stellen aktuelle Studienergebnisse (Ceballos et al. 2020; van Klink et al. 2020; Sánchez-Bayo / Wyckhuys 2019) eine Beschleunigung des Artensterbens fest. Die Studienautor*innen kommen zum Ergebnis, dass das „sechste große Artensterben“ im Wesentlichen auf die intensive Landwirtschaft (Landnutzungswandel, Pestizidnutzung) und den Klimawandel zurückzuführen sei.

Tabelle 9: Übersicht über die disaggregierten Planetaren Grenzen für Deutschland, gesamtFehler! Keine gültige Verknüpfung.

	Klimawandel [GtCO ₂]		Klimawandel [Jahr] ****		Landnutzungsveränderung (Waldfläche) [km ²]		Süßwassernutzung [km ³ /a]		Phosphor [Tg P/a]		Stickstoff [Tg N/a]	
Gegenwärtige Umweltauswirkungen	0,706 Gt/a (2019)				- 50 km ² /Jahr (2002-2012) 625,33 km ² /Jahr (1995-2010)		1 km ³ /a (territorial) (2010) 13 km ³ /a (konsumb.) (2010)		0,11 TG P / a (territorial) (2012)		2,0 Tg N/a (territorial) (2010) 2,3 Tg N/a (konsumb.) (2010)	
	Min. (1,5°C-Ziel)	Max. (2°C-Ziel)	Min. (1,5°C-Ziel)	Max. (2°C-Ziel)	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Gleichheitsprinzip	3,08	11,85	4,36	16,79	60.000	-90.000*	43,22	64,83	0,07	0,14	0,75	0,98
Historische Verantwortung	-0,22	2,73	-0,31	2,73	-53.500**							
Development Rights	-0,56	1,28	-0,79	1,81			103,71	262,49	-0,55***	-0,14	-1,79	0,13
Grandfathering	6,59	21,03	9,34	29,80			1,53	30,09	0,05	0,09	0,92	1,40

Eigene Darstellung und Berechnung; Min./Max. verweist hier jeweils auf den geringsten als auch den höchsten Wert bei der Disaggregation nach dem jeweiligen ethischen Prinzip. Damit wird die Bandbreite aufgezeigt

* 60.000 km² können noch bis Grenzerreichung global umgewandelt werden, 90.000 km² müssten durch Deutschland. zum Erreichen des Unsicherheitsbereichs wieder aufgeforstet werden.

** 5,35 Mio. ha (NRW+Hessen) müssten wieder aufgeforstet werden, um die Grenze von 50 % ursprünglicher Waldfläche für Deutschland (territorial) wieder einzuhalten.

*** Es ist unklar wie für Phosphor und Stickstoff mit einem negativen Budget umgegangen werden müsste. Möglicherweise müssten Optionen der Kompensation oder Renaturierungsprojekte geprüft werden. In der wissenschaftlichen Literatur war hierzu bis dato keine Diskussion zu finden.

**** Die Berechnung der verbleibenden Jahre erfolgte durchweg mit den territorialen Emissionen des Jahres 2019.

Tabelle 10: Übersicht über die disaggregierten Planetaren Grenzen für Deutschland, pro Person Fehler! Keine gültige Verknüpfung.

	Klimawandel [tCO ₂ /Person]		Süßwassernutzung [m ³ /a*Person]		Phosphor [kg P/a*Person]		Stickstoff [kg N/a*Person]	
	Min. (1,5°C-Ziel)	Max. (2°C-Ziel)	Min.	Max.	Min.	Max	Min.	Max.
Gleichheitsprinzip	36,99	142,42	519,48	779,22	0,90	1,62	8,96	11,82
Historische Verantwortung	-2,64	32,80						
Development Rights	-6,83	15,60	1267,85	3208,91	-6,77	-1,75	-21,86	1,54
Grandfathering	79,23	252,72	18,42	361,69	0,57	1,04	11,06	16,77

Eigene Darstellung und Berechnung; Min./Max. verweist hier jeweils auf den geringsten als auch den höchsten Wert bei der Disaggregation nach dem jeweiligen ethischen Prinzip. Damit wird die Bandbreite aufgezeigt

3 Wesentliche Datengrundlagen

Für die Aus- und Bewertung wesentlicher potenzieller Datengrundlagen wurden zunächst Datenquellen und Literatur identifiziert. Berücksichtigt wurden Materialflussdaten in ökonomie-weiten Datensätzen und in Materialsubstanzeanalysen sowie lebenszyklusweite Datensätze. Die berücksichtigten ökonomie-weiten Materialflussinformationen (EW-MFA) sind:

- ▶ UGR bzw. der erweiterte Datensatz aus dem Projekt Globale Umweltinanspruchnahme durch Produktion, Importe und Konsum in Deutschland (Globi, FKZ 3716 12 105 2)
- ▶ RME-Eurostat
- ▶ URMOD aus den Projekten Strukturelle und produktionstechnische Determinanten der Ressourceneffizienz: Untersuchung von Pfadabhängigkeiten, strukturellen Effekten und technischen Potenzialen auf die zukünftige Entwicklung der Rohstoff-produktivität (DeteRess, FKZ 3712 93 321) und Wege in eine ressourcenschonende Treibhausgasneutralität (RESCUE, FKZ 3715 41 115 0)
- ▶ EXIOBASE
- ▶ WIOD
- ▶ EORA
- ▶ US-EEIO.

Die berücksichtigten Materialflussanalysen umfassen:

- ▶ EU Raw Material System Analysis vom JRC
- ▶ Rohstoffinformation aus dem Projekt „Stoffstromorientierte Ermittlung des Beitrags der Sekundärrohstoffwirtschaft zur Schonung von Primärrohstoffen und Steigerung der Ressourcenproduktivität“ (ReSek, FKZ 3714 93 330 0)

Die LCA-Datensätze beinhalten:

- ▶ EcoInvent 3.7
- ▶ ProBas
- ▶ ÖKOBAUDAT
- ▶ U.S. Life Cycle Inventory Database.

Die ELCD (European Platform on Life Cycle Assessment) wurde nicht in die nähere Betrachtung einbezogen, da diese im Jahr 2018 eingestellt wurde.

Darüber hinaus wurde im Hinblick auf die ausgewählten Fallbeispiele (Erdöl, Kupfer, Kobalt, Lithium-Ionen-Batterien, Metalle insgesamt, siehe Kapitel 5) Literatur recherchiert und berücksichtigt.

Bei der Analyse der Datenquellen und Informationen wurden folgende Kriterien berücksichtigt:

1. Qualität: wurden die Datensätze extern geprüft, sind amtliche Daten verwendet worden, gibt es Abgleiche?
2. Differenziertheit: liegen eindeutige und abgegrenzte Informationen zu den ausgewählten Fallbeispielen vor?
3. Vollständigkeit: liegen alle benötigten Informationen zu den im Rahmen des Konzepts der Planetaren Grenzen relevanten Umweltwirkungen vor?
4. Metriken und Zugänglichkeit: welche Einheiten werden im Datensatz genutzt, sind die Datensätze zugänglich?
5. Transparenz: sind die Datengrundlagen und Methoden nachvollziehbar beschrieben?
6. Tauglichkeit und potenzielle Nutzung im Projekt: wird auf der Basis der obigen Kriterien eine (Teil-) Nutzung des Datensatzes in der Konzeptstudie befürwortet?

Im Folgenden werden die Datensätze vorgestellt und das Ergebnis dokumentiert.

3.1 Datensätze zu ökonomieweiten Stoffströmen

3.1.1 EW-MFA-Datensätze

UGR / Globi-Datensatz

Ein Teil des UGR-Datensatz wurde im Rahmen des Projekts „Globale Umweltinanspruchnahme durch Produktion, Konsum und Importe“ erstellt und umfasst eine breite Sammlung an ausgewählten Indikatoren zur Umweltinanspruchnahme Deutschlands. Der Datensatz beinhaltet Treibhausgasemissionen, Luftschadstoffe, Abfälle sowie Rohstoff-, Wasser- und Flächeninanspruchnahme (Flächeninanspruchnahme ausschließlich für Ernährungsgüter). Die Datenangaben decken den Zeitraum der Jahre 2008 bis maximal 2017 ab. Destatis veröffentlicht einen großen Umfang der Datensätze³⁶.

Die Datenerarbeitung erfolgte maßgeblich durch Destatis. Ergänzende Datensätze wurden durch Systain zum Thema indirekte Wassernutzung und durch ifeu zum Thema Abfälle bereitgestellt. Die Indikatoren sind sowohl aus der Entstehungssicht (inländische Verwendung und Importe) als auch aus der Verwendungssicht (Exporte, Konsum, Investitionen) aufbereitet. Die Datenbasis ist konsistent mit dem methodischen Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnung (UGR). Die Umweltindikatoren sind demnach auch nach entsprechenden Produktionsbereichen im Sinne der UGR (52 Gütergruppen) aufgeschlüsselt.

Der UGR/Globi-Datensatz hat überwiegend eine hohe Qualität. Die Methoden, die Destatis für die einzelnen Datensätze angewendet hat, sind umfassend in Destatis (2020e) beschrieben. Der von Destatis erstellte Bericht sowie eine von ifeu erarbeitete methodische Einschätzung des Globi-Datensatzes (unveröffentlicht) liegen vor. Die hohe Qualität beruht auf der Nutzung von amtlichen, vollständigen und konsistenten Datensätzen. Einschränkungen gehen auf fehlende oder mangelhafte Daten aus anderen Ländern zurück, zudem berücksichtigt Destatis die regionale Struktur der Lieferketten (ab Tier-2) nicht (eine Ausnahme besteht bei der Berechnung der Flächeninanspruchnahmen).

Die Rohstoffrechnungen von Destatis und die Berechnungen weiterer Umweltinanspruchnahmen wurden unabhängig voneinander mit verschiedenen Modellen und Methoden erarbeitet. Allen Rechnungen liegen einheitliche Ausgangsdaten zu Grunde. Das heißt beispielsweise, die sektorale Untergliederung der RME-Ergebnisdarstellung und die sektorale Aufteilung der Treibhausgase sind kompatibel.

³⁶ <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/UGR/>

Der Datensatz ist ein Ergebnisdatensatz, Hintergrunddaten stehen nicht zur Verfügung. Dies hat unter anderem den Grund, dass auf vertrauliche bzw. Destatis-interne Daten zurückgegriffen wurde.

Die für die Fallstudie benötigte Datendifferenziertheit ist nicht vollständig gegeben. So werden Kobalt und Lithiumbatterien gar nicht ausgewiesen. Für diese Materialien bzw. Güter ist der Datensatz somit nicht geeignet.

Metalle wie Eisen, Kupfer, und Aluminium sind im Datensatz bzw. im Materialkonto (Destatis 2018a) enthalten. Im Materialkonto werden die Erze der drei Basismetalle ausgewiesen, jedoch nicht die Halb- und Fertigwaren aus Kupfer und Aluminium. Weder die Angaben zu den Erzen noch zu den eisenhaltigen Halb- und Fertigwaren noch die Berechnungen der RME weisen die Metallgehalte aus. Im RMC-Datensatz sind für die drei Basismetalle auch die Nettovorratsveränderungen ausgewiesen. Die Vorratsveränderungen sind insofern interessant, weil sie Recyclinganteile aufzeigen.

Das Materialkonto weist ferner Erdöl (Extraktion, Importe, Exporte) sowie Halbwaren und Produkte aus Erdöl in Tonnen aus. Allerdings ist die Erdölverarbeitung und Nutzung sehr breit über Wirtschaftssektoren verteilt. Es existiert eine differenzierte Überleitungstabelle für die energetische Nutzung von fossilen Energieträgern auf die Wirtschaftssektoren, die jedoch nicht öffentlich ist.

Die UGR-Daten zu Metallen und Erdöl sind somit nur bedingt für die Zwecke dieses Projekts geeignet.

URMOD

Das Umweltökonomische Rohstoffmodell (URMOD) wurde maßgeblich von Dr. Karl Schoer in Zusammenarbeit mit ifeu entwickelt. Mit URMOD werden zukünftige rohstoffliche Indikatoren Rohmaterialinput (RMI), Rohmaterialkonsum (RMC), Im- und Exporte in Rohmaterialäquivalenten berechnet. Dem Modell liegt eine sehr differenzierte Güterverflechtungsmatrix aus dem Jahr 2010 zu Grunde (274 Sektoren bzw. Gütergruppen). Insbesondere die materialintensiven Sektoren sind in physischen Einheiten (wie Tonnen Metallgehalt, Tonnen Erdöläquivalente, Personen- bzw. Tonnenkilometer) hinterlegt. Weiterhin sind ausgewählte Sekundärrohstoffe und im Projekt RESCUE³⁷ zudem Treibhausgase berücksichtigt. Auf der Verwendungsseite werden modellseitig rund 40 Kategorien der letzten Verwendung unterschieden.

Das Basisjahr ist mit den Ergebnissen des statistischen Bundesamtes abgeglichen, URMOD ist zudem mit dem RME-Eurostat-Modell, mit dem die rohstofflichen Indikatoren der Europäischen Union gerechnet werden, harmonisiert. Beides spricht für eine hohe Qualität der Daten. Eine ausführliche Beschreibung findet sich beispielsweise in Dittrich et al. (2018).

In URMOD sind u.a. Informationen zu Kupfer (Primär/Sekundär), Aluminium (Primär/Sekundär) und Erdöl ausgewiesen. Die Informationen aus URMOD sind grundsätzlich geeignet, im Projekt verwendet zu werden. Vorteilhaft ist, dass eine konsistente Produktions- und Konsumperspektive eingenommen werden kann. Zudem kann die Rohstoffnutzung nach Verarbeitungsstufen differenziert nachvollzogen werden. Die Differenzierungen sind für die ersten Verarbeitungsschritte sehr hoch. Dies ist vorteilhaft, weil im Allgemeinen auch besonders viele Umweltwirkungen in den ersten Verarbeitungsstufen anfallen und somit Zuordnungen zwischen Rohstoffflüssen und Umweltwirkungen möglich sind. Ein Nachteil ist, dass

³⁷ Wege in eine ressourcenschonende Treibhausgasneutralität – RESCUE <https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/climate-energy/climate-protection-energy-policy-in-germany/rescue-resource-efficient-pathways-to-greenhouse>

gegenwärtig ausschließlich das Basisjahr 2010 und keine aktuelleren Jahre in URMOD enthalten sind.

RME-Eurostat

Das Statistische Amt der Europäischen Union Eurostat veröffentlicht jährlich ökonomie-weite Materialflussdaten der EU-28 und der einzelnen Mitgliedsländer. Die Materialflussdaten zu Extraktionen, direkten Im- und Exporten sowie zum DMI und DMC basieren auf den Informationen, die von den statistischen Ämtern der Mitgliedsstaaten übermittelt werden. In Deutschland sind die Daten im Materialkonto enthalten, das bereits oben unter UGR/Globi-Datensatz beschrieben wurde und daher im Folgenden nicht weiter vertieft wird.

Eurostat veröffentlicht darüber hinaus Indikatoren zu den Materialflüssen in Rohmaterialäquivalenten. Diese werden in zwei Datensätzen im Rahmen der Eurostat Datenbasis veröffentlicht: 1) *Material flow accounts in raw material equivalents* (env_ac_rme), dieser Datensatz enthält Indikatoren in RME für 51 Materialgruppen und 2) *Material flow accounts in raw material equivalents by final uses of products* (env_ac_rme_f), welcher Informationen zum Rohstoffkonsum nach Material, Produkt und Art der letzten Verwendung von Gütern enthält (Schoer et al. 2019).

Die Datenbasis zu den Materialflüssen in Rohstoffäquivalenten umfasst zum aktuellen Stand die Jahre 2007-2018. Der Datensatz enthält Angaben zur inländischen Entnahme (DE), Import und Export in Rohstoffäquivalenten, dem Rohmaterialinput (RMI) und dem Rohmaterialkonsum (RMC). Die Disaggregation der Daten umfasst 51 Rohmaterialgruppen, 182 Produktgruppen und Kategorien zur letzten Verwendung. Die Datensätze sind frei zugänglich. Dimensionen der Daten können von Nutzern je nach Informationsbedarf flexibel variiert werden (Eurostat 2019a; b). Alle Materialgruppen werden in der Einheit Tonne RME erfasst. Eine Umrechnung bspw. auf Metallgehalte ist möglich. Die im Modell hinterlegte Verflechtungsmatrix ist hybrid, d.h. sie enthält unterschiedliche Einheiten (monetäre und physische).

Das RME-Eurostat Modell ist im Kern ein Input-Output Modell. Es beinhaltet allerdings unter anderem die Integration von Sachbilanz-Daten (life-cycle-Inventory). Die LCA-Daten sind dazu mit den Rohstoffextraktionen verknüpft. Diese Anbindung kann auf der Ebene der Gütergruppen durchweg erfolgen (Schoer et al. 2019).

Das EU RME Modell ist durch eine gut differenzierte Disaggregation gekennzeichnet. Die Datenerhebungen und Berechnungen sind transparent, die methodische Beschreibung wird jährlich aktualisiert. Die genutzten statistischen Informationen haben eine sehr gute Qualität. Die jährliche und regelmäßige Aktualisierung der RME Indikatoren und die stets aktuellen Anpassungen des Modells (z.B. an neue Klassifikationen und Datensätze) sprechen für die Qualität der Daten, insbesondere da das Modell jährlich geprüft und durch methodische Ergänzungen kontinuierlich verbessert wird.

Das EU RME Modell differenziert die im Rahmen des Projekts relevanten Materialsysteme Kupfer, Bauxit/Aluminium, und Erdöl enthalten. Daten zu Kobalt und Lithium-Ionen-Akkus sind nicht enthalten. Das regionale Bezugssystem ist die europäische Union. Die Informationen des RME Modells zu Kupfer, Bauxit/Aluminium sowie Erdöl sind grundsätzlich geeignet, im Projekt verwendet zu werden, sofern der regionale Fokus auf Europa gelegt wird.

Mit dem, eng an das EU-Modell angelehnte, entwickelten Eurostat RME Country-Tool können weiterhin Schätzungen der Materialströme in Rohstoffäquivalenten (RME) auf Länderebene berechnet werden. Das Berechnungstool ermöglicht es – ähnlich wie das EU-Modell- bspw. Importe und Exporte in RME, den Rohstoffinput (RMI) und den Rohstoffkonsum (RMC) auf nationaler Ebene für eine Zeitreihe zu ermitteln (Eurostat 2020).

Exiobase

EXIOBASE ist eine globale *Multi-Regional Environmentally Extended Supply-Use* (MR-SUT) und *Input-Output Table* (MR-IOT). Seit Veröffentlichung der Exiobase Version 1 für das Jahr 2000 ist mittlerweile bereits die dritte Version frei zugänglich. Der Umfang der MRIOT hat hinsichtlich Sektoren, Länder und Produkte mit jeder neuen Version zugenommen. Exiobase Version 2 deckt das Jahr 2007 ab. Die aktuellste Version 3 umfasst die Jahre 1995-2011 und ist in zwei Formaten, monetäre sowie hybride Tabellen, erhältlich. Die monetäre Version umfasst 200 Produkte, 163 Industrien und 44 Länder sowie 5 Rest der Welt Regionen (RoW). Das Modell enthält zudem eine Reihe an Emissionsdaten (417 Emissionskategorien) sowie 662 Material- und Ressourcenkategorien. Die hybride Version umfasst 43 Länder, 200 Produkte, 164 Industrien, 5 RoW Regionen, 39 Ressourcen- und 66 Emissionskategorien (sogenannte *environmental extensions*). Weiterhin sind 5 Landkategorien enthalten, Abfallströmen und Verpackungen sind integriert. Weitere Features der hybriden MRIOT sind Daten zu Feldfruchtabfällen und vermiedene Emissionen. Ein Update des Datensatzes ist derzeit nicht kommuniziert.

Die hybride MR-IOT enthält differenzierte Daten zu den Metallen Kupfer und Bauxit/Aluminium. Erdöl wird als Rohöl ausgewiesen, in den weiteren Verarbeitungsstufen aggregiert (u.a. mit Erdgas) ausgewiesen. Kobalt, Silber, Gold und Lithium-Ionen-Akkus sind nicht differenziert ausgewiesen, sondern im NE-Metall- bzw. Elektroniksektor enthalten (EXIOBASE Consortium 2015).

Die sehr umfangreichen Dateninhalte sind nur begrenzt transparent, da Quellen und konkrete Bearbeitungen der Originaldaten (beispielsweise der Handelsdaten) nicht immer nachvollziehbar sind. Es existieren verschiedene Vergleiche mit dem UGR-Datensatz, die durchweg zeigen, dass die Exiobase-Daten teilweise sehr stark von den UGR-Daten abweichen. Abweichungen finden sich bei den Extraktionen, bei den Importen und Exporten sowie bei den Berechnungen der RMEs und anderen Umweltinanspruchnahmen. Teile der Handelsdaten der europäischen Länder, darunter Deutschland, basieren im EXIOBASE-Datensatz auf einer Trendfortschreibung des Jahres 2007 und nicht auf den offiziellen amtlichen Statistiken. Eine Verbesserung zumindest der Extraktionsdaten (Übernahme der Angaben aus dem deutschen Materialkonto) ist im Projekt Ressourcennutzung in Deutschland – Weiterentwicklung des deutschen Ressourcenberichts (DeuRess II, FKZ 3719 31 105 0) geplant.

Der Exiobase-Datensatz für Deutschland ist damit zu diesem Zeitpunkt nicht geeignet, im Projekt für die Auflösung der Wertschöpfungsketten von Rohstoffen innerhalb Deutschlands verwendet zu werden. Allerdings enthält der Datensatz die meisten Differenzierungen zu außereuropäischen Ländern sowie potenziell nutzbare Umweltdatensätze zum Ausland u.a. zu Emissionen, Fläche und Wasser (*environmental extensions*). Die Qualität der außereuropäischen Daten konnte nicht weiter beurteilt werden.

EORA

Die EORA global Supply-Chain Datenbasis umfasst eine multi-regionale IOT, welche für 190 Länder ökologische und sozialökonomische Indikatoren umfasst. Die EORA MRIOT lässt sich sowohl für einzelne Länder als auch auf globaler Ebene frei zugänglich für den Zeitraum 1990 bis 2015 herunterladen. Der Zugang ist durch den Formatierungsbedarf (die Daten werden als txt-Format bereitgestellt) etwas aufwändiger als bei vergleichsweise anderen Datensätze.

Die Version *Eora 26* umfasst globale MRIO Tabellen sowie ökologische Indikatoren für 26 Sektoren in monetären Einheiten. Umweltindikatoren sind in den Bereichen Treibhausgase, Wasserbedarf, Luftverschmutzung, Energiebedarf, Landverbrauch und Stickstoff- und

Phosphoremissionen enthalten. Weiterhin sind Informationen zu Primärinputs für 172 Feldfrüchte integriert.

Die Daten werden aus UN's System of National Accounts, COMTRADE, Eurostat, IDE/JETRO und anderen nationalen Institutionen bezogen. Die EORA MRIO unterscheidet zwischen Basispreisen und Käuferpreisen.

Die *Full Eora* ist die umfangreichste Version mit der höchsten (Sektor-)Auflösung. Sie ist für akademische Nutzer nur über eine Registrierung zugänglich; andere Nutzer müssen hierfür eine Lizenz erwerben. Der Datenbasis von EORA wird kontinuierlich weiterentwickelt. Eine regelmäßige Aktualisierung und Veröffentlichung ist derzeit auf der Webseite nicht kommuniziert.

Die erhobenen Umweltindikatoren für Deutschland unterscheiden sich teilweise stark von Destatis/UBA Daten (z.B. CO₂ Emissionen durch die Endnachfrage). Die Qualität der Daten ist daher zu hinterfragen.

Der im Rahmen des Projekts ausgewählte Stoffstrom für Erdöl ist bei EORA als Erdöl und Erdgas ausgewiesen. Weitere Rohstoffe/Produkte wie Stahl, Kupfer, Bauxit/Aluminium, Kobalt, Lithium-Ionen-Akkus sind nur in stark aggregierte Produktgruppen (Bergbau, Metallverarbeitung, Elektronik) enthalten und nicht als differenzierte Gütergruppen ausgewiesen. (KGM & Associates Pty. Ltd. 2018). Die Informationen aus EORA sind daher nicht geeignet, im Projekt verwendet zu werden.

WIOD

Die WIOD (*World-Input Output Database*) Datenbank ist eine globale IO-Tabelle, welche 43 Länder umfasst. Die erste Version der WIOD wurde 2013 veröffentlicht. Eine Aktualisierung ist in 2016 erfolgt. Diese ist wie auch die Vorgängerversion frei zugänglich. WIOD umfasst die Zeitreihe 2000-2014. Das WIOD Modell ist nach 56 Sektoren nach der ISIC Revision 4 (*International Standard Classification*) klassifiziert. Der Datensatz ist rein monetär und enthält keine physischen Metriken.

Daten zu Materialsystemen wie Erdöl, Kupfer oder anderen Metallen, sowie Lithium-Ionen-Akkus liegen nicht differenziert vor. (WIOD 2019). Die WIOD-Daten eignen sich daher für die Verwendung im Projekt nicht.

US-EEIO

US-EEIO (*United States Environmental Extended Input-Output*) ist eine U.S. amerikanische IOT, die durch eine Umweltmatrix ergänzt ist. Die erste Version wurde 2017 veröffentlicht. Die derzeit aktuellste Version US-EEIO v1.1. wurde im Jahr 2019 aktualisiert und bildet die Produktionstechnologien aus dem Jahr 2017 ab. Die Version umfasst 50 US-Bundesstaaten. US-EEIO ist Nutzern frei zugänglich. Es werden keine Aussagen zur regelmäßigen Aktualisierung der Datenbank getroffen.

US-EEIO beschreibt Umweltauswirkungen pro 1\$ (2013 US\$) Nachfrage für alle Waren und Dienstleistungen in Herstellerpreisen. Die Datenbank enthält Sachbilanzdaten (LCI), welche Informationen über (entlang der Wertschöpfungskette) kumulierte THG-Emissionen, Luftschadstoffe, Belastung von Gewässern durch Stickstoff und Phosphor, oder auch Rohstoffbedarfe und Flächeninanspruchnahmen enthält, die mit der Produktion eines Dollars einer beliebigen Handelsware verbunden sind.

Daten zu Erdöl, Kupfer und Kobalt liegen differenziert im Datensatz vor. Für Lithium-Ionen-Akkus können Abschätzungen über die Materialflüsse für Lithium getroffen werden. Insgesamt ist die Datenbasis sehr umfangreich, und lässt LCI bezogene differenzierte Aussagen zu

(Data.gov 2019). Es kann beispielsweise berechnet werden, wie viel Phosphor pro Euro Düngemittel in Gewässer eingetragen wird, oder wie viel CO₂ oder Fläche Wald durch einen Euro Baumaschinen emittiert oder beansprucht wird. Da US-EEIO auf rein US-amerikanischen Produktionsbedingungen basiert, ist die Datenbank nur sehr limitiert für Deutschland anwendbar und übertragbar. Die stoffstrom-bezogenen Informationen aus US-EEIO eignen sich daher nicht, im Projekt genutzt zu werden.

Interessant ist der Verknüpfungsansatz, in dem die Umweltwirkungen aus den Ökobilanzen mit der IOT auf der Ebene der Gütergruppen verbunden wurden. Dieser Ansatz wird im weiteren Projekt wieder aufgenommen.

3.1.2 MFA-Datensätze

Neben ökonomie-weiten Materialflussanalysen (EW-MFA) werden rohstoffliche Informationen auch mit Materialflussanalysen generiert, die auf Einzelrohstoffe fokussieren. In diesen wird die Nutzung von einzelnen Rohstoffen entlang der Wertschöpfungskette identifiziert und analysiert. MFAs (Material Flow Analysis) können sowohl für Länder und Regionen als auch für Betriebe durchgeführt werden. Die Analysen erfordern normalerweise umfangreiche statistische Abgleiche, um ein konsistentes Bild der Rohstoffnutzung zu erzeugen. Die Aufbereitung und Ergebnisdarstellung erfolgt häufig über Sankey-Diagramme. Im Folgenden werden ausgewählte, für das Projekt potentiell relevante Datensätze und Quellen genannt und hinsichtlich ihrer Tauglichkeit analysiert.

JRC

Das Joint Research Center (JRC) unterhält ein umfangreiches Informationssystem zu Rohstoffen (European Commission 2019). Das regionale Bezugssystem ist die europäische Union. Die aktuell erhobenen Rohstoffdaten (sog. Raw Material System Analysis (MSA)) werden auch auf Länderebene erhoben, so dass für ausgewählte Rohstoffe zusätzlich Länderinformationen vorliegen.

Die Datensätze sind entlang einer weitmöglich einheitlichen Methodik erstellt (BIO by Deloitte et al. 2015; Matos et al. 2020). Jeder Datensatz unterläuft einem Review. Die Datenquellen sowie genutzte Annahmen bei der Datenerhebung werden veröffentlicht. Dies stellt eine hohe Qualität und Transparenz der Datensätze sicher.

ReSek

Im Projekt „Stoffstromorientierte Ermittlung des Beitrags der Sekundärrohstoffwirtschaft zur Schonung von Primärrohstoffen und Steigerung der Ressourcenproduktivität“ (ReSek, FKZ 3714 93 330 0) wurde analysiert, welchen Beitrag eine Sekundärrohstoffwirtschaft zum Ressourcenschutz leisten kann. Im Vorhaben wurden material- und stoffspezifische Verwertungswege ausgewählter Sekundärrohstoffe aufbauend auf der Methodik der Materialsubstanzanalysen erarbeitet. Die Daten liegen für die Zeitreihe zwischen 2007 und 2015 vor. Der Bezugsraum ist Deutschland. Die Datenerhebung ist im Forschungsbericht beschrieben (Steger et al. 2019).

Im Rahmen der Konzeptstudie sind die Daten aus ReSek sehr nützlich, weil das Aggregationsniveau praktikabel ist: es unterscheidet grundsätzlich die Wertschöpfungsstufen Rohstoffe, Halbzeug und Fertigware mit jeweils weiteren, rohstoffspezifischen Untergruppen (z.B. Gusseisen und Stahl). Darüber hinaus werden Primär- und Sekundärrohstoffe sowie relevante Bereiche, in denen die Rohstoffe längerfristig gebunden sind, aufgezeigt. So wird beispielsweise die Verwendung von Stahl in sechs verschiedenen Bereichen, darunter Maschinenbau, Fahrzeuge und Baugewerbe, ausgewiesen.

Die Daten sind nicht nach Produktionsbereichen und Kategorien der letzten Verwendung unterteilt. Dadurch ist bei alleiniger Nutzung der Daten die Konsumperspektive nicht von der Produktionsperspektive zu trennen.

Datensätze liegen für Kupfer, Eisen und Stahl bzw. Edelstahl, Aluminium und Silber vor. Diese Datensätze sind grundsätzlich geeignet, im Projekt verwendet zu werden.

3.1.3 Sonstige Informationen und Daten zu Stoffströmen

Zusätzlich zu den obigen Quellen existieren weitere Datensätze zu in Deutschland genutzten Rohstoffen. Diese können aufgrund der Vielzahl und Unterschiedlichkeit an dieser Stelle nicht vollständig behandelt werden.

Beispielhaft genannt seien die rohstofflichen Informationen der Deutschen Rohstoffagentur (DERA 2019). Die „DERA Rohstoffinformationen“ analysieren die ökonomische Kritikalität und beinhalten unter anderem Angaben zum Abbau der Rohstoffe (Mengen, Regionen), zum internationalen Handel (Im- und Exporte Deutschlands und anderer Länder) sowie zur inländischen Nutzung (sektorale bzw. produktbezogene Verwendungen) und zum Recycling. Für die Konzeptstudie sind die DERA Rohstoffinformationen zu Kobalt und Kupfer interessant.

Ein anderes Beispiel sind die zahlreichen Einzelstudien zu Rohstoffen, die für ausgewählte Sektoren vorliegen. Die im Tiefbau verwendeten Stoffe und Materialien wurden beispielsweise in den sehr umfangreichen UBA-Projekten MaRess (Kristof / Hennicke 2010), KartAI (Schiller et al. 2015) oder *Substitution von Primärrohstoffen im Straßen- und Wegebau durch mineralische Abfälle und Bodenaushub; Stoffströme und Potenziale unter Berücksichtigung von Neu-, Aus- und Rückbau sowie der Instandsetzung* (Knappe et al. 2015) erhoben. Zum Hochbau liegen ebenso umfangreiche Forschungsprojekte vor, auf die das von der BBSR geförderte Projekt „Materialströme im Hochbau“ (Deilmann et al. 2017) aufbaut.

Bereits diese wenigen Beispiele zeigen, dass das Hinzuziehen von Sekundärquellen und weiteren Informationen sinnvoll sein kann, allerdings fallbezogen erfolgen muss. Zusätzliche Quellen sind daher konkret für die im Kapitel 3 aufgelisteten Fallbeispiele genannt.

3.1.4 Zwischenfazit zu Stoffströmen

Die Analyse zeigt, dass es eine große Auswahl an nutzbaren Datensätzen gibt, die Auswahl mit Hinblick auf die in Kapitel 5 ausgewählten Fallbeispiele ist jedoch teils begrenzt.

Die Auswahl für metallische Rohstoffe ist recht eingeschränkt. Hier existieren MSA-basierte Datensätze aus ReSek und EW-MFA-Datensätze insbesondere aus URMOD für Deutschland. Da die Differenzierungen, die in URMOD für das Jahr 2010 in physischen Einheiten hinterlegt sind, auf MSA-Datensätzen basieren, die im Rahmen des Projekts DeteRess erstellt und erprobt wurden, ist eine Kombination der ReSek-Daten und der URMOD-Daten denkbar. Der Vorteil der ReSek-Daten ist, dass sie aktueller sind, und dass die Sekundärrohstoffe konsequenter für alle untersuchten Rohstoffe erhoben wurden, als dies bei URMOD hinterlegt ist. Der Vorteil von URMOD ist, dass eine klare Trennung der Produktions- und Konsumsicht möglich ist. Weiterhin liegen in URMOD Daten zu Erdöl vor.

Für die Datensätze zu Ländern außerhalb Deutschlands ist die Auswahl über alle ausgewählten Materialsysteme hinweg sehr eingeschränkt. Für europäische Länder als Gruppe bieten sich natürlich Hintergrunddaten aus dem RME-Eurostat-Modell an. Allerdings liegen die Angaben hier nur für die EU-28 (und neuerdings auch für EU-27 ohne UK) vor. Davon abgesehen, d.h. für Datensätze aus Ländern außerhalb Europas, ist EXIOBASE aufgrund der Differenziertheit und der Abdeckung gegenwärtig die einzige existierende Option für eine Nutzung im Projekt.

3.2 Datensätze zu Umweltwirkungen

Als Ökobilanzdatensätze kommen wie eingangs gelistet Datensätze aus verschiedenen Datenbanken in Frage. Die Datenbanken werden nach denselben Kriterien geprüft wie die EW-MFA bzw. MSA-basierten Datensätze.

3.2.1 Umweltdatenbanken

ecoinvent

Die ecoinvent Datenbank ist das Datensystem des schweizerischen ecoinvent-Zentrum zur Erfassung, Berechnung und Verwaltung von Ökobilanzdaten, welches 2003 in seiner ersten Version veröffentlicht wurde. Die aktuellste Version 3.7 wurde 2020 editiert. In dieser Version wurden etwa 1.000 Datensätze aktualisiert bzw. 900 neu eingepflegt (Ecoinvent n.d.). Der Datenbestand der Version v3.7 umfasst damit rund 16.000 Datensätze, welche in der Mehrzahl einen globalen Bezugsraum haben.

In der Datenbank sind Ökobilanzen von Produkten aus nahezu allen Sektoren enthalten, von Land- und Forstwirtschaft und Bergbau (Rohstoffe) über Produkte aus dem verarbeitenden Gewerbe (Chemie, Kraftstoffe, Stahl, etc.) bis zu Dienstleistungen (Verkehr) und Entsorgung (Ecoinvent n.d.). Doch trotz der hohen Zahl an Datensätzen und Übereinstimmungen zu den zehn Materialsystemen in diesem Vorhaben sind einige Datenlücken zu verzeichnen. In den Fällen Lithium Batterien, E-Autos und Bausektor ist die Abdeckung mit geeigneten Datensätzen gering. Für die anderen sieben ausgewählten Materialsysteme stehen Ökobilanzen in ecoinvent zur Verfügung.

Die enthaltenen Ökobilanzen werden im Rahmen von Reviews, sowohl extern aber auch ecoinvent intern, geprüft. Die Qualität kann damit als hoch angesehen werden.

Neben den Sachbilanzen enthält die ecoinvent Datenbank auch Lifecycle Inventory Assessment (LCIA)-Bewertungsmethoden mit drei verschiedenen Systemmodellansätzen (drei Allokationsmethoden³⁸) (ESU-Services n.d.). ecoinvent bietet ferner LCIA-Ergebnisse für verschiedene LCIA-Methoden zur Auswertung an (Ecoinvent n.d.). Die Methoden unterscheiden sich hinsichtlich der Bandbreite der angegebenen Umweltwirkungskategorien. So gibt es Methoden, die mehrere Umweltwirkungskategorien abdecken, bspw. CML 2001 (Centrum voor Milieukunde), ILCD (International Reference Life Cycle Data System) oder ReCiPe³⁹. Ebenso sind Methoden für einzelne Umweltwirkungskategorien hinterlegt, bspw. IPCC 2001, 2007 und 2013 für Treibhausgasemissionen oder USEtox für Toxizität.

ecoinvent ist nicht frei zugänglich, sondern lizenzpflichtig. Die Ökobilanzen aus ecoinvent sind aufgrund der hohen Abdeckung von Produkten und von Umweltwirkungen grundsätzlich geeignet, im Projekt verwendet zu werden.

Ganzheitliche Bilanzierung (GaBi) Datenbank

Mit der Ganzheitlichen Bilanzierung (GaBi) Datenbank bietet das Beratungsunternehmen thinkstep in Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Bauphysik der Universität Stuttgart für ihre eigene Ökobilanzierungssoftware eine Sammlung von LCA Daten an. Derzeit umfasst die GaBi Datenbank laut eigenen Angaben rund 12.500 LCA Datensätze, welche auf Primär- und Prozessdatenerhebungen aus der Industrie basieren (Thinkstep n.d.).

³⁸ Die drei Allokationsmethoden sind wie folgt: Substitution, consequential, long-term; Allocation at the point of substitution bzw. Allocation, cut-off

³⁹ Kann laut thinkstep (Bereitsteller LCA Software und Daten) als Fusion angesehen werden, welche auf die Mid-point Indikatoren aus CML und die End-point Indikatoren aus Ecoindicator zurückgreift (Thinkstep n.d.).

Aufgrund der Zusammenarbeit mit Industrieunternehmen können aus Vertraulichkeitsgründen nicht immer umfassende Dokumentationen bereitgestellt werden (Ecodesignkit n.d.). Damit ist die Transparenz der Datensätze eingeschränkt.

Die GaBi Datenbank ist Lizenz- und kostenpflichtig.

Probas

Das Portal „Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente (ProBas)“ ist eine Datenbank des Umweltbundesamtes, welches Daten zur Anwendung im betrieblichen Umweltmanagement, der Ökobilanzierung und Stoffstromanalysen kostenfrei zur Verfügung stellt.

Probas beinhaltet derzeit ca. 8.000 Datensätze, die Aktivitäten und Produkte nicht systematisch, sondern je nachdem, welche Akteure Daten z.B. im Rahmen von Forschungsprojekten eingestellt haben, abdecken. Die Datenbank Probas deckt nicht alle der fünf ausgewählten Materialsysteme (s. Kapitel 5) ab.

Die Datensätze sind in die Kategorien Energie, Materialien und Produkte sowie Transport und Entsorgung unterteilt. Probas liefert eine aggregierte Übersicht der Input- und Outputströme sowie verschiedene Umweltwirkungsindikatoren zu den Aspekten Ressourcenverbrauch, Luftemissionen, Gewässereinleitungen und Abfällen (Umweltbundesamt n.d.). Die aufgelisteten Umweltaspekte unterscheiden sich in der Vollständigkeit je Datensatz.

In vielen Fällen sind auch Datensätze vorhanden, welche auf veraltete Studienergebnisse zurückgreifen. Bei Stichproben für Datensätze zu Stahl zeigte sich zudem, dass die Datensätze zwar in der Regel geprüft werden, jedoch auch ungeprüfte Datensätze vorhanden sind. Bei der Verwendung von Probasdaten weisen das Bundesministerium für Umwelt und das UBA, als Herausgeber der Informationshomepage *ecodesignkit.de*, explizit darauf hin, dass es sich bei Probas um eine Zusammenstellung von Datensätzen aus unterschiedlichen Quellen handelt und daher gegebenenfalls keine Konsistenz zwischen den Daten besteht (Ecodesignkit n.d.).

ProBas soll im Verlauf der kommenden Jahre aktualisiert und erweitert werden.

ÖKOBAUDAT

Mit der Datenbank ÖKOBAUDAT des Bundesministeriums des Innern, für Bau und Heimat (BMI) wird eine Datenbasis für die Ökobilanzierung von Bauwerken zur Verfügung gestellt, welche insgesamt 1.200 Datensätze zu Baumaterialien, Bau-, Transport-, Energie- und Entsorgungsprozessen im Bezugsraum Deutschland enthält.

Die in der ÖKOBAUDAT veröffentlichten Daten sind kostenfrei zugänglich (Bundesministerium des Inneren, für Bau und Heimat n.d.).

Folgende Umweltwirkungsindikatoren sind für die einzelnen Datensätze differenziert aufgeführt:

- Globales Erwärmungspotenzial (GWP)
- Abbaupotenzial der stratosphärischen Ozonschicht (ODP)
- Bildungspotenzial für troposphärisches Ozon (POCP)
- Versauerungspotential (AP)
- Eutrophierungspotential (EP)

- Potenzial für den abiotischen Abbau nicht fossiler Ressourcen (ADPE)
- Potenzial für den abiotischen Abbau fossiler Brennstoffe (ADPF).

Die Datensätze der ÖKOBAUDAT basieren hauptsächlich auf Umweltdatenbanken, hierbei vor allem GaBi sowie als Ergänzung ecoinvent, und auf Herstellerangaben in den jeweiligen Environmental Product Declarations (EPD) (Bundesministerium des Inneren, für Bau und Heimat n.d.). Die Qualität und Transparenz der Daten hängt dadurch von den verwendeten Daten aus den LCA-Datenbanken und EPDs ab. Bei stichprobenartigen Prüfungen zeigte sich, dass die Datensätze mit Referenzjahren im Bereich von 2015 bis 2017 aufgeführt werden und damit sehr aktuell sind.

Hinsichtlich der Differenziertheit der Daten besteht die Problematik, dass der Bausektor als Fallbeispiel ein hohes Maß an Aggregation verlangt, die Datenbank jedoch in vielen kleinteiligen Produktdaten gegliedert ist. Daher ist die Datenbank zwar grundsätzlich nutzbar, jedoch möglicherweise bereits zu differenziert für die Nutzung im Projekt.

U.S. Life Cycle Inventory Database

Die U.S. Life Cycle Inventory Database wurde durch das National Renewable Energy Laboratory (NREL), die nationale Forschungseinrichtung des U.S. Department of Energy, Office of Energy Efficiency and Renewable Energy, eingerichtet und wird von dieser auch weiterhin verwaltet.

Die kostenfrei zur Verfügung stehende Datenbank bietet Energie- und Materialflüsse (gate-to-gate, cradle-to-gate oder cradle-to-grave), die mit der Herstellung eines Materials, einer Komponente oder dem Bau in den USA verbunden sind (NREL n.d.). Es handelt es sich somit um eine Datenbank mit Fokus auf die Sachbilanz, also einer Darstellung der Input- und Outputströmen ohne eine eigene Auswertung der Umweltwirkung (United States Department of Agriculture n.d.).

Stichproben am Beispiel der Stahlherstellung und -produkte zeigen Bezugsjahre der Datensätze zwischen 2001 bis 2017. Das letzte Update der US LCI Daten wird mit April 2017 angegeben (U.S. Department of Agriculture 2017).

Der Fokus der Datenbank liegt auf der Modellierung von Wertschöpfungsketten in den USA (Prozesse, Produkte, Komponenten), Wertschöpfungsketten im Ausland sind nicht bzw. kaum enthalten.

Die Datenbank kann daher im Rahmen dieser Konzeptstudie, die sich auf Deutschland fokussiert, nicht empfohlen werden.

Sonstiges - ÖkoRess

Das Vorhaben ÖkoRess will einen Beitrag dazu leisten, dass Umweltaspekte bei der Versorgung mit primären mineralischen Rohstoffen stärker als bisher berücksichtigt werden. Hierzu wurde ein fundiertes und praktikables Bewertungssystem entwickelt, das eine richtungssichere und vergleichende Abschätzung des Umweltgefährdungspotenzials unterschiedlicher Abbau-, Aufbereitungs- und Veredelungsaktivitäten ermöglicht (Dehoust et al. 2017). Das Bewertungsschema beinhaltet elf Indikatoren unterteilt in fünf Gruppen, darunter Geologie, Technik, Natürliches Umfeld, Aspekte der Wertschöpfungskette und Governance. Die Auswertung der einzelnen Indikatoren erfolgt in einer dreistufigen Skala (niedrig, mittel, hoch), welche in der Endbewertung zu aggregierten Werten zusammenfließen. Das Bewertungsschema wird auf 50 Rohstoffe angewendet. Die für dieses Vorhaben relevanten Rohstoffe sind Aluminium, Kupfer, Kobalt und Silber.

Die Datenqualität wird auf Ebene der Einzelindikatoren transparent erfasst und dargestellt. Während das methodische Vorgehen bereits in den Methodenteilen aus ÖkoRess I detailliert dargestellt worden sind, werden die Ergebnisse der Rohstoffauswertung nach Veröffentlichung des Berichts frei zugänglich sein.

Die in ÖkoRess erarbeiteten Umweltrisikopotenziale sind zur Bestimmung der planetaren Grenzen allerdings weniger geeignet. Denn die Ableitung der noch innerhalb der Planetaren Grenzen nutzbaren Rohstoffmengen muss auf der Basis von tatsächlichen Umweltwirkungen erfolgen und kann nicht auf der Basis von potenziellen Umweltwirkungen geschehen. Die Inhalte von ÖkoRess eignen sich allerdings gut, zusätzliche potenziellen Umweltwirkungen der im Projekt identifizierten, noch innerhalb der planetaren Grenzen nutzbaren (zukünftigen) Rohstoffmengen zu beschreiben.

3.2.2 Zwischenfazit zur Umweltdatenbanken

Unter den oben aufgeführten Umweltdatenbanken bietet ecoinvent die umfassendsten Informationen für Umweltwirkungen. Zudem ist die Abdeckung der Wertschöpfungskette (Rohstoffe, Halbzeug, Produkte, Abfälle/Sekundärrohstoffe) am größten. Ferner sind zahlreiche Produkte, auch als weltweite Durchschnittsprodukte, enthalten. Der Nachteil von ecoinvent ist der kostenpflichtige Zugang. Im Projekt können die ecoinvent-Datensätze genutzt werden, da der Zugang vorhanden ist. Es wird empfohlen, ecoinvent als Quelle im weiteren Projekt zu nutzen.

Wie oben beschrieben, liegen auch in ecoinvent nicht alle benötigten Umweltinformationen vor. Daher ist es unabdingbar, auf zusätzliche Studien zurück zu greifen.

3.3 Resümee Datengrundlage

In diesem Kapitel wurde eruiert, welche Datenbanken sich für die Nutzung im Projekt eignen. Es wurde gezeigt, dass zur Analyse der Stoffströme verschiedene Datenbanken, Modelle bzw. Datensätze grundsätzlich geeignet sind. Ökonomie-weite Modelle und Datensätze müssen im Wesentlichen die Rohstoffe, für die eine Nutzungsgrenze ermittelt werden soll, ausreichend differenzieren. Und sie müssen es ermöglichen, die Rohstoffe aus der Konsumperspektive (letzte inländische Verwendung) eindeutig zu identifizieren. Geeignet ist eine Kombination von MFA-Daten und einem differenzierten IOT-Modell wie URMOD, RME-Eurostat (für Europa) oder Exiobase (für Länder außerhalb Europas). IOT-Modelle sind auch grundsätzlich nutzbar, wenn Stoffströme für Sektoren oder Rohstoffgruppen quantifiziert werden sollen, sofern diese Sektoren bzw. Rohstoffgruppen als solche in den Modellen ausgewiesen sind.

Stoffströme für Produkte sind weder über IOT-Modelle noch über MFA-Datensätze ermittelbar. Hierfür sind produktspezifische Recherchen durchzuführen. Aufgrund der Vielfalt der Produktzusammensetzung ist diese Perspektive nicht sinnvoll, um eine Grenze für einzelne Rohstoffe abzuleiten.

Umweltdaten können aus LCA Datensätzen entnommen werden. Hierbei stehen verschiedene Datenbanken zur Verfügung, die sich hinsichtlich der Abdeckung der Güter/Prozesse und Umweltwirkungen sowie hinsichtlich ihrer Aktualität unterscheiden. Besonders wichtig ist, dass Prozessschritte trennbar sind, in denen unterschiedliche Umweltwirkungen anfallen. Im weiteren Projektverlauf bietet es sich an, ecoinvent zu nutzen.

Sowohl LCA Datensätzen als auch MRIOT-Datensätzen sind überwiegend globale Durchschnittswerte hinterlegt. D.h., gegenwärtig bringt eine exakte regionale Zuordnung der

Rohstoffherkunft keinen zusätzlichen Erkenntnisgewinn. Es ist wünschenswert, wenn zukünftig mehr Informationen regionalisiert vorliegen würden.

4 Konzept der Planetaren Grenzen und Ökobilanzmethode

Die bisher bestehenden Ansätze, die Planetaren Grenzen mit der Ökobilanzmethode zu verknüpfen, unterscheiden sich in zwei wesentlichen Herangehensweisen. Zum einen wird eine Zusammenführung ausgehend von den bestehenden Wirkungskategorien und Charakterisierungsmodellen versucht, zum anderen erfolgt eine Integrierung in die Wirkungsabschätzung durch die Entwicklung eines eigenständigen Satzes an Charakterisierungsfaktoren.

Für diese Studie wird es als zielführend erachtet, sich streng an das Konzept der Planetaren Grenzen (KPG) nach Steffen et al. (2015) zu halten. Das Konzept wird zwar in einzelnen Kontrollvariablen kritisiert, ist aber als Gesamtkonzept international anerkannt. Auch bildet es im Gesamten schlüssig und konsistent die Erdsystemprozesse ab.

Im Anhang (Kapitel 9.2) sind wesentliche Studien, die Planetare Grenzen mit der Ökobilanzmethode verknüpfen, ausführlicher beschrieben u.a. Sandin et al. (2015) bzw. Ryberg et al. (2018). Weiterhin werden Studien aufgeführt, die sich mit Allokationsfragen befassen. Anhand der Beschreibung und Einordnung der Veröffentlichungen wird aufgezeigt, welche Möglichkeiten sich durch eine Verknüpfung des KPG mit der Ökobilanzmethode ergeben

In diesem Kapitel wird die Frage adressiert, welche Umweltwirkungskategorien mit den neun Umweltprozessen der Planetaren Grenzen verknüpft werden können?

Zur Beantwortung werden die neun Umweltprozesse des KPG kurz beschrieben und Umweltkategorien der Ökobilanzmethode gegenübergestellt, und es folgen im Hinblick auf die Fallstudien in Kapitel 5 jeweils Empfehlungen wie die Kontrollvariablen des KPG adressiert werden könnten. In Kapitel 4.2 wird zusammenfassend dargestellt, welche Elemente der Umweltdatenbank (ecoinvent) zur Verknüpfung mit den planetaren Grenzdimensionen für diese Studie herangezogen werden.

4.1 Kontrollvariablen und Ökobilanzdaten

Das Schutzziel des KPG ist der stabile Erhalt eines Holozän-ähnlichen Zustands des Erdsystems. Schutzziele im Ökobilanzkontext (area of protection, AoP) sind die menschliche Gesundheit, die natürliche Umwelt und die natürlichen Ressourcen. Beide Ansätze sind entsprechend ihrer Zielsetzung durch unterschiedliche Metriken adressiert. Für eine Verbindung zu den Umweltprozessen des KPG kommen nur bestimmte Umweltwirkungskategorien in Frage. Metriken der Ökobilanzmethode, welche die menschliche Gesundheit und abiotische Ressourcen adressieren, sind nicht Bestandteile des KPG, da den entsprechenden Umweltwirkungen kein Potenzial zur Gefährdung des Holozän-ähnlichen Zustands des Erdsystems zugeordnet wird.

In Ökobilanzen werden Sachbilanzdaten erhoben, die in der Wirkungsabschätzung in Umweltwirkungen überführt werden. Die Ergebnisse stellen potenzielle Umweltwirkungen dar (i.d.R. Schadenspotenziale)⁴⁰. Umweltwirkungen werden auf midpoint- und auf endpoint-Ebene ausgewiesen. Die Wirkungskategorien auf midpoint-Ebene basieren i.d.R. auf direkten physikalischen Wirkungsbeziehungen (z.B. entspricht 1 kg fossiles Methan nach IPCC (2013) der Wirkung von 30 kg fossilem CO₂). Die Schadenspotenziale für die Kategorien auf endpoint-Ebene werden ausgehend von Sachbilanzdaten oder Ergebnissen der Wirkungsabschätzung auf midpoint-Ebene anhand von Pfadmodellen ermittelt (z.B. Annahmen zur Aufnahme der Schadstoffe über die Luft, die Nahrung und wann diese zu vorzeitigem Tod führen). Die

⁴⁰ Die „potenzielle Umweltwirkung“ ist eine relative Aussage, da sie sich auf die funktionelle Einheit eines Produkt- oder Dienstleistungssystems bezieht.

endpoint-Ebene adressiert direkt die im Ökobilanzkontext definierten Schutzgüter Gesundheit von Mensch und Ökosystemen und die natürlichen Ressourcen (European Commission et al. 2011). Allerdings beinhalten die Ergebnisse aufgrund der vielfältigen Modellannahmen erhebliche Unsicherheiten. Zudem bieten die Umweltwirkungen auf endpoint-Ebene keinen Anknüpfungspunkt zu den Dimensionen bzw. den Kontrollvariablen des KPG. Anders ist dies bei den Wirkungskategorien auf midpoint-Ebene, die im Folgenden den Prozessen und Kontrollvariablen des KPG gegenübergestellt und soweit möglich zugeordnet werden. Stand und Historie der Prozesse und Kontrollvariablen des KPG ist z.B. in Dittrich et al. (2019) ausführlich beschrieben. Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich grundsätzlich auf den aktuellen Stand des KPG nach Steffen et al. (2015).

In ecoinvent als ausgewählter Datenbank für die Durchführung der Fallbeispiele in Kapitel 0 sollten generell entweder Datensätze auf Prozessebene („unit processes, UPR“; gate-to-gate) oder Datensätze aus dem Systemmodell mit cut-off Allokation („Allocation, cut-off by classification“) verwendet werden.

4.1.1 Klimawandel

Klimawandel zählt zu den Prozessen, die die Resilienz des Systems Erde bestimmen. Treibhausgasemissionen wirken direkt auf globaler Ebene, deren Aufkonzentration kann zu Kipp-Punkten führen und damit zu abruptem und irreversiblen Wandel des Systems Erde.

Kontrollvariable im KPG:

1. atmosphärische CO₂-Konzentration in ppm
2. Energieungleichgewicht auf der Erdoberfläche in W/m²

Planetare Grenze zu 1: 350 ppm

Unsicherheitsbereich zu 1: 350-450 ppm

Status Quo (2017) zu 1: 396,5 ppm

→ sicherer Handlungsraum verlassen; erhöhtes Risiko für gravierende Folgen („gelb“)

Charakterisierungsmodell Ökobilanz:

Nach Empfehlungen in Detzel et al. (2016), European Commission et al. (2011): „Global Warming Potential“ für den Zeithorizont von 100 Jahren (GWP100) unter Verwendung der jeweils aktuellsten Charakterisierungsfaktoren nach IPCC, gegenwärtig IPCC (2013). Danach werden die für ein Produkt oder eine Dienstleistung festgestellten klimawirksamen Emissionen in kg CO₂-Äquivalente (kg CO₂-Äq) umgerechnet.

Zuordnung:

Im KPG werden ausschließlich CO₂-Emissionen betrachtet, im GWP100 (weitgehend⁴¹) alle klimawirksamen Emissionen unter Umrechnung auf CO₂-Äq. Grundsätzlich besteht die Möglichkeit aus Ökobilanzen ebenfalls nur die auf Sachbilanzebene ausgewiesenen CO₂-Emissionen zu berücksichtigen. Allerdings besteht keine Notwendigkeit sich darauf zu beschränken, da die Daten aggregiert in kg CO₂-Äq ebenfalls verfügbar sind und das THG-Potenzial einer Aktivität genauer abbilden.

Die Herstellung einer Verbindung zwischen der Planetaren Grenze und den THG-Emissionen aus Ökobilanzen ist grundsätzlich möglich. Die atmosphärische CO₂-Grenzkonzentration in ppm

⁴¹ IPCC (2013) bietet auch regionale GWPs für near-term climate forcers (NTCFs) wie NO_x, CO, VOC, black und organic carbon, die jedoch aufgrund der hohen Unsicherheitsbandbreiten i.d.R. nicht standardmäßig in Ökobilanzen berücksichtigt werden.

lässt sich in ein Rest-Emissionsbudget für THG-Emissionen übersetzen. Entsprechende Berechnungen wurden im IPCC Sonderbericht (Rogelj et al. 2018) veröffentlicht. Darin ist das verbleibende Kohlenstoffbudget zur Basis 1.1.2018 in drei Wahrscheinlichkeitsstufen angegeben: eine 33 %ige, 50 %ige und 67 %ige Wahrscheinlichkeit, dass mit Einhaltung des Budgets das 2°- bzw. das 1,5°-Ziel eingehalten werden.

Für die 67 % Wahrscheinlichkeit sind für das verbleibende Kohlenstoffbudget ab dem 1.1.2018 in Table 2.2 in Rogelj et al. (2018) folgende Werte abzulesen, die auch in MCC (2019) aufgegriffen wurden:

- für das 2°-Ziels rund 1170 Gt CO₂
- für das 1,5°-Ziels rund 420 Gt CO₂

Diese Werte liegen im mittleren Bereich einer Bandbreite von 230-1080 Gt CO₂ für das 1,5°C Ziel und 980-2270 Gt CO₂ für das 2°C-Ziel, die die Unsicherheit des historischen Temperaturanstiegs vom Zeitraum 1850-1990 zum Zeitraum 2006-2015 ausdrücken soll. Des Weiteren werden Unsicherheitsbandbreiten und Varianten (nicht-CO₂ Szenario) angegeben mit Werten zwischen 20 und 400 Gt CO₂, die überwiegend sowohl positiv als auch negativ wirken können. Auch umfassen die Budgetangaben nicht die Auswirkungen, die sich aus Rückkopplungen des Erdsystems ergeben können (earth system feedbacks) wie CO₂-Emissionen aus tauendem Permafrost oder Methanemissionen aus trockengelegten Mooren. Diese könnten nach grober Schätzung das angegebene Rest-Emissionsbudget um 100 Gt CO₂ auf hundertjährigen Zeitskalen verringern.

Fazit:

Trotz der Unsicherheiten ließen sich per Konvention Werte für ein Rest-Emissionsbudget vereinbaren an denen sich THG-Emissionen einer Nation, eines Unternehmens oder durch den Konsum eines Produktes bemessen ließen. Die größere Herausforderung liegt darin zu bestimmen, wieviel am Rest-Emissionsbudget welche Aktivitäten oder Wirtschaftseinheiten einnehmen dürfen (vgl. Kapitel 2.2.1). Ein entsprechender Ansatz wurde vom Öko-Institut (Loreck / Emele 2018) gezeigt, wobei Rest-Emissionsbudgets (hier mit Startjahr 2015 890 Gt CO₂ für das 2°C-Ziel und 240 Gt CO₂ für das 1,5°C-Ziel) auf einer Pro-Kopf-Basis für Deutschland berechnet wurden. Danach wurde das Budget für das 1,5°C-Ziel am 20.5.2018 ausgeschöpft und das für das 2°C-Ziel bei gleichbleibenden THG-Emissionen im Jahr 2027 aufgebraucht ist.

Für die Fallstudien sollten sowohl kg CO₂ als auch kg CO₂-Äq aus Ökobilanzdatensätzen ermittelt werden. Bei letzterem ist anzugeben, welche GWPs nach IPCC verwendet wurden.

4.1.2 Versauerung der Meere

Die Versauerung der Meere zählt ebenfalls zu den Prozessen, die die Resilienz des Systems Erde bestimmen (als dritte der neun Dimensionen des KPG noch der Ozonverlust der Stratosphäre).

Kontrollvariable im KPG:

1. Karbonatkonzentration gemessen als durchschnittlicher globaler Sättigungsgrad bezüglich Aragonit (Ω_{arag})

Planetare Grenze: $\geq 80 \%$ (Ω_{arag} von 2,75) der vorindustriellen Aragonitsättigung der mittleren Meeresoberfläche (Ω_{arag} 3,44)

Unsicherheitsbereich: $\geq 80 \%$ - $\geq 70 \%$

Status Quo (2017): rd. 84 %

→ Grenze noch nicht unterschritten, im sicheren Handlungsraum („grün“)

Der Grenzwert von $\geq 80\%$ Aragonitsättigung kann als Äquivalent zur CO_2 -Konzentration von 450 ppm betrachtet werden (Dittrich et al. 2019). Nach Steffen et al. (2015) wird die Grenze nicht überschritten, wenn die Grenze für Klimawandel von 350 ppm eingehalten wird.

Charakterisierungsmodell Ökobilanz:

Bislang ist die Versauerung der Meere keine typischerweise in Ökobilanzen ausgewertete Wirkungskategorie. In Bach et al. (2016) wird ein Charakterisierungsmodell vorgeschlagen, um produktsystembezogene Wirkungen auf die Versauerung der Meere einzuschätzen. CO , CO_2 und CH_4 wurden als relevante Substanzen identifiziert. Für diese wurden Charakterisierungsfaktoren für die midpoint-Ebene abgeleitet, ausgedrückt in kg CO_2 -Äquivalenten (0,87 für CO und 0,84 für Methan).

Zuordnung:

Eine (mögliche) Verbindung zwischen der Planetaren Grenze für die Versauerung der Meere (mindestens einzuhaltende Aragonitsättigung der mittleren Meeresoberfläche) und Ökobilanzmetriken ist bislang nicht bekannt und wird auch in Bach et al. (2016) nicht diskutiert.

Fazit:

Bislang lässt sich keine Verbindung zwischen Kontrollvariable und Ökobilanzmetrik herstellen. Eine entscheidende Maßnahme zur Einhaltung der Grenze ist die Senkung anthropogener CO_2 -Emissionen. Insofern kann die Versauerung der Meere indirekt durch die Einhaltung der Grenze für den Klimawandel begrenzt werden.

Die Versauerung der Meere wird im Rahmen dieser Studie nicht weiter betrachtet (indirekte Betrachtung über Klimawandel).

4.1.3 Ozonverlust in der Stratosphäre

Der Ozonverlust in der Stratosphäre ist der dritte der neun Dimensionen bzw. Prozesse im KPG, die die Resilienz des Systems Erde bestimmen.

Kontrollvariable im KPG:

1. Stratosphärische Ozonkonzentration in DU^{42}

Planetare Grenze: $< 5\%$ Reduktion (275,5 DU) gegenüber dem vorindustriellen Level von 290 DU

Unsicherheitsbereich: 5-10 %

Status Quo (2017): Reduktionsgrenze nur über der Antarktis im antarktischen Frühling (Sep-Nov) überschritten (rd. 200 DU)

→ Grenze nicht überschritten, im sicheren Handlungsraum („grün“)

Charakterisierungsmodell Ökobilanz:

Im Rahmen von Ökobilanzen bestehen für die Wirkungskategorie „stratosphärischer Ozonabbau“ verschiedene Modelle, die sich jedoch nur wenig unterscheiden und alle auf dem Indikator „Ozone Depletion Potential“ (ODP) basieren, der von der World Meteorological Organization (WMO) in den 90ern entwickelt wurde. Charakterisierungsfaktoren für

⁴² Die Dobson Unit (DU) ist ein Maß für die Konzentration von Spurengasen wie vor allem Ozon in der Atmosphäre. Sie gibt die Ozonsäulendichte bzw. die Stoffmenge innerhalb der kompletten Luftsäule über einer Flächeneinheit an. In SI-Einheiten entspricht 1 $\text{DU} = 0,4462 \text{ mmol/m}^2$.

ozonzerstörende Substanzen wurden bis 2002 modellbasiert (WMO et al. 2003) und später semiempirisch ermittelt (WMO et al. 2011). Referenzsubstanz für die ozonzerstörende Wirkung ist Trichlorfluormethan (CFC-11 oder R11). Die äquivalente Wirkung anderer Substanzen wird üblicherweise in kg CFC-11-Äq ausgedrückt. Semiempirisch ergibt sich das Ozonzerstörungspotenzial aus dem Chemismus von Halonen (photochemische Reaktionen, dynamische Prozesse, Strahlungsprozesse), Modellannahmen zur Berechnung der Stofflebensdauer und der auf Beobachtungen beruhende „Release Factor“ (Freisetzungsrates für Chlor, Brom aus Substanzen im Verhältnis zu CFC-11). Die Charakterisierungsfaktoren in WMO et al. (2011) beschreiben semiempirische Steady-State-Faktoren⁴³ (zeitunabhängig) und erstmals wird explizit ein Charakterisierungsfaktor für N₂O zitiert.

Zuordnung:

Informationen über Ansätze oder Möglichkeiten einer Zuordnung des ODP zur in DU angegebenen Ozonkonzentration konnten nicht gefunden werden. Zum einen besteht vermutlich die Schwierigkeit, dass die Ozonsäulendichte nicht gleichverteilt ist und damit nicht leicht von FCKW-Emission auf abnehmende Ozonkonzentration geschlossen werden kann. Zum anderen konnten durch das Montreal-Protokoll bis heute 99 % der ozonzerstörenden Substanzen verboten werden⁴⁴, so dass die akute Dringlichkeit zum Schutz der Ozonschicht nicht mehr gegeben ist.

Fazit:

Bislang lässt sich keine Verbindung zwischen Kontrollvariable und Ökobilanzmetrik herstellen. Für die Fallstudien könnten kg CFC-11-Äq aus Ökobilanzdatensätzen ermittelt werden. Diese sollten möglichst auf Charakterisierungsfaktoren nach WMO et al. (2011) basieren. Allerdings ist die Relevanz untergeordnet (s.o. 99 % verboten).

4.1.4 Biogeochemische Flüsse

Biogeochemische Flüsse bestimmen die Resilienz des Systems Erde nicht direkt. Sie zählen zu den sechs der neun Dimensionen des KPG, die durch langsamere Prozesse charakterisiert sind, welche für die Resilienz des Systems Erde notwendig sind, aber auf lokaler oder regionaler Ebene gemessen und danach auf eine globale Ebene aggregiert werden müssen. Die Dimension biogeochemische Flüsse adressiert die eutrophierende Wirkung durch anthropogen in das Erdsystem eingetragene P- und N-Verbindungen, die auf regionaler Ebene zu abrupten, nicht-linearen Veränderungen aquatischer Systeme führen können. Nach Rockström et al. (2009) könnten die P- und N-Flüsse auch je als eigenständige Dimensionen betrachtet werden, sie werden dennoch aufgrund ihres gemeinsamen Wirkmechanismus als Dünger unter biogeochemische Flüsse zusammengefasst.

Kontrollvariablen im KPG:

1. P-Kreislauf
 - a. global gemessen als P-Abfluss von Süßwasser (Frishwassersystemen) in Ozeane
 - b. regional gemessen als P-Eintrag über Dünger in erodierbare (landwirtschaftliche) Böden, um auf regionaler Ebene die weit verbreitete Eutrophierung von Frishwassersystemen zu vermeiden

⁴³ Steady-State geht von einer unendlichen Zeitspanne aus, das Pendant Time-Dependent (zeitabhängig) liefert Faktoren für einen Betrachtungszeitraum von z.B. 50 oder 100 Jahren (analog z.B. GWP100).

⁴⁴ <https://ozone.unep.org/ozone-and-you#today-and-tomorrow>

2. N-Kreislauf, global gemessen als industrielle und absichtliche biologische N-Fixierung
(= aus Luft-N₂ umgewandelter und in Gewässer und Böden eingetragener Stickstoff)

zu 1. P-Kreislauf:

Planetare Grenze:	global 11 Mt P/a regional 6,2 Mio. t P/a (die Grenze ist ein globaler Durchschnitt, aber die regionale Verteilung ist kritisch für Umweltwirkungen)
Unsicherheitsbereich:	global 11-100 Mt P/a regional 6,2-11,2 Mt P/a
Status Quo (2017):	global rd. 22 Mt P/a regional rd. 14 Mt P/a

→ sicherer Handlungsraum verlassen; hohes Risiko für gravierende Folgen („rot“)

zu 2. N-Kreislauf:

Planetare Grenze:	62 Mt N/a; die Grenze fungiert als globales "Ventil", das die Einführung von neuem reaktiven N zum Erdsystem begrenzt, aber die regionale Verteilung des N-Düngers ist entscheidend für Umweltwirkungen
Unsicherheitsbereich:	62-82 Mt N/a
Status Quo (2017):	rd. 150 Mt N/a

→ sicherer Handlungsraum verlassen; hohes Risiko für gravierende Folgen („rot“)

Charakterisierungsmodell Ökobilanz:

In Ökobilanzen wird die übermäßige Zufuhr von Pflanzennährstoffen (anorganische P- und N-Verbindungen) in Gewässer und Böden über die Wirkungskategorie Eutrophierung abgebildet. Unterschieden wird terrestrische Eutrophierung und aquatische Eutrophierung, die in der Regel getrennt ausgewertet werden, um die potenzielle Schädigung der beiden Schutzgüter Luft und Wasser jeweils adäquat einschätzen zu können. Zur Darstellung der eutrophierenden Wirkung bestehen unterschiedliche Charakterisierungsmodelle und auch unterschiedliche Auffassungen, welche die „richtigen“ sind. Beispielsweise werden in European Commission et al. (2011) Modelle empfohlen, die die regionale Wirkung betonen⁴⁵. Für die terrestrische Eutrophierung ist dies z.B. ein Modell („Accumulated Exceedance“, AE), das auf der „Akkumulierten Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenze“ (critical loads) basiert. Dagegen wird in Detzel et al. (2016) empfohlen, die eutrophierende Wirkung (weiterhin) auf der Potenzialebene zu betrachten („jede Emission hat ein Schadpotenzial“), da i.d.R. Ökobilanzdatensätze globale Prozesse darstellen (bzw. für direkte Emissionen ohne Vorkette auch nationale Prozesse, aber i.d.R. besteht keine Aussagemöglichkeit darüber, wo genau die Emissionen anfallen). In U. UBA (2016) wurde festgehalten, dass critical loads einbezogen werden sollten, dass aber erkannt wird, dass dies im Rahmen der Ökobilanz mit i.d.R. globalen Stoffströmen und nicht genau zuordenbaren Emissionsorten derzeit nicht gut realisierbar ist und dass hierzu Forschungsbedarf besteht.

Für die Aufgabe in diesem Projekt, die Kontrollvariablen des KPG mit Metriken in Ökobilanzen in Verbindung zu bringen, ist die Wirkungsdiskussion allerdings unerheblich, da die Kontrollvariablen über die Sachbilanzebene adressiert werden können. Über diese werden in Ökobilanzdatensätzen anorganische P- und N-Verbindungen als Emissionen in Luft und in

⁴⁵ allerdings mit Klassifizierung II: empfohlen, bedarf aber der Optimierung

Wasser abgebildet. Teilweise sind auch P- und N-Einträge (durch Dünger) in Böden ausgewiesen.

Zuordnung für den P-Kreislauf:

Für den P-Kreislauf kann die globale Planetare Grenze „P-Abfluss von Süßwasser in Ozeane“ über die üblicherweise in Sachbilanzdaten ausgewiesenen P-Emissionen in Wasser adressiert werden. Bei ecoinvent-Datensätzen ist der Elementarfluss „Phosphat⁴⁶“ to water und „Phosphorous“ to water ausgewiesen unterschieden nach den Subkompartimenten

- groundwater
- surface water
- groundwater, longterm
- unspecified
- ocean

Bei anderen Datenbanken z.B. Umberto® sind es „Phosphorverbindungen als P“, „Phosphat (PO₄ ion)“ oder andere Bezeichnungen, die auszuwerten und als P-Verbindungen aufzusummieren wären. Daneben sollten getrennt auch P-Emissionen in die Atmosphäre ausgewertet werden unter der Annahme, dass diese durch Deposition und Transmission ebenfalls das Potenzial haben in Ozeane ausgewaschen zu werden. Materialbezeichnungen in ecoinvent sind z.B.:

- phosphorous,
- phosphorous acid,
- phosphorous trichloride,

jeweils angegeben nach den Subkompartimenten:

- non-urban air or from high stacks,
- unspecified,
- urban air close to ground,
- low population density, longterm.

Die regionale Planetare Grenze kann ebenfalls auf Sachbilanzebene über die „P-Einträge in Boden“ adressiert werden, sofern diese Nomenklatur in Datenbanken geführt wird. In ecoinvent ist dies zwar der Fall („to soil“), aber dort werden nur Schadstoffeinträge ausgewiesen und nicht „beabsichtigte“ Dünggeeinträge. Das heißt, unbeabsichtigte Phosphoreinträge sind ausgewiesen („phosphorous“ unspecified, industrial, agricultural) nicht aber die als P-Dünger eingebrachte Menge. Für letztere besteht in ecoinvent die Möglichkeit Datensätze (gate-to-gate) inputseitig auszuwerten: „inputs from technosphere“ – „phosphate fertilizer, as P₂O₅“ bzw. auf Sachbilanzebene (Life cycle inventory) wird der Elementarfluss „Phosphorous, in ground“ ausgewiesen (die Menge P, die für den Prozess / das Produkt abgebaut wurde).

⁴⁶ CAS: 14265-44-2 → Summenformel PO₄

Zuordnung für den N-Kreislauf:

Für den N-Kreislauf ist nur für die globale Ebene eine Planetare Grenze definiert, die die industrielle und absichtliche biologische N-Fixierung adressiert (aus Luft entnommener Stickstoff, N₂). Damit sind in Ökobilanzdatensätzen jegliche N-Emissionen und Einträge in Boden angesprochen unter der Annahme, dass diese zuvor aus Luft-N₂ entnommen wurden. Auf Wirkungsebene werden unter „Eutrophierung“ i.d.R. die folgenden N-Emissionen erfasst und aggregiert, die es als Sachbilanzdaten auszuwerten gilt:

- Ammoniak (NH₃) (in ecoinvent “ammonia”)
- Ammonium (NH₄) (in ecoinvent “ammonium, ion”, “ammonium sulfate”)
- NO_x (in ecoinvent “nitric oxide” (NO) und “nitrogen oxides”)
- Lachgas (N₂O) (in ecoinvent “dinitrogen monoxide”)⁴⁷
- Nitrat (NO₃⁻) (in ecoinvent “nitrate”)
- Nitrit (NO₂⁻) (in ecoinvent „nitrite“)
- Salpetersäure (HNO₃) (in ecoinvent “nitric acid”)
- Stickstoff (N) (in ecoinvent “nitrogen”, “nitrogen, organic bound”)

Entsprechende Emissionen können “to air”, “to soil” und „to water“ ausgewiesen sein. Die Subkompartimente für Wasser- und Luftemissionen entsprechen den oben bei Phosphat aufgeführten. Für Einträge in Boden wird „unspecified“ und „industrial“ unterschieden. Weitere N-Verbindungen, die in ecoinvent ausgewiesen sind, wie Nitrobenzol („nitrobenzene“, C₆H₅NO₂) können vernachlässigt werden⁴⁸.

Die N-Emissionen beinhalten wie bei P nicht die beabsichtigten Einträge in Boden durch Dünger. Für N-Dünger werden in ecoinvent verschiedene Düngerarten unterschieden. In den Prozessdaten (gate-to-gate) werden davon zwei Typen getrennt ausgewiesen:

- nitrogen fertilizer, as N
- urea, as N (evtl. auch urea-AN, as N)

Das ist z.B. deswegen sinnvoll bzw. nötig, als dass Harnstoffdünger (urea, CH₄N₂O) bei der Anwendung grundsätzlich deutlich höhere NH₃-Emissionen bedingt⁴⁹. Auf Sachbilanzebene wird zwar in ecoinvent auch Stickstoff ausgewiesen, diese Menge korrespondiert aber nicht mit dem in einem Prozess bzw. für ein Produkt eingesetzten Stickstoff aus Luft. Da N aus Luft unbegrenzt zur Verfügung steht wird es nicht im Inventar als Ressource geführt. Damit bleibt für die Abbildung der N-Menge, die mit N-Dünger fixiert wird, nur die Auswertung auf Prozessebene. Je nach zu betrachtendem Produkt, sollte hier aus Aufwandsgründen mit Expertenrat entschieden werde, ob und wenn ja, welche Prozesse hierbei eine Rolle spielen könnten. Üblicherweise

⁴⁷ Kann vernachlässigt werden, da bei Rockström et al. (2009) aufgrund der geringen Reaktivität ausgeschlossen.

⁴⁸ vergleichsweise geringe Mengen und für Nitrobenzol gibt CML (2016) z.B. auch keinen Charakterisierungsfaktor für die Eutrophierung vor.

⁴⁹ Harnstoff hebt den Boden-pH kurzzeitig an und begünstigt dadurch NH₃-Emissionsbildung; eine Vermeidungsmaßnahme liegt in der unverzüglichen Einarbeitung.

werden Dünger nur in landwirtschaftlichen Produktionsprozessen eingesetzt und nicht für die Bereitstellung von abiotischen Materialien, die in diesem Projekt im Fokus stehen.

Fazit:

Für die Fallstudien wären folgende Parameter auszuwerten:

- ▶ P-Kreislauf, globale Planetare Grenze: alle P-Emissionen in Wasser und in Luft; diese wären stöchiometrisch als P aufzuaddieren; nachrichtlich sollten die Anteile Emissionen in Wasser und Emissionen in Luft auch getrennt ausgewiesen werden.
- ▶ P-Kreislauf, regionale Planetare Grenze (über P-Dünger auf erodierbare Böden eingebrachte Mengen): wenn möglich, dann auf Prozessebene (gate-to-gate) „phosphate fertilizer, as $P_2O_5^{50}$ “; vereinfachend kann auch als Näherungswert auf Sachbilanzebene „Phosphorous, in ground“ ausgewertet werden (Phosphat wird in Deutschland zu 83 % in der Düngemittelindustrie eingesetzt, zu 6 % in der Nahrungs- und Futtermittelindustrie, zu 11 % in industriellen Anwendungen (BGR 2014)).
- ▶ N-Kreislauf, globale Planetare Grenze: alle N-Emissionen in Wasser, Luft und Boden; diese wären stöchiometrisch als N aufzuaddieren; nachrichtlich sollten die Anteile Emissionen in die Kompartimente Wasser, Luft, Boden auch getrennt ausgewiesen werden. Die N-Fixierung durch N-Dünger lässt sich nur auf Prozessebene auswerten, hier ist „nitrogen fertilizer, as N“ und „urea, as N“ zusammenzufassen.

Im Rahmen der vorgesehenen Fallstudien bzw. der hierfür vorgeschlagenen Produkte haben N- und P-Dünger nur für Düngeminerale eine Relevanz. Für die hier im Fokus stehenden abiotischen Rohstoffe dürfte die Auswertung der emissionsseitigen P- und N-Flüsse ausreichend sein.

4.1.5 Süßwassernutzung

Wasser als Ressource kann auf unterschiedliche Weise kategorisiert werden. Die für die Planetaren Grenzen in Rockström et al. (2009) und später in Steffen et al. (2015) verwendete Kategorisierung unterscheidet Wasser in grünes und blaues Wasser⁵¹. Die für die globale Ebene festgelegte Planetare Grenze bezieht sich auf die Blauwassernutzung (aus Flüssen, Seen, Reservoirs und erneuerbaren Grundwasservorräten) und berücksichtigt, dass genügend grünes Wasser und grüne Wasserflüsse für Ökosysteme zur Verfügung stehen. In Steffen et al. (2015) wurde eine regionale Kontrollvariable für den maximalen Abfluss aus Flussbecken ergänzt.

Kontrollvariable im KPG:

1. Global: maximal verbrauchende Blauwassernutzung
2. Becken (regional): Blauwasserabfluss als % der mittleren monatlichen in Flüssen geführten Wassermenge

⁵⁰ stöchiometrischer Umrechnungsfaktor P_2O_5 zu P_2 rd. 0,4364

⁵¹ Vorgeschlagen in Hoekstra et al. (2011): grünes Wasser repräsentiert Wasser, das als Bodenfeuchte gespeichert ist und zur Verdunstung durch Pflanzen und Vegetation zur Verfügung steht; blaues Wasser ist Oberflächenwasser und Grundwasser, das zur Entnahme zur Verfügung steht. Darin weiter unterschieden ist graues Wasser: eine virtuelle Menge, die verwendet werden sollte, um die Schadstoffkonzentration in Wasserkörpern soweit zu verdünnen, dass die Konzentration von Hauptschadstoffen unterhalb spezifischer Grenzwerte liegt.

Planetare Grenze zu 1: 4.000 km³/a⁵²

Unsicherheitsbereich zu 1: 4.000 – 6.000 km³/a

Status Quo (2017) zu 1: 2.600 km³/a

→ Grenze nicht überschritten, im sicheren Handlungsraum („grün“)

Planetare Grenze zu 2: Monate mit niedrigem Wasserfluss: 25 %
Monate mit mittlerem Wasserfluss: 30 %
Monate mit hohem Wasserfluss: 55 %

Unsicherheitsbereich zu 2: niedrig 25-55 %
mittel 30-60 %
hoch 55-85 %

Status Quo (2017) zu 2: k.A.

Charakterisierungsmodell Ökobilanz:

Im Ökobilanzkontext wird Wassernutzung bzw. Wasser als Ressource auf der Wirkungsebene mit Blick auf Wasserknappheit diskutiert. Geeignete Charakterisierungsmodelle stehen erst seit vergleichsweise kurzer Zeit zur Verfügung. Entsprechende Modelle sind z.B. in Sala et al. (2016) diskutiert. Aus diesen Modellen empfehlen Sala et al. (2016) für die midpoint-Ebene das Modell AWARE (available water remaining), das von der internationalen Arbeitsgruppe zur Bewertung von Wassernutzung und Wasserfußabdrücken WULCA⁵³ empfohlen wird. Die „water scarcity footprint“ (WSF) Charakterisierungsfaktoren von AWARE basieren grundsätzlich – wie bei vielen anderen Modellen auch – auf dem globalen Frischwassermodell WaterGAP⁵⁴ (hauptsächlich entwickelt an den Universitäten Kassel und Frankfurt) und sind dadurch auf Ebene von Wassereinzugsgebieten verfügbar. Den verschiedenen Modellen – neben AWARE z.B. das an der TU Berlin entwickelte Modell WAVE+ (Berger et al. 2018) oder Water Depletion Faktoren nach Brauman et al. (2016) – gemeinsam ist, dass sie bewerten, wieviel Wasser zur Verfügung verbleibt⁵⁵, in der Regel durch Faktoren zwischen 0 und 100 oder 0 und 1. In Ökobilanzen können diese Faktoren verwendet werden, in dem die Wasserentnahme aus einem bestimmten Wassereinzugsgebiet für einen Prozess oder ein Produkt mit den jeweiligen Faktoren multipliziert wird – dies ist möglich insofern der Entnahmeort bekannt ist bzw. in den Datensätzen gekennzeichnet ist (vgl. auch Kap. 4.1.4). Um die Lücke zwischen der räumlichen und zeitlichen Auflösung in Ökobilanzinventaren und der für die Bewertung der Wassernutzung relevanten Auflösung zu überbrücken, stellt AWARE auch WSF Charakterisierungsfaktoren für die Länderebene bereit.

Für eine Zuordnung von Ökobilanzdaten zu den Kontrollvariablen des KPG sind die Charakterisierungsmodelle derzeit nicht geeignet, da diese bislang noch nicht bzw. nur vereinzelt in Ökobilanzen angewendet werden (können). So ist beispielsweise keines der genannten Modelle in ecoinvent integriert. Grundsätzlich wäre eine Gegenüberstellung entsprechender Ergebnisse aus der Wirkungsabschätzung zu der globalen Kontrollvariable möglich – durch die Multiplikation der tatsächlichen Blauwasserentnahme mit Werten zwischen 0,1 (minimale Wasserknappheit) und 100 (maximale Wasserknappheit), würde die regionale

⁵² Einheit: km³ = Mrd. m³ = (10⁹) m³

⁵³ gegründet 2007 unter der Schirmherrschaft der UNEP/SETAC Life Cycle Initiative <http://www.wulca-waterlca.org/index.html>

⁵⁴ <http://www.watergap.de/>

⁵⁵ Die Ansätze unterscheiden sich in den Definitionen bzw. der Ermittlung der Wasserentnahme und der Wasserverfügbarkeit.

Wasserknappheit berücksichtigt und es könnte auf die regionale Kontrollvariable (Flussbecken) verzichtet werden.

Zuordnung:

Für den gegenwärtigen Stand kann die globale Kontrollvariable des KPG durch die in Ökobilanzen auf Sachbilanzebene ausgewiesene Wassernutzung adressiert werden. In ecoinvent-Datensätzen (LCI) werden folgende Elementarflüsse für Wassernutzung (from environment: compartment natural resource) unterschieden:

- Water, cooling, unspecified natural origin (subcompartment in water)
- Water, in air (subcompartment in air)
- Water, lake (subcompartment in water)
- Water, river (subcompartment in water)
- Water, salt, ocean (subcompartment in water)
- Water, salt, sole (subcompartment in water)
- Water, turbine use, unspecified natural origin (subcompartment in water)
- Water, unspecified natural origin (subcompartment in ground)
- Water, unspecified natural origin (subcompartment in water)
- Water, well, in ground (subcompartment in water)

Zur Abbildung der Blauwassernutzung sind nur die darunter unterstrichenen zu berücksichtigen und aufzuaddieren (Einheit m³). Zwar gibt es in ecoinvent auf Wirkungsabschätzungsebene (LCIA) auch eine Ausweisung von Wassernutzung – unter „selected LCI results, additional“ ist „resource: water“ ausgewiesen – allerdings sind darin auch die Salzwassermengen und die Mengen „in air“ (Verdunstung) enthalten. Für abiotische Produkte sind letztere vergleichsweise gering, die Salzwassernutzung kann aber in der gleichen Größenordnung liegen wie die Süßwassernutzung. Zur Vereinfachung der Datenauswertung könnte überlegt werden diesen „Fehler“ in Kauf zu nehmen, da es sich um eine Überschätzung handeln würde. Kühlwasser und Wasser für Turbinen werden üblicherweise nicht als Blauwassernutzung eingeordnet, da die Mengen nach Nutzung dem Entnahmesystem üblicherweise wieder in ähnlicher Qualität zugeführt werden (nachteilig ist je nach aufnehmendem Wasserkörper die Temperaturerhöhung).

Fazit:

Für die Fallstudien wären die oben unterstrichenen Elementarflüsse auszuwerten und aufzuaddieren.

4.1.6 Landnutzungswandel

Landnutzungswandel wird v.a. durch die landwirtschaftliche Expansion und Intensivierung geprägt. Eine fortwährende Nutzungsänderung kann auf globaler Ebene die Biodiversität schwerwiegend gefährden und die regulierenden Kapazitäten des Erdsystems untergraben (durch beeinflussen des Klimasystems und des hydrologischen Kreislaufs. In Rockström et al. (2009) wurde zunächst eine Kontrollvariable für eine maximale Umwandlung der globalen

eisfreien Landoberfläche in landwirtschaftliches Ackerland festgelegt (maximal 15 %). In Steffen et al. (2015) wurde diese Kontrollvariabel revidiert und der Fokus auf bewaldete Fläche gelegt⁵⁶ bzw. auf biogeophysikalische Prozesse, die das Klima direkt regulieren (Austausch von Energie, Wasser und Impuls zwischen Landoberfläche und Atmosphäre). Neben einer globalen Kontrollvariablen wurden Kontrollvariablen für die drei Biome tropische, boreale und gemäßigte Wälder festgelegt.

Kontrollvariable im KPG:

1. Global: Anteil bewaldete Fläche im Vergleich zur ursprünglich bewaldeten Fläche (%)
2. Biome: Anteil der bewaldeten Fläche im Vergleich zum potenziellen Wald

zu 1. globaler Anteil bewaldete Fläche:

Planetare Grenze: 75 %; gewichteter Durchschnitt der drei individuellen Biome und ihrer Unsicherheitsbereiche

Unsicherheitsbereich: 75-54 %

Status Quo (2017): 62 %

→ sicherer Handlungsraum verlassen, erhöhtes Risiko gravierender Folgen („gelb“); nach Steffen et al. (2015) wird die Planetare Grenze für Landnutzungswandel bestimmt eingehalten, wenn die Planetare Grenze für Intaktheit der Biosphäre von 90 % Biodiversity Intactness Index (BII) eingehalten wird.

zu 2. Anteil bewaldete Fläche zu potenziellem Wald:

Planetare Grenze: Tropisch und boreal 85 %⁵⁷
Gemäßigt 50 %

Unsicherheitsbereich: Tropisch und boreal 85-60 %
Gemäßigt 50-30 %

Status Quo (2017): regionale Verteilung in Steffen et al. (2015), Fig. 2

→ in der Abbildung sind boreale Wälder in den nördlichen Breiten „gelb“, tropische Waldflächen in Indonesien und Zentralafrika „rot“ und tropische Waldflächen in Brasilien „grün“ ...

Charakterisierungsmodell Ökobilanz:

Ähnlich wie für die Süßwassernutzung wurden Charakterisierungsmodelle für Landnutzungswandel erst in jüngerer Zeit entwickelt. Entsprechende Modelle sind ebenfalls in (S Sala et al. 2016) diskutiert, und am ifeu wurde beispielsweise das Hemerobiekonzept entwickelt (Fehrenbach et al. 2015). Größtenteils versuchen die verschiedenen Modelle die Bodenqualität einer genutzten (oder umgewandelten) Fläche zu bewerten, im Hemerobiekonzept wird dagegen die „Naturnähe“ bzw. umgekehrt die „Naturferne“ einer Landnutzung bewertet, so dass über diese Wirkungsabschätzung auch die Biodiversität adressiert werden kann. Überwiegend besteht bei den Modellen die Problematik, dass standortspezifische Daten benötigt werden, die bislang nicht in Ökobilanzdatensätzen abgebildet werden (können). Einige der in Sala et al. (2016) beschriebenen Modelle haben deswegen Charakterisierungsfaktoren entwickelt, die direkt mit Landnutzungsströmen

⁵⁶ Begründung liegt in der aktualisierten Kontrollvariablen für Biodiversität, die bereits eine wesentliche Einschränkung für das Ausmaß und das Muster von Landnutzungswandel in allen terrestrischen Biomen - Wäldern, Wäldern, Savannen, Graslandschaften, Buschlandschaften, Tundren usw. - darstellt.

⁵⁷ Für tropische und boreale Wälder ist die Planetare Grenze strenger als für gemäßigte Wälder aufgrund der höheren Klimarelevanz (tropische wegen evapotranspiration, boreale wegen Albedo-Effekt).

verbunden werden können. Sala et al. (2016) empfehlen aus den diskutierten Modellen vier der fünf Indikatoren des LANCA⁵⁸ Modells zur Beschreibung der Umweltwirkungen durch Landnutzung zu verwenden (Erosionsbeständigkeit, mechanische Filtration, Grundwassernachschub, biotische Produktion; nicht ausgewählt wurde der Indikator physikochemische Filtration). In einer aktuellen Veröffentlichung versuchen die Entwickler für eine weitere Vereinfachung der Anwendbarkeit des Modells die fünf Indikatoren zu aggregieren (De Laurentiis et al. 2019).

Ähnlich wie bei der Süßwassernutzung sind für eine Zuordnung von Ökobilanzdaten zu den Kontrollvariablen des KPG die Charakterisierungsmodelle nicht geeignet, da diese bislang noch nicht bzw. nur vereinzelt in Ökobilanzen angewendet werden (können). In ecoinvent ist keines der genannten Modelle integriert. Zudem besteht aber auch keine direkte Verbindungsebene zwischen den Charakterisierungsfaktoren und der Kontrollvariablen des KPG bzw. wären die Modelle eventuell eher geeignet, um eine Verbindung zu den Kontrollvariablen der Dimension Biodiversität herzustellen. Allerdings kann die globale Kontrollvariable des KPG für Landnutzungswandel auf Sachbilanzebene mit Elementarflüssen in der ecoinvent-Datenbank in Verbindung gebracht werden.

Zuordnung:

In ecoinvent wird für Landnutzung zwischen Landnutzungswandel (transformation) und Landnutzung (occupation) unterschieden. Auf Sachbilanzebene (LCI) wird eine Vielzahl von Elementarflüssen für verschiedene Flächentypen für beide Kategorien ausgewiesen. Für die Verbindung zur globalen Kontrollvariable des KPG eignen sich die Elementarflüsse, die eine Landnutzungsänderung von Wald beschreiben. Dabei sind sowohl „Änderungen von“ (transformation from) als auch Änderungen zu (transformation to) auszuwerten. Deren Differenz bildet das Ergebnis des Landnutzungswandels von bewaldeter Fläche für einen Prozess oder ein Produkt. Dabei unberücksichtigt bleibt, ob die Fläche zu Ackerland oder für eine andere Nutzung umgewandelt wird, was jedoch im Sinne der Kontrollvariablen irrelevant ist. Auf Sachbilanzebene sollten insgesamt die folgenden Elementarflüsse ausgewertet werden:

- Transformation, from/to forest, extensive
- Transformation, from/to forest, intensive
- Transformation, from forest, primary (non-use)
- Transformation, from/to forest, secondary (non-use)
- Transformation, from/to forest, unspecified
- Transformation, from/to unspecified
- Transformation, from/to unspecified, natural (non-use)

Die beiden letztgenannten Elementarflüsse können alle möglichen Landnutzungsänderungen beinhalten. Sie sollten mitgeführt werden, da besser eine Überschätzung als eine Unterschätzung in Kauf genommen werden sollte. Auf Wirkungsabschätzungsebene (LCIA) wird in ecoinvent unter „selected LCI results“ nur die Landnutzung (land occupation) ausgewiesen.

Im Ergebnis wird durch das beschriebene Vorgehen der Landnutzungswandel von bewaldeter Fläche in der Einheit m² pro funktionelle Einheit (Produkt) erhalten. Um eine direkte

⁵⁸ Land Use Indicator Value Calculation

Verbindung zur globalen Planetaren Grenze von 75 % Anteil bewaldeter Fläche im Vergleich zur ursprünglich bewaldeten Fläche herzustellen, müsste in einem ersten Schritt die entsprechende Fläche in m^2 ausgewiesen werden.

Fazit:

Für die Fallstudien wären die oben genannten Elementarflüsse auszuwerten, Differenzen zu bilden und die Ergebnisse aufzuaddieren.

4.1.7 Veränderungen der Intaktheit der Biosphäre

Nach der Biodiversitätskonvention (Convention on Biological Diversity, CBD) steht der Begriff biologische Vielfalt oder Biodiversität als Sammelbegriff für die Vielfalt des Lebens auf unserer Erde und ist die Variabilität aller lebender Organismen und der ökologischen Komplexe zu denen sie gehören. Biodiversität umfasst drei Ebenen: die Vielfalt der Ökosysteme (dazu gehören Lebensgemeinschaften, Lebensräume und Landschaften), die Artenvielfalt und drittens die genetische Vielfalt innerhalb der Arten.

In Rockström et al. (2009) war diese Dimension zunächst als „Verlustrate an Biodiversität“ bezeichnet, gemessen anhand der globalen Extinktionsrate. In Steffen et al. (2015) wurde dann ein zwei-Komponenten-Ansatz vorgeschlagen und die Dimension neu „Veränderungen der Intaktheit der Biosphäre“ („changes in biosphere integrity“) benannt. Die in Rockström et al. (2009) vorgeschlagene Kontrollvariable Extinktionsrate wurde dabei beibehalten und der Adressierung der genetischen Vielfalt zugeordnet. Als neue Kontrollvariable ist der Biodiversity Intactness Index (BII) vorgeschlagen zur Adressierung der funktionalen Vielfalt. Für beide Kontrollvariablen ist erläutert, dass diese als Übergangslösung vorgeschlagen sind bis bessere Daten vorliegen. Nachteile der Extinktionsrate sind, dass nicht bekannt ist wie diese mit der Stabilität des Erdsystems zusammenhängt und dass sie nicht genau und mit einer Zeitverzögerung gemessen wird. Als bessere Kontrollvariable für die genetische Vielfalt wird die phylogenetische Vielfalt genannt für die es aber bislang keine globalen Daten gibt.

Die für die funktionale Vielfalt vorgeschlagene Kontrollvariable BII ist ein Indikator für den Gesamtzustand der biologischen Vielfalt in einem bestimmten Gebiet, der die Bodennutzung, die Ausdehnung des Ökosystems, den Artenreichtum und die Daten zur Bevölkerungsdichte zusammenfasst. Er reagiert empfindlich auf die Treiber und Veränderungen der Artenpopulationen, die den Prozess des Verlusts der biologischen Vielfalt kennzeichnen und ist robust gegenüber typischen Schwankungen der Datenqualität (Scholes / Biggs 2005). Der in Steffen et al. (2015) ausgewiesene Wert für den Status Quo bezieht sich auf die Arbeit von (Scholes / Biggs 2005) in der der BII für das südliche Afrika durch verfügbare Daten, Expertenschätzungen und einen Abgleich mit Schutzgebieten ermittelt wurde (84,4 %). Der BII kann nach Regionen, bestimmten Biomen oder großen Taxonomien dargestellt werden.

Kontrollvariable im KPG:

1. Genetische Vielfalt: Extinktionsrate (Extinktionen pro Millionen Spezies und Jahr (E/MSY))
2. Funktionale Vielfalt: Biodiversity Intactness Index (BII)

Planetare Grenze zu 1: < 10 E/MSY (mit ehrgeizigem Ziel von 1 E/MYS)

Unsicherheitsbereich zu 1: 10-100 E/MSY

Status Quo (2017) zu 1: 100-1000 E/MSY

→ sicherer Handlungsraum verlassen; hohes Risiko für gravierende Folgen („rot“)

Planetare Grenze zu 2: Halten des BII bei 90 % oder darüber; geografisch bewertet durch Biome/große regionale Gebiete (z. B. südliches Afrika), große marine Ökosysteme (z. B. Korallenriffe) oder große funktionale Gruppen

Unsicherheitsbereich zu 2: 90-30 %

Status Quo zu 2: rd. 84 %; gilt nur für das südliche Afrika (Stand 2005)

→ keine globale Aussage möglich; im südlichen Afrika im Unsicherheitsbereich („gelb“)

Charakterisierungsmodell Ökobilanz:

Biodiversität als Schutzgut wird in Ökobilanzen bislang im Rahmen von Landnutzung betrachtet (s. Kap. 4.1.6). Die Einbeziehung kompatibler Biodiversitätsindikatoren in die Ökobilanzierung wird seit einigen Jahren diskutiert. In Lindner et al. (2019) sind verschiedene bestehende Ansätze angesprochen und wird eine eigene Methode zur Bewertung von Biodiversität vorgeschlagen („Biodiversity Impact Assessment“), die auch anschlussfähig an Ökobilanz-Datenbanken sein soll. Nach Lindner et al. (2019) beschäftigen sich existierende Ansätze alle mit der Frage, wie verschiedene Formen der Landnutzung hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Biodiversität charakterisiert werden können. Sie lassen sich grob nach der Art der Näherung einteilen:

- ▶ über die Anzahl der Arten bestimmter Taxa (meist Gefäßpflanzen)
- ▶ über die Veränderung der Hemerobiestufen,
- ▶ über den Wert von Landschaftstypen.

Beim ersten Ansatz werden auf Basis von Literaturdaten ein Zusammenhang zwischen Landnutzungsarten und Artenvielfalt in verschiedenen Regionen hergestellt und Charakterisierungsfaktoren im Vergleich zu einem Referenzzustand abgeleitet. Gemessen wird das Verschwinden einer bestimmten Artenzahl. Ein Zusammenhang zur globalen Extinktionsrate kann unserer Ansicht nach nicht abgeleitet werden, da sich die Ansätze für Ökobilanzen auf Gefäßpflanzendiversität beziehen und bisher nur für Mitteleuropa bestehen; eine Extrapolation auf den globalen Maßstab ist nach Lindner et al. (2019) nur eingeschränkt möglich.

Ansätze über Hemerobiestufen sind demgegenüber komplexer (häufig mehrere Kriterien, die den Flächentyp, die Bewirtschaftungsart, den Versiegelungsgrad, etc. bewerten und Flächen entsprechend Hemerobiestufen zugeordnet werden, die teils zudem aggregiert werden (z.B. Fehrenbach et al. 2015)). Die Ergebnisse stehen als Hinweis für die Auswirkungen auf die Biodiversität (umso naturferner eine Landnutzung umso geringer die Biodiversität). Eine Verbindungsebene zu einer der beiden Kontrollvariablen des KPG wird von uns nicht direkt gesehen.

Die in Lindner et al. (2019) beschriebenen Ansätze über den Wert von Landschaftstypen könnten das Potenzial haben mit der Kontrollvariable BII in Verbindung gebracht zu werden. Eine vertiefte Analyse dieser Ansätze sowie auch der in Lindner et al. (2019) vorgeschlagenen neuen Methode ist im Rahmen dieses Projektes nicht möglich. Festzuhalten ist, dass allen diesen Ansätzen gemeinsam ist, dass sie sich in der Entwicklung befinden und nur teilweise die grundsätzliche Eignung als Charakterisierungsmodell für Ökobilanzen aufweisen, da sie entweder nicht global anwendbar sind, ihre Aussagekraft gering ist oder der Aufwand für die Erstellung neuer Charakterisierungsfaktoren hoch bis sehr hoch ist (vgl. Übersicht Tab. 2-1 in

Lindner et al. 2019). In ecoinvent ist bislang kein Charakterisierungsmodell zur Bewertung der Biodiversität integriert.

Zuordnung:

Bislang bestehen keine Charakterisierungsmodelle, die abschließend geeignet sind, die Wirkungskategorie Biodiversität abzubilden, da diese entweder zu eng gefasst sind oder die Datenlage bislang keine globale Anwendung erlaubt. Gegebenenfalls ist künftig eine Verbindung zur Kontrollvariablen BII für die funktionale Vielfalt möglich. Inwiefern die Kontrollvariable globale Extinktionsrate für die genetische Vielfalt sinnvoll mit einer regionalen Extinktionsrate in Verbindung gebracht werden kann, kann nicht eingeschätzt werden. Zu Bedenken ist, dass auch die beiden Kontrollvariablen des KPG nur als Übergangslösungen vorgeschlagen sind und es insofern zunächst ggf. ausreichend ist, stellvertretend nur den Landnutzungswandel zu betrachten.

Fazit:

Derzeit besteht keine Möglichkeit die Kontrollvariablen des KPG mit Charakterisierungsmodellen in Ökobilanzen für die Biodiversität in Verbindung zu bringen.

4.1.8 Aerosolgehalt der Atmosphäre

Die Dimension Aerosolgehalt der Atmosphäre kann das Monsunsystem und die menschliche Gesundheit beeinflussen und steht in Wechselwirkung mit dem Klimawandel und den Grenzen der Süßwassernutzung. In Rockström et al. (2009) wurde als Kontrollvariable die „Gesamtpartikelkonzentration in der Atmosphäre auf regionaler Basis“ festgelegt. Eine Planetare Grenze konnte noch nicht bestimmt werden. In Steffen et al. (2015) ist die Kontrollvariable für den Aerosolgehalt der Atmosphäre präzisiert: sowohl für die globale als auch die regionale Ebene ist als Maßeinheit die Aerosol Optische Dicke (Aerosol Optical Depth, AOD) vorgeschlagen. Die AOD oder auch atmosphärische Trübung ist ein Maß für die durch Partikel verursachte exponentielle Abschwächung der Sonnenstrahlung beim Durchlaufen der Atmosphäre. Sie unterliegt deutlichen regionalen Schwankungen. Gemessen wird sie mit Sonnenphotometern und auch durch Satellitenfernerkundung⁵⁹. Werte < 0,1 stehen für einen klaren Himmel, während ein Wert von 1 sehr trübe Zustände anzeigt.

Kontrollvariable im KPG:

1. Global: Aerosol Optical Depth (AOD)
2. Regional: AOD als saisonaler Durchschnitt über einer Region, mit Südasienmonsun als Fallbeispiel

Planetare Grenze zu 1: nicht festgelegt

Planetare Grenze zu 2: 0,25; AOD über dem indischen Subkontinent, anthropogene Gesamtmenge (absorbierend und streuend); absorbierendes (erwärmendes) AOD weniger als 10 % des gesamten AOD

Unsicherheitsbereich zu 2: 0,25-0,50

Status Quo zu 2: 0,3; AOD über der Region Südasien

→ keine globale Aussage möglich; in der Region Südasien im Unsicherheitsbereich („gelb“)

Charakterisierungsmodell Ökobilanz:

⁵⁹ https://earthobservatory.nasa.gov/global-maps/MODAL2_M_AER_OD

Die Aerosolkonzentration der Atmosphäre ist bisher nicht in Charakterisierungsmodellen im Ökobilanzkontext adressiert. Die Klimawirksamkeit von Aerosolen wird im Kontext des Klimawandels diskutiert. Jedoch werden Partikelemissionen in Ökobilanzen betrachtet mit Blick auf deren ökotoxische und humantoxische Wirkung. Beispielsweise wurde am ifeu ein Modell entwickelt, das auch Sekundärpartikelbildner einbezieht angegeben als PM10-Äquivalente. Ungeachtet dessen könnten aus ecoinvent-Datensätzen Werte für Partikelemissionen ausgelesen werden. Allerdings ist unklar, ob diese Emissionen mit dem Aerosolgehalt der Atmosphäre Verbindung gebracht werden können.

Zuordnung:

Grundsätzlich ist ein Ansatz für eine Verbindung zwischen dem als AOD gemessenen Aerosolgehalt der Atmosphäre und PM10-Äquivalenten denkbar. Allerdings fehlen Möglichkeiten, die Konzentration in ein (Rest)Emissionsbudget zu übersetzen, zumal der Aerosolgehalt der Atmosphäre deutlichen regionalen und saisonalen Schwankungen unterliegt.

Fazit:

Der Aerosolgehalt der Atmosphäre wird im Rahmen dieser Studie nicht weiter betrachtet.

4.1.9 Neue Substanzen und modifizierte Lebensformen

Für neue Substanzen und modifizierte Lebensformen ist bislang keine Kontrollvariable definiert. Diese Dimension wird nicht weiter betrachtet.

4.2 Übersicht der relevanten Elementarflüsse zur Verknüpfung mit dem Konzept der Planetaren Grenzen (KPG)

Für die Bearbeitung der Fallstudien wird zur Konsistenz mit dem KPG gemäß dem in Kapitel 4.1 beschriebenen Vorgehen und Anleitungsempfehlungen entsprechende Informationen aus den ecoinvent Sachbilanzen verwendet. Tabelle 11 gibt eine Übersicht der für die einzelnen planetaren Dimensionen genutzten Elementarflüsse. Für jede planetare Dimension wird die Summe über die ausgewählten Elementarflüsse gebildet.

Tabelle 11: Übersicht der verwendeten Elementarflüsse aus ecoinvent Sachbilanzen

Planetare Dimension	Elementarflüsse
Klimawandel	Carbon dioxide, fossil, non-urban air or from high stacks Carbon dioxide, fossil, low population density, long-term Carbon dioxide, fossil, unspecified Carbon dioxide, fossil, urban air close to ground Carbon dioxide, fossil, lower stratosphere + upper troposphere
Süßwassernutzung	Water, lake Water, river Water, unspecified natural origin, water Water, unspecified natural origin, ground Water, well, in ground
Landnutzungswandel	Transformation from forest, from forest, extensive Transformation from forest, from forest, intensive Transformation from forest, from forest, primary, non-use Transformation from forest, from forest, secondary, non-use Transformation from forest, from forest, unspecified Transformation from forest, from unspecified

Planetare Dimension	Elementarflüsse
	Transformation from forest, from unspecified, natural, non-use Transformation to forest, to forest, extensive Transformation to forest, to forest, intensive Transformation to forest, to forest, secondary, non-use Transformation to forest, to forest, unspecified Transformation to forest, to unspecified Transformation to forest, to unspecified, natural, non-use
Stickstoffflüsse	Ammonia, non-urban air or from high stacks Ammonia, unspecified Ammonia, urban air close to ground Ammonia, low population density, long-term Nitric oxide, unspecified Nitrogen oxides, non-urban air or from high stacks Nitrogen oxides, unspecified Nitrogen oxides, lower stratosphere + upper troposphere Nitrogen oxides, low population density, long-term Nitrate, unspecified Nitrate, urban air close to ground Nitrate, non-urban air or from high stacks Nitrate, low population density, long-term
Phosphorflüsse	Phosphorus, unspecified Phosphorus, urban air close to ground Phosphorus, low population density, long-term Phosphorus acid, urban air close to ground Phosphorus acid, non-urban air or from high stacks Phosphorus acidtrichloride, urban air close to ground

Quelle: eigene Zusammenstellung

5 Fallstudien zur Verknüpfung von Umweltwirkungen mit den planetaren Grenzen

In diesem Kapitel wird in fünf Fallstudien erprobt, inwieweit sich Materialflusstrome, Umweltwirkungskategorien und die Dimensionen der Planetaren Grenzen verknüpft werden können. Dabei wird untersucht, welche spezifischen Herausforderungen entstehen, und ob bzw. wie diese gelöst werden könnten. Das Kapitel baut auf den disaggregierten planetaren Grenzen (Kapitel 2), den in Kapitel 3 untersuchten Datengrundlagen sowie den Empfehlungen zur Verknüpfung der Operationalisierungsmöglichkeiten der Planetaren Grenzen und ausgewählten Umweltwirkungen, bzw. Elementarflüssen der Sachbilanzen (Kapitel 4) auf.

5.1 Auswahl der Fallbeispiele und methodisches Vorgehen

Zusammen mit dem Umweltbundesamt wurden fünf Fallbeispiele ausgewählt. Die Auswahl soll das Einnehmen verschiedener Perspektiven im Rahmen der Konzeptstudie ermöglichen. Da unterschiedliche Ansätze und Lösungswege getestet werden sollen, sollten die Fallbeispiele

- ▶ unterschiedliche abiotische Rohstoffe abdecken,
- ▶ an unterschiedlichen Stufen der Wertschöpfungskette ansetzen,
- ▶ unterschiedliche Umweltwirkungen beinhalten und
- ▶ unterschiedlich umfangreiche und gute Datengrundlagen berücksichtigen.

Folgende fünf Fallbeispiele wurden ausgewählt:

1. **Erdöl**, als Beispiel eines fossilen Rohstoffs mit einer sehr heterogenen Nutzungsstruktur, einer guten Datengrundlage und einer Umweltwirkung, für die eine planetare Grenze eindeutig definiert ist (Kapitel 5.2);
2. **Kupfer**, als Beispiel eines Massenmetalls mit einer guten Datengrundlage und unterschiedlichen Umweltwirkungen (Kapitel 5.3);
3. **Lithium-Ionen-Akkus**, als Beispiel für ein Produkt, so dass die Produktperspektive durchdacht werden kann (Kapitel 5.4);
4. **Kobalt**, als Beispiel eines Metalls, das in kleineren Mengen verwendet wird, mit einer lückenhaften Datengrundlage (Kapitel 5.5);
5. ein **aggregierter Ansatz**, als Beispiel für die Erfassung mehrerer Umweltwirkungen (Kapitel 5.6).

Alle Fallbeispiele wurden vor dem Hintergrund einer nach dem Gleichheitsprinzip regionalisierten Grenze analysiert. Darüber hinaus wurden auch weitere Ansätze zur Regionalisierung genutzt, die in Kapitel 2.1.2.2 differenziert erläutert wurden:

- ▶ Das Prinzip der historischen Schuld (Kapitel 2.2.2.3) im ersten Fallbeispiel Erdöl, weil die in der Atmosphäre enthaltenen anthropogen verursachten Treibhausgase vor allem aus Industrieländern emittiert wurden.
- ▶ Das Prinzip Recht auf Entwicklung (Kapitel 2.2.2.4) im zweiten Fallbeispiel, weil Kupfer für die Elektrifizierung zentral ist.
- ▶ Das Prinzip Fähigkeit (Kapitel 2.2.2.4) im Fallbeispiel Kobalt (ohne Begründung – es blieb „übrig“).

- Das Souveränitätsprinzip (Kapitel 2.2.2.5) im Fallbeispiel der Li-Ionen-Akkus, weil hiermit die Schwäche des Ansatzes deutlich wird.
- Das Prinzip Recht auf Entwicklung (Kapitel 2.2.2.4) im Fallbeispiel des aggregierten Ansatzes, weil Metalle für die Transformation der Energiewende zentral sind.

Die folgenden fünf Fallbeispiele wurden schließlich entlang folgender Arbeitsschritte bearbeitet:

1. Zunächst wurden, aufbauend auf Informationen zu Materialflüssen bzw. bei Produkten (Kapitel 3) die Mengen zusammengestellt und verglichen. Darauf aufbauend wurde eine Auswahl getroffen, welche Information(en) im Fallbeispiel genutzt werden, unter der Berücksichtigung, dass eine möglichst einheitliche Systemgrenze abgedeckt wird.
2. Weiterhin wurden Daten aus Ökobilanzen entlang des in Kapitel 4 entwickelten Schema zusammengestellt. Bei der Auswahl der Ökobilanz wurde auf eine weitmögliche Übereinstimmung der Systemgrenzen und eine weitmögliche Verknüpfbarkeit geachtet.
3. Die Umweltbelastungen wurden ermittelt, indem beide Datensätze kombiniert wurden (Menge Rohstoff * Umweltbelastung pro Mengeneinheit = Umweltbelastung Rohstoff). Alle Fallbeispiele analysieren die Klimawirkung, in den meisten Fallbeispielen wurden ebenso die Süßwassernutzung, der Landnutzungswandel (Waldfläche) sowie die P- und N-Flüsse berücksichtigt. Aufgrund des Umfangs der Rechenmöglichkeiten, geschah dies jedoch nicht in allen Fallbeispielen.
4. Daraufhin wurde der Anteil der Umweltbelastung des Rohstoffs (Produkts) an der Gesamtumweltbelastung ermittelt. Bei diesem Arbeitsschritt wurden in einzelnen Fallbeispielen auch alternative Wege durchgerechnet.
5. Der Anteil der Umweltbelastung des Rohstoffs wurde mit den regionalisierten Umweltbelastungsbudgets für Deutschland verglichen (aufbauend auf Kapitel 2).
6. Die verbleibenden Nutzungsmengen wurden unter Fortschreibung der aktuellen Produktionsmuster ermittelt.
7. Abschließend wurde reflektiert,
 - a. welche Herausforderungen sich im Fallbeispiel gestellt haben und welche gut/schlecht lösbar waren bzw. sein könnten;
 - b. inwieweit das Fallbeispiel auf andere Rohstoffe bzw. Rohstoffgruppen übertragbar ist.

5.2 Fallbeispiel 1: Erdöl

Erdöl wird energetisch als Kraft- und Heizstoff genutzt, ein kleiner Anteil wird auch stofflich, z.B. für die Produktion von Kunststoffen, verwendet. Die energetische Nutzung des Erdöls bedeutet, dass Treibhausgasemissionen direkt, z.B. durch Verbrennung von Diesel für Mobilität oder die Verbrennung von Heizöl zur Wärmeerzeugung, entstehen. Die stoffliche Nutzung impliziert, dass Treibhausgase zeitversetzt und zwar bei der thermischen Verwertung der Güter am Ende der Nutzungsphase entstehen. Während der Ausstoß der THG-Emissionen während der Nutzung bzw. Entsorgung des Erdöls bzw. der Erdölprodukte dominiert, entstehen Landnutzungsänderungen und der Verbrauch von Süßwasser hauptsächlich während der Extraktion und Produktion diverser Erdölprodukte.

5.2.1 Auswertung Datengrundlage

5.2.1.1 Materialflüsse Erdöl

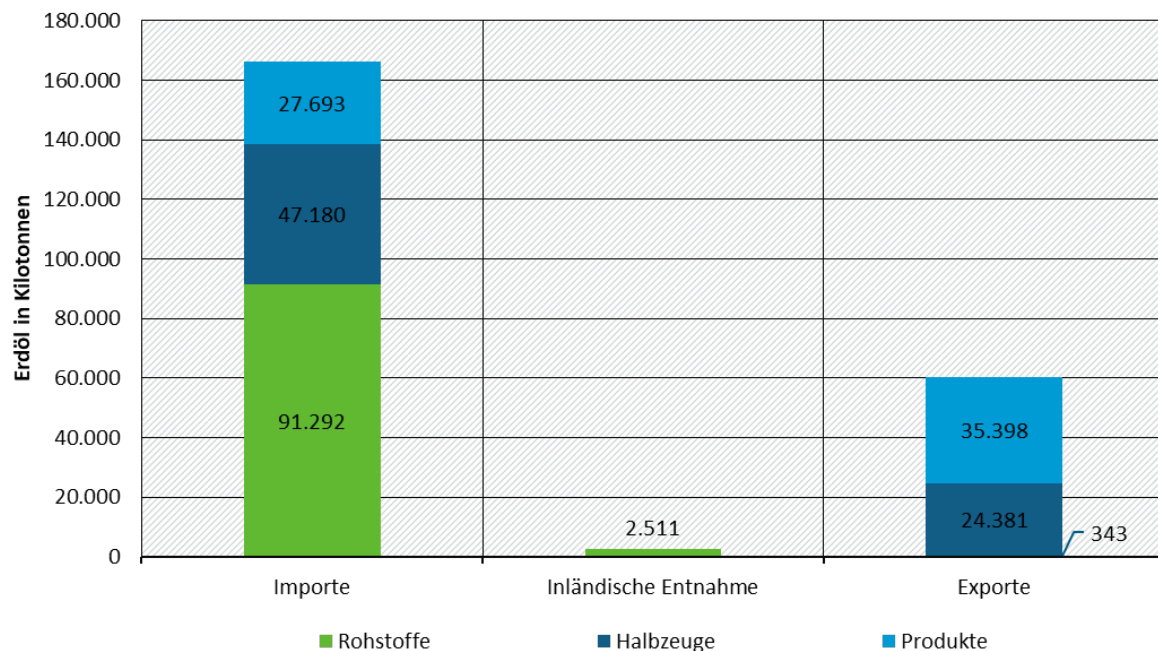
Zur Darstellung der Materialflüsse und -ströme von Erdöl wurden verschiedene MFA-Datensätze ausgewertet (vgl. Kapitel 3.1). Die untersuchten Datengrundlagen umfassen u.a. das Materialkonto der Umweltökonomischen Gesamtrechnung (UGR) von Destatis; die

Energiebilanz der Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen (AGEB), URMOD, sowie weitere Studien u.a. von PlasticsEurope, VCI (Verband der Chemischen Industrie e.V.) und IK (Industrieverband Kunststoffverpackungen e.V.). Die Ergebnisse der Datengrundlagen werden in den folgenden Kapiteln zusammengefasst.

UGR, Materialkonto

Im Materialkonto der UGR sind physische Mengen [1000 t] zur inländischen Entnahme, Importe und Exporte für Erdöl für die Zeitreihe 1994 bis 2017 enthalten (Destatis 2020c). Die Ströme sind gegliedert nach Rohstoff, Halb- und Fertigwaren; eine tiefere Gliederung als Halb-/Fertigwaren vorwiegend aus Erdöl ist nicht enthalten. Die Rohstoffindikatoren DMI (inländischer Rohstoffeinsatz) und DMC (Rohstoffverwendung) für Erdöl können mittels der enthaltenen Daten abgeleitet werden. Eine weitere Differenzierung nach Produkten und Verwendungsstrukturen ist nicht möglich. In Abbildung 3 sind die Ergebnisse der Datenauswertung für Erdöl für das Jahr 2010 abgebildet.

Abbildung 3: Gesamtwirtschaftliches Materialkonto, Erdöl, 2010 in kt



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von Destatis (2020c)

In Deutschland wird nur zu einem sehr geringen Anteil (ca. 2,5 Mio. t) Erdöl inländisch entnommen. Insbesondere Bestandsentnahmen von Hochseebunkern spielen hier eine Rolle. Die dominierende Menge an Erdöl sowie Halb- und Fertigwaren wird importiert (166 Mio. t) im Jahr 2010. Der $DMI_{Erdöl}$ beläuft sich auf 168 Mio. t. Nach Abzug der exportierten Halb- und Fertigwaren (60 Mio. t) ergibt sich ein $DMC_{Erdöl}$ von 110 Mio. t.

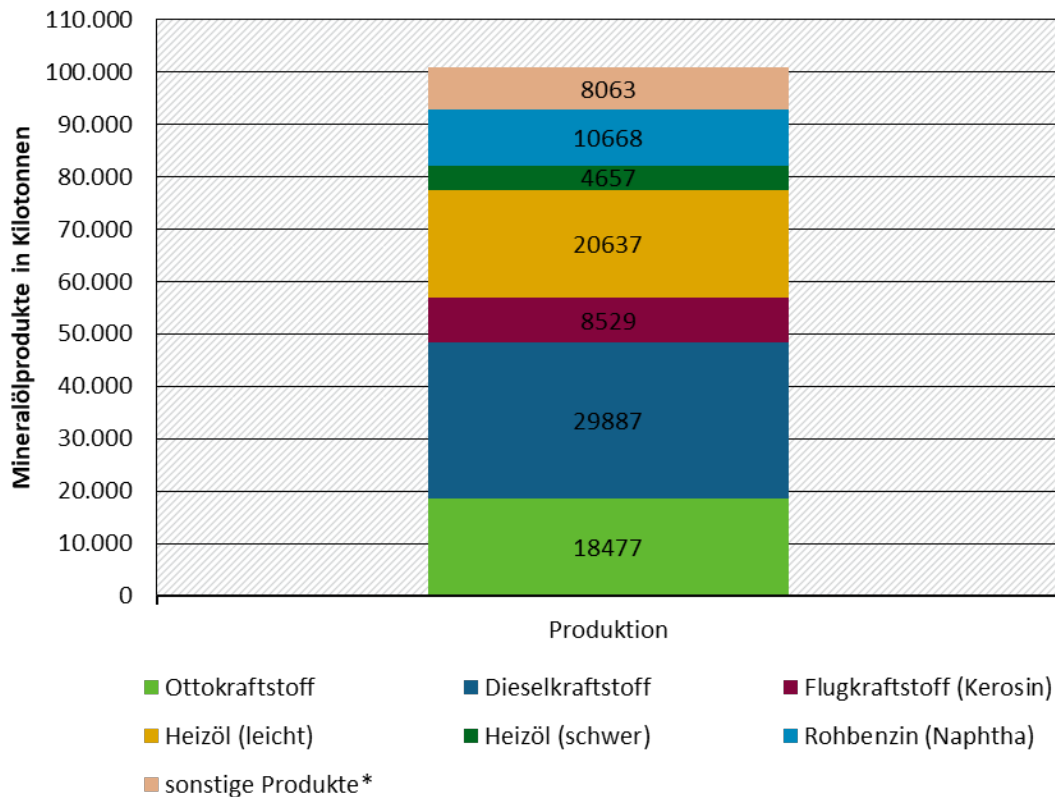
Zur Verknüpfung mit LCI Datensätze nach Prozessschritten sind die Angaben des Materialkontos unzureichend differenziert, daher ist die Verwendung von weiteren Originaldaten insbesondere AGEB (2010) und URMOD, sowie weitere zur Differenzierung von Erdölprodukten nach Produktions- und Verwendungssicht notwendig.

AGEB, Energiebilanzen

Die Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen (AGEB) bilanziert Importe, inländische Produktionsmengen und Exporte sowie genutzte Mengen der Mineralölverarbeitung und -

verwendung. In den Bilanzen sind keine Zwischenprodukte wie Plastik oder kunststoffhaltige Produkte enthalten, wodurch die bilanzierten Mengen deutlich unter den Mengen im Materialkonto liegen. Importe und verarbeitete Erdölprodukte belaufen sich in 2010 auf 100,9 Mio. t.⁶⁰ Die jeweiligen Mengen der Mineralölprodukte sind in Abbildung 4 dargestellt.

Abbildung 4: Produktion von Mineralölprodukten, 2010 in kt



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von AGE (2010)

*Raffineriegas, Paraffine, Wachse, Bitumen, Flüssiggas, Petrolkoks

Von den in 2010 bereitgestellten Mineralölprodukten nehmen Kraftstoffe (Dieselmkraftstoff, Ottokraftstoff und Kerosin) mit 56,8 Mio. t den größten Anteil ein (ca. 56 %). Die Heizstoffe (Heizöl leicht und schwer) folgen auf dem mengenmäßig zweitwichtigsten Posten; etwa 25 Mio. t wurden 2010 in den inländischen Raffinerien erzeugt (ca. 25 % der gesamten inländischen Mineralölverarbeitung). Etwa 80 % der inländisch produzierten Mineralölprodukte werden energetisch genutzt. Die Produktion des Halbzeugs Naphtha sowie weiteren diversen Produkten (Raffinerie/Flüssiggas, Paraffine, Wachse, Bitumen oder Petrolkoks) liegt bei ca. 19 Mio. t. Der nichtenergetische Verbrauch der Mineralölprodukte liegt nach AGE (2010) bei knapp einem Fünftel der gesamten genutzten Mineralölprodukte.

Naphtha wird als Input in der chemischen Basisindustrie insbesondere für die Kunststoffherstellung eingesetzt. Die Produktion einer Reihe von Basischemikalien und deren Weiterverarbeitung ermöglicht eine nahezu unerschöpfliche Vielfalt an Synthesemöglichkeiten diverser Produkte (UBA 2014). Statistische Daten zu den Stoffströmen der Erdölprodukte (insb. Naphtha) und deren Weiterverarbeitung gibt es nicht.

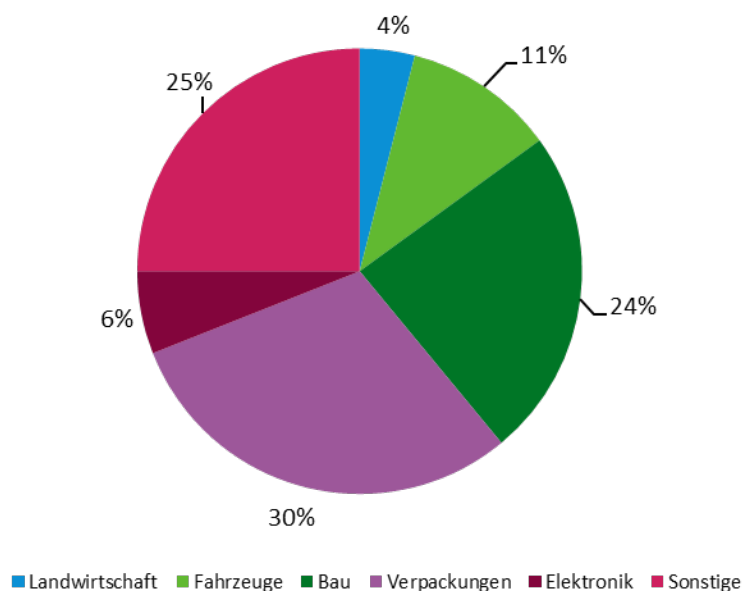
⁶⁰ Umwandlungsausstoß im Inland nach Umwandlungsbilanz

VCI und Plastic Europe

Information zu Materialströmen von Kunststoffen bietet der VCI und PlasticsEurope Deutschland e.V. (2019). Gemäß VCI (2011a) werden 2009 etwa 86 % der Erdölprodukte (102 Mio. t) in der Nutzung direkt verbrannt; 14 % werden stofflich genutzt. Naphtha und Erdölprodukte nehmen 2009 mit 15,3 Mio. t etwa 72 % der gesamten Rohstoffbasis der organischen Chemie in Deutschland ein (VCI 2011b).

2018 werden etwa 19,3 Mio. t Kunststoffe inländisch produziert), weitere 13,3 Mio. t Kunststoff werden importiert; 10,4 Mio. t Kunststoffe werden exportiert. Materialströme für Kunststoffe sind extrem divers. Sie werden sowohl in diversen Produkten im- und exportiert, als auch in diversen Sektoren und Anwendungen inländisch verwendet. Laut PlasticsEurope werden 2017 etwa 14.400 kt Kunststoffe in unterschiedlichen Sektoren verwendet (Abbildung 5).

Abbildung 5: Verwendung/Nachfrage von Kunststoffwerkstoffen (2017)



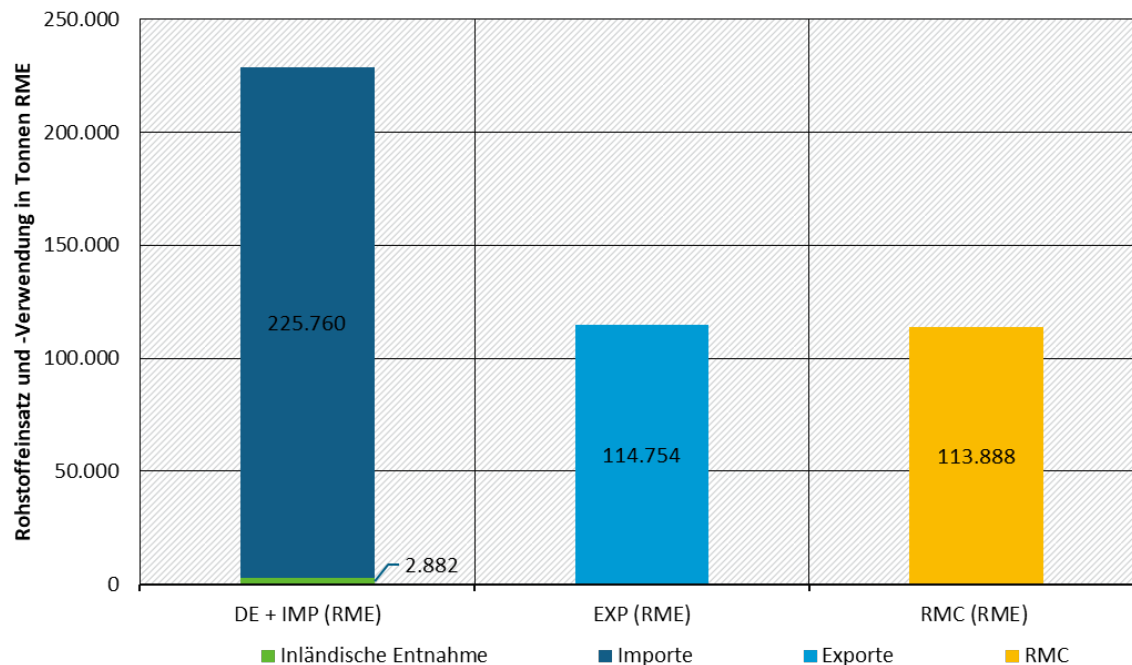
Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von PlasticsEurope Deutschland e.V. (2019)

Im Rahmen der Konzeptstudie war es nicht möglich, die Kunststoffe und Kunststoffprodukte vollständig zu differenzieren. Es wird daher beispielhaft ein Kunststoffprodukt ausgewählt, für das Daten zur Verfügung stehen und Umweltwirkungen quantifizierbar sind. Als Beispiel wurden für den Herstellungsprozess Folien ausgewählt. Kunststofffolien nehmen etwa 40 % der gesamten Kunststoffverpackungen ein. Folien finden neben dem Schutz von Lebensmitteln in Verpackungen u.a. auch in Form von Agrarfolien im landwirtschaftlichen Sektor eine breite Anwendung und dienen je nach Folie unter anderem dem Verfrühen oder Verspäten der Ernteerträge, der Abdeckung von Fahrhilfen oder zum Schutz vor Unkrautbewuchs (LWG n.d.). Die Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V. liefert Daten zur Produktion unterschiedlicher Kunststoffpackmittel und Verpackungsfolien in Deutschland. Die Produktion diverser Folien beläuft sich gemäß Industrieverband Kunststoffverpackungen e.V. in 2018 auf ca. 1,7 Mio. t und nimmt damit etwa 38 % der gesamten inländisch produzierten Kunststoffverpackungen ein (Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V. 2020).

URMOD

Für die konsumorientierte Analyse von Erdöl können Ergebnisse des Rohstoffmodells URMOD herangezogen werden. Mit URMOD wird der gesamtwirtschaftliche Rohstoffeinsatz in Rohmaterialäquivalenten für „Crude oil, condensate and NGL (Natural Gas Liquids)“ quantifiziert. Abbildung 6 zeigt die Mengen Rohöl und NGL, die gesamtwirtschaftlich für Transport, Wärmeerzeugung und sonstigen Erdölbasierten Produkten genutzt wird. Flüssiggas spielt in 2010 keine relevante Rolle.

Abbildung 6: Rohstoffeinsatz und –Verwendung für „crude oil, condensates and NLG“ in t RME für 2010



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von URMOD

Der $RMI_{Erdöl}$ beläuft sich auf 229 Mio. t RME in 2010 (bzw. 228 Mio. t RME nach dem RME-Modell von Destatis). Der $RMC_{Erdöl}$ beträgt im gleichen Jahr ca. 114 Mio. t RME. Die Exporte sind etwa doppelt so hoch wie im Materialkonto (ca. 60 Mio. t) (vgl. Abbildung 3). Der $RMI_{Erdöl}$ liegt mit 225 Mio. t RME ca. 40 % über dem $DMI_{Erdöl}$ (168 Mio. t). Der $RMC_{Erdöl}$ liegt etwa 3 % über dem $DMC_{Erdöl}$ des Materialkontos bzw. etwa 4 % unter dem $RMC_{Erdöl}$ des RME-Modells von Destatis. Im Materialkonto werden ausschließlich Rohstoffe, sowie Halb und Fertigwaren aus Erdöl betrachtet, wohingegen die genannte Rohstoffkategorie „Crude oil, condensate and NGL“ aus URMOD weiterhin die in anderen Produkten und Dienstleistungen enthaltenen Rohölaufwendungen im In- und Ausland inkludiert.

Resümee Datenauswertung

Im Rahmen der Konzeptstudie werden zur Quantifizierung der Umweltwirkungen verschiedener Erdölprodukte nach der Produktionssichtweise Daten von AGEB (2010) herangezogen. Diese werden ergänzt durch Daten von IK zur Berücksichtigung der Kunststoffproduktion.

Weiterhin werden Daten aus URMOD verwendet um die Umweltwirkungen der Erdölverwendung zu bilanzieren. Die URMOD Werte umfassen die Verwendung von Erdöl entlang der Wertschöpfungsketten aller Güter. Die Datenqualität ist als gut einzustufen. Zur Verknüpfung der Erdölverwendung mit Umweltwirkungen aus LCI Datensätzen, muss der Wert

aus URMOD zunächst um den Anteil der stofflich genutzten Erdölprodukte korrigiert werden. Im Rahmen dieses Fallbeispiels wird von einem Anteil von ca. 14 % (basierend auf den Angaben des VCI) ausgegangen. Der $RMC_{\text{Erdöl-energetisch}}$ der rein energetisch genutzten Erdölprodukte beläuft sich damit auf 97,9 Mio. t RME (statt 113,9 Mio. t RME). Die stofflich genutzte Menge ($RMC_{\text{Erdöl-stofflich}}$) beläuft sich entsprechend auf etwa 15,9 Mio. t RME.

5.2.1.2 LCI Datensätze

Aus der ecoinvent (3.6) Datenbank wurden verschiedene LCI Datensätze gemäß der in Kapitel 4.2 (Tabelle 11) festgelegten Elementarflüsse sowie LCA Ergebnisse gemäß IPCC 2013 (GWP 100a) herausgesucht. Die Auswahl der Datensätze orientierte sich an den Mineralölprodukten (Ottokraftstoff, Dieselmotorkraftstoff, Kerosin, Heizöl (leicht/schwer) und Naphtha). Als regionaler Rahmen wurde verstärkt der europäische Raum fokussiert. Folgende Sachbilanz-Datenquellen wurden für die **Produktion** der Erdölprodukte ausgewertet (vergleiche Tabelle 29 im Angang):

- **Diesel** production, petroleum refinery operation, Europe without Switzerland
- **Petrol** production, petroleum refinery operation, Europe without Switzerland
- **Naphtha** production, petroleum refinery operation, Europe without Switzerland
- **Kerosene** production, petroleum refinery operation, Europe without Switzerland
- **Light fuel oil** production, petroleum refinery operation, Europe without Switzerland
- **Heavy fuel oil** production, petroleum refinery operation, Europe without Switzerland

Im Rahmen der Konzeptstudie war es nicht möglich, die Umweltwirkungen auch für alle sonstigen Mineralölprodukte (Petrolkoks, Flüssig- und Raffineriegas und andere Mineralölprodukte) auszuwerten. Es werden vereinfachend Mittelwerte aus den Sachbilanz Elementarflüssen der obigen Mineralölprodukte übertragen.

Die Produktion aller Kunststoffprodukte konnte ebenso wenig vollständig abgebildet werden, da aufgrund undenkbar vieler Synthesemöglichkeiten Erdölderivate (Naphtha) zu mehreren Tausenden Produkten verarbeitet werden kann. Im Rahmen dieser Konzeptstudie wurde das Beispielprodukt Agrarfolien (Annahme PE-LD) aufgrund der Mengenrelevanz als Repräsentant der Kunststoffprodukte ausgewählt (Kapitel 5.2.1.1). Folgende Sachbilanz wurde ausgewählt:

- market for **packaging film**, low density polyethylene, GLO

ecoinvent bietet insbesondere für die **Nutzung** von Heizöl eine Reihe von LCI Sachbilanz Datensätzen an. Elementarflüsse zur Nutzung von Kraftstoffen liegen in ecoinvent ausschließlich pro Personenkilometer vor. Dies lässt sich nicht mit den Metriken aus Materialflüssen verknüpfen ohne zusätzliche Informationen heranzuziehen. Einen alternativen Weg für Kraftstoffe kann das Verkehrsmodell TREMOD bieten. Aus TREMOD lassen sich für Kraftstoffe exakte Emissionsfaktoren gemäß spezifischer Nutzungsmuster und Fahrzeugkategorien (Normen) berechnen. Im Rahmen dieser Konzeptstudie wurde jedoch der damit verbunden weitere Aufwand als nicht zielführend eingestuft.

Auswertungen der vorliegenden LCIs für die Nutzung von Heizöl zeigen, dass CO₂-Emissionen die Nutzungsphase stark dominieren. Weitere Umweltwirkungen (bzw. Dimensionen der Planetaren Grenzen) zu Landnutzungswandel, Süßwassernutzung, Phosphor (P) und Stickstoff (N) Flüsse sind vernachlässigbar gering. Es ist davon auszugehen, dass sich diese Erkenntnis auch auf Kraftstoffe übertragen lässt.

Das Umweltbundesamt ermittelt für diverse Mineralölprodukte Emissionskoeffizienten während der Verbrennung. Diese liegen für Ottokraftstoff bei 3,18 kg CO₂/kg Kraftstoff, für Diesel bei 3,17 kg CO₂/kg Kraftstoff und für leichtes Heizöl bei 3,17 kg CO₂/kg Heizstoff (Jührich 2016).

Ein durchschnittlicher Koeffizient für Erdöl bzw. Erdölprodukte, mit dem alle sonstigen Mineralölprodukte abgedeckt werden könnten, liegt nicht vor. Daher wurde ein Emissionskoeffizient als Mittelwert der Koeffizienten der oben genannten Mineralölprodukte gebildet, welcher sich auf 3,172 kg CO₂/kg Mineralölprodukt bemisst. Der Koeffizient zur Bemessung der produktions- und nutzungsbedingten CO₂-Emissionen pro Tonne Erdölprodukt beläuft sich somit auf insgesamt **3,55 kg CO₂**. Hierbei werden durchschnittliche Emissionen bei der Produktion der Mineralölprodukte (siehe LCI Auswahl oben) von ca. 0,38 kg CO₂/kg Erdölprodukt, mitberücksichtigt.

Zur Abbildung der anfallenden Umweltwirkungen bei **der Entsorgung** (bzw. Verbrennung) stofflich genutzter Erdölprodukte (welche zeitverzögert erfolgt) wurde folgender LCI Datensatz herausgezogen:

- market for waste plastic, mixture, DE.

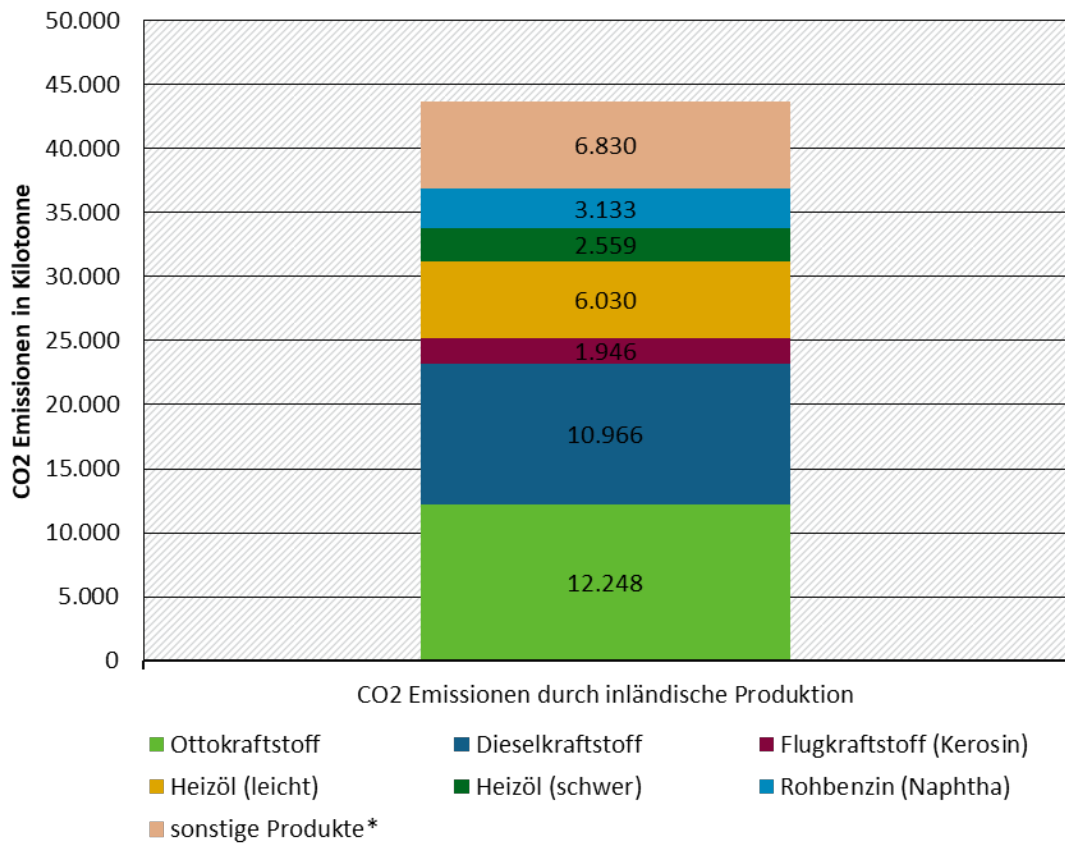
5.2.2 Ergebnisse der Verknüpfung von Materialflüssen und Umweltwirkungen

Eine Verknüpfung von MFA und LCI Daten ist unter Beachtung der im vorherigen Kapitel bereits genannten Limitierungen und Annahmen prinzipiell möglich.

Die Umweltwirkungen der „Produktionssicht“ werden durch Verknüpfung der AGEB Daten und den in Kapitel 5.2.1.2 ausgewählten Sachbilanzen quantifiziert. Die Produktion der Kraftstoffe, Heizstoffe und Naphtha kann demnach direkt mit den jeweiligen LCI Daten zur Produktion ebendieser Produkte verrechnet werden. Der Produktion der sonstigen Produkte wird im Rahmen dieser Konzeptstudie ein Durchschnittswert zugewiesen. Die Ergebnisse der Verknüpfung sind in Abbildung 7 dargestellt.

Abbildung 7 zeigt die CO₂-Emissionen der Produktion der inländisch bereitgestellten Mineralölprodukte in 2010, die zusammen ein Produktvolumen von 100,9 Mio. Tonnen ausmachen. 2010 belaufen sich die produktionsbedingten CO₂ Emissionen auf 43,7 Mio. t CO₂. Die produktionsbedingten CO₂ Emissionen durch die Weiterverarbeitung von Naphtha zu Kunststofffolien (1,7 Mio. t) beläuft sich zusätzlich auf etwa 4,5 Mio. t CO₂, sodass die im Jahr 2010 emittierten CO₂ Emissionen durch die Produktion verschiedener Mineralölprodukte - basierend auf den genutzten Datengrundlagen - auf ca. 48,3 Mio. t bemessen werden kann.

Abbildung 7: CO₂ Emissionen der Produktion der inländisch bereitgestellten Mineralölprodukte, in kt (cradle-to-gate)

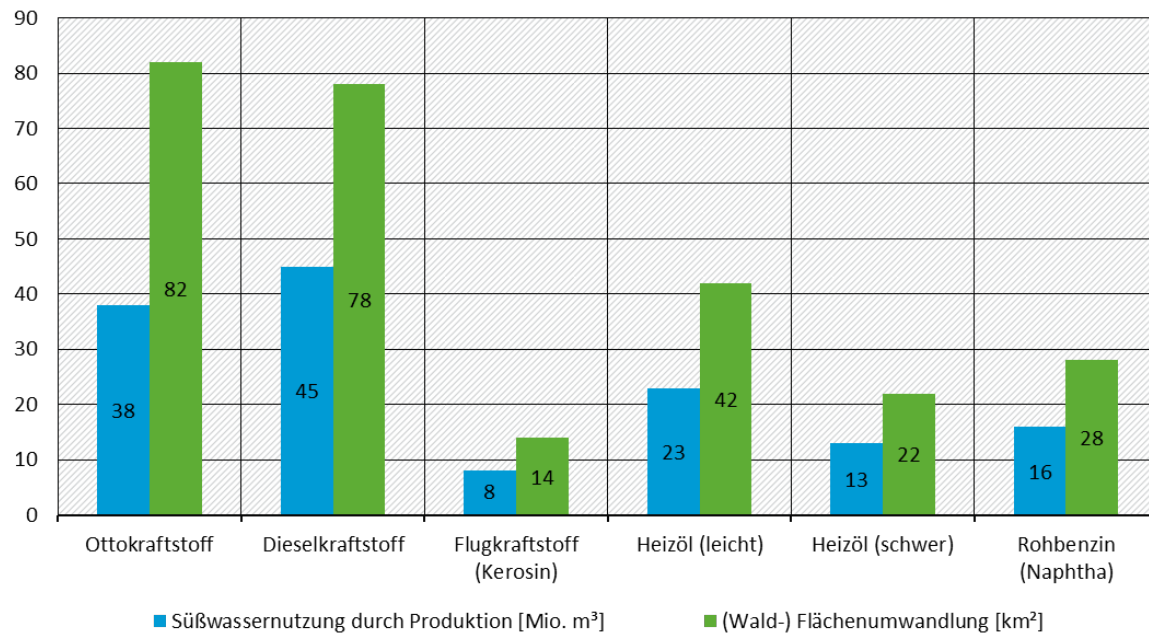


Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen ifeu auf der Basis von AGEB (2010) und ecoinvent 3.6 siehe Tabelle 29

* Raffineriegas, Paraffine, Wachse, Bitumen, Flüssiggas, Petrolkoks

In Abbildung 8 sind die Umweltwirkungen Süßwassernutzung und Flächenumwandlung für dieselben Mineralölprodukte (inkl. Kunststofffolien) quantifiziert. Insgesamt werden für Extraktion und Produktion der Mineralölprodukte in 2010 ca. 189 Mio. m³ Süßwasser verbraucht und 266 km² Waldfläche umgewandelt (entspricht etwa 0,4 % des Volumens und der Hälfte der Fläche des Bodensees).

Abbildung 8: Süßwassernutzung und Flächenwandlung durch die Produktion der inländisch bereitgestellten Mineralölprodukte, 2010 (cradle-to-gate)

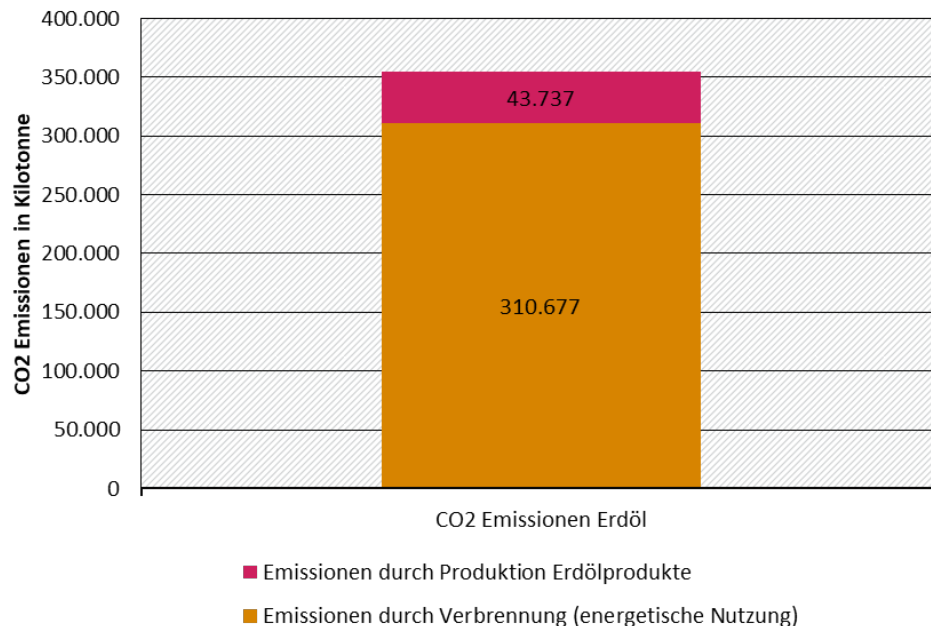


Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen ifeu auf der Basis von AGEB (2010) und ecoinvent 3.6 siehe Tabelle 29

Umweltwirkungen der Verwendung von Erdölprodukten werden basierend auf URMOD Daten bemessen. Der ermittelte $RMC_{Erdöl}$ aus URMOD liegt aggregiert vor, sodass dieser nicht mit differenzierten LCI Datensätzen verknüpft werden kann. Als Annäherung zur Ermittlung der Umweltwirkungen wird der Rohstoffkonsum mit dem Emissionskoeffizienten 3,55 kg CO₂/kg Mineralölprodukt (inkludiert Extraktion, Produktion und Verbrennung von Kraftstoffen, siehe Kapitel 5.2.1.2 beschrieben. Der Ansatz ermöglicht ausschließlich Aussagen zu CO₂ Emissionen, Geeignete Durchschnittskoeffizienten zu weiteren Umweltwirkungen liegen uns nicht vor, sie müssten ermittelt werden.

Die Verknüpfung des CO₂-Durchschnittsemissionskoeffizienten mit dem $RMC_{Erdöl-energetisch}$, führt zu dem in Abbildung 9 dargestellten Ergebnis. Wie in Kapitel 5.2.1.1 dargestellt, wurde angenommen, dass etwa 14 % der Erdölprodukte stofflich genutzt wird, diese sind hier nicht enthalten. Das heißt, durch die Extraktion, Produktion (stofflicher und energetischer Erdölprodukte) und energetische Nutzung von Erdölprodukten (und Dienstleistungen) für die LIV entstehen in 2010 ca. 354 Mio. t CO₂. Davon werden knapp 311 Mio. t CO₂ durch reine Verbrennungsprozesse im In- und Ausland verursacht, die durch den deutschen direkten und indirekten Konsum von Erdöl entstehen.

Abbildung 9: CO₂ Emissionen der Produktion von Erdölprodukten (im In- und Ausland) und energetische Nutzung für die LIV_{energetisch}, in 2010 in kt



Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen ifeu auf der Basis von von URMOD und UBA (2016a)

Da es keinen Durchschnittsfaktor für Süßwasser, Phosphor und Stickstoff Emissionen sowie Flächenwandlung von Wald durch die (energetische) Verwendung von Mineralölprodukten gibt, und keine geeigneten LCI Datensätze zur Verwendung von Mineralölprodukten in der Nutzungsphase in ecoinvent vorliegen, können zu diesem Zeitpunkt keine weiteren Aussagen zu diesen Umweltwirkungen getroffen werden.

Die Verknüpfung der stofflich genutzten Mineralölprodukte mit Umweltwirkungen ist nicht ohne das Erstellen eines detaillierten LCA-Modells mit Nutzungspfaden und Links zu den entsprechenden Einheitsprozessen (z.B. transport inkl. fuel combustion in passenger cars, industrial processes, etc.) möglich. Die stoffliche Nutzung von Mineralölprodukten (wie z.B. Folien) verursacht insbesondere bei der thermischen Verwertung Umweltwirkungen. Prinzipiell ist zu beachten, dass die Nutzungsdauer verschiedener Produkte insbesondere auch von der Verwendung abhängt. Produkte im Bausektor (z.B. Fensterrahmen) haben eine deutlich längere Nutzungsphase als Verpackungen. Umweltauswirkungen (insbesondere CO₂ Emissionen) fallen demnach zeitversetzt an.

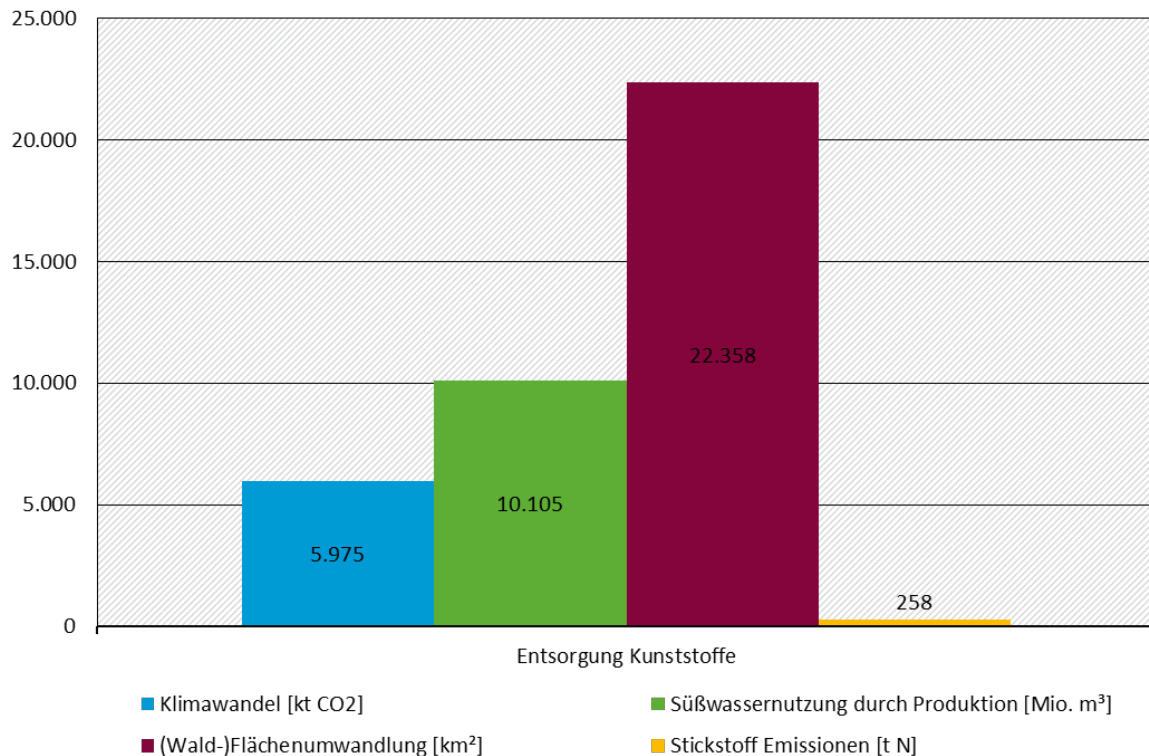
Im Rahmen dieser Konzeptstudie werden die Anteile zur stofflichen Verwendung von Erdöl (RMCErdöl-stofflich) mit dem in Kapitel 5.2.1.2 ausgewählten LCI Datensatz verknüpft, um Umweltwirkungen durch die Entsorgung von Kunststoffen (= Verbrennung) zu quantifizieren. Da nicht alle 2010 verwendeten Kunststoffe zeitgleich verbrannt werden, wird als Annäherung ein Anteil von 16 % angesetzt. Der Wert ergibt sich aus der Abfallbilanz: von den 2,3 Mio. t in 2010 behandelten Kunststoffabfällen werden etwa 0,304 Mio. t thermisch verwertet⁶¹ (Projekt „Globi“ (UGR) 2018).

Es wird demnach angenommen, dass 16 % der in 2010 stofflich verwendeten Mineralölprodukte Kunststoffe sind und zeitgleich verbrannt werden. Es ist kritisch zu prüfen, inwieweit die getroffene Annahme belastbar ist. Die Wahl eines alternativen Anteils beeinflusst entsprechend

⁶¹ Alternativ kann die Relation der stofflich verwendeten Mineralölproduktmenge (URMOD) und der behandelten (thermisch + stofflich) Kunststoffmenge (1,821 Mio. t) von 12 % herangezogen werden. Quelle: Projekt „Globi“ UGR (2018) Datensatz Abfalldaten

die Emissionen der Kunststoffverbrennung. Die Umweltwirkungen der Kunststoffverbrennung sind in Abbildung 10 dargestellt.

Abbildung 10: Umweltwirkungen bei der Verbrennung aller Kunststoffe in kt CO₂



Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen ifeu. Verwendete LCI siehe Tabelle 29

Die Verknüpfung der in 2010 verwendeten Kunststoffe mit LCI Daten zur Entsorgung von gemischten Kunststoffabfällen zeigt, dass nach Ablauf der Produktlebenszeit (der zeitliche Horizont ist hier je nach Produkt sehr divers), etwa 5,9 Mio. t CO₂ emittiert werden. Die Verbrennung der etwa 2,5 Mio. t stofflich verwendeten Mineralölprodukte (hier: Kunststoffe) würde demnach etwa so viele CO₂ Emissionen freisetzen wie in 2010 durch die Produktion von leichten Heizstoffen anfällt (Vergleich Abbildung 7). Es ist darauf hinzuweisen, dass die Verknüpfung diverser Kunststoffe mit einem aggregierten LCI Datensatz sehr vereinfacht ist. Zudem wurde nicht berücksichtigt, dass Kunststoffabfälle exportiert und damit im Ausland verbrannt werden.

Der Verbrauch von Süßwasser durch die Verbrennung von Kunststoffen beläuft sich auf 10,1 Mio. m³; etwa 5 % der Süßwassernutzung durch die Produktion aller Mineralölprodukte. Die Flächenwandlung beläuft sich unter den getroffenen Annahmen auf etwa 0,2 Mio. km². Stickstoff- und Phosphor-Emissionen fallen nur geringfügig an.

Resümee Verknüpfung: Die Auswertung der Verknüpfung von MFA und LCI Daten für Erdöl zeigt, dass die Betrachtung der „Produktionssicht“ nur einen Bruchteil der Umweltwirkungen der Konsumsicht ausmacht. Durch die Produktion der in 2010 in Deutschland bereitgestellten Mineralölprodukte werden (basierend auf den genannten Limitierungen) etwa 34,7 Mio. t CO₂ emittiert. Konsumbasiert werden durch die Produktion, energetische Nutzung und Entsorgung von stofflich genutzten Mineralölprodukten etwa 360 Mio. t CO₂ ausgestoßen.

Im folgenden Kapitel wird zur Berechnung des Anteils von Erdöl an der gesamten Umweltwirkung mit dem konsumbasierten Wert weitergerechnet.

5.2.3 Anteil Erdöl an gesamter Umweltwirkung

Die ermittelten Umweltwirkungen der verschiedenen planetaren Grenzdimensionen sollen in einem nächsten Schritt mit den in Kapitel 3 regionalisierten Grenzen in Bezug gebracht werden. Es soll abgeleitet werden, ob durch die derzeitige Inanspruchnahme von Erdöl die für Deutschland regionalisierten planetaren Grenzen bereits überschritten werden, bzw. welche Nutzungsmenge noch verbleibt.

Die Annäherung der durch die Erdölnutzung emittierten CO₂ Emissionen von **360 Mio. t CO₂** (354.414 kt CO₂ (Produktion) + 5.975 kt CO₂ (Verbrennung)) wird folglich zur Ableitung einer maximalen Nutzungsgrenze verwendet.

Theoretisch könnte das gesamte Umweltbudget dem Fallbeispiel zugeordnet werden; d.h. es könnte das gesamte CO₂-Budget für die Erdölnutzung verwendet werden. In Folge hätten alle anderen Rohstoffe und Rohstoffnutzungen gar kein CO₂-Budget mehr, ein Leben wäre kaum denkbar. Daher werden in diesem und in den folgenden Fallbeispielen die gegenwärtigen Anteile fortgeschrieben. Nun schließt sich die Frage an, wie die Anteile berechnet werden. Zwei Wege werden diskutiert: der Anteil der Umweltwirkung des untersuchten Fallbeispiels an Deutschlands gesamter Umweltwirkung und der Anteil über die Haushaltsausgaben.

Zu Berechnung des **Anteils** von Erdöl an den gesamten **konsumbasierten** Umweltwirkungen Deutschlands wird die UGR herangezogen. 2010 belaufen sich die konsumbasierten CO₂ Emissionen auf **938 Mio. t CO₂**. Die nach dem MFA/LCI Ansatz ermittelten CO₂ Emission nach dem Konsumansatz belaufen sich auf 360 Mio. t CO₂ (einschl. Entsorgung stofflich genutzter Kunststoffe). Folglich kann dem Rohstoff Erdöl ein Anteil von **38,4 %** an den gesamten Umweltwirkungen (hier CO₂ Emissionen) Deutschlands (2010) zugewiesen werden.

Zum Vergleich der Anteile der Erdölnutzung an den Gesamtemissionen aus dem Nationalen Inventarbericht Deutschland (NIR): CO₂ Emissionen durch Erdöl (liquid fuels) umfassen u.a. die Bereiche Verkehr, verarbeitendes Gewerbe, Energiesysteme und andere Sektoren innerhalb der Quellgruppe Energie. Die Emissionen (territorial, ohne die stoffliche Nutzung, ohne Produktion) summieren sich auf ca. 259 Mio. t CO₂. Die gesamten territorialen CO₂-Emissionen (ohne LULUCF) betragen 2010 832 Mio. t CO₂. Demnach kann Erdöl basierend auf NIR ein Anteil von etwa 31 % an den gesamten Emissionen zugeschrieben werden. (UBA 2016b)

In Kapitel 2.1.3.3 wurde alternativ vorgeschlagen, dass der Anteil der Konsumausgaben für Erdölprodukte an den gesamten Konsumausgaben (der Haushalte) als Maßstab, für das den Erdölprodukten noch zustehende Budget an der regionalisierten planetaren Grenze, angesetzt werden kann. Nach der Wirtschaftsrechnung von Destatis (2012) belaufen sich die gesamten Ausgaben der Haushalte im Jahr 2010 auf 2.168 €/Monat. Die Konsumausgaben können annäherungsweise über Ausgaben zur Heizenergie (Wohnen) und den Kraftstoffen für den Verkehr ermittelt werden. Nicht ermittelbar sind die Ausgaben für Kunststoffprodukte und die Erdölanteile in den Vorketten aller Produkte, wodurch der Anteil unterschätzt wird. Für Kraftstoffe+Schmiermittel werden 89€/Monat ausgegeben, für Energie (Strom und Wärme) 142€. Der Anteil von Mineralöl am Endenergieverbrauch der Haushalte liegt bei 20,2 %, demnach kann vereinfachend geschätzt werden, dass etwa 29 €/Monat für Heizenergie (basierend auf Erdöl) ausgegeben werden. Im Ergebnis wird 5,4 % der Konsumausgaben der Haushalte für Mineralölprodukte ausgegeben. Dies ist im Vergleich zu den zuvor ermittelten Anteilen ein deutlich geringerer Wert, der in keinem plausiblen Verhältnis zur Klimawirkung der Erdölnutzung steht.

5.2.4 Vergleich der Umweltwirkungen und der regionalisierten Planetaren Grenzen

Für das Fallbeispiel Erdöl werden die ethischen Ansätze des Gleichheitsprinzips (Pro Kopf Ansatz) sowie der historischen Verantwortung zur Operationalisierung angewendet.

Aufgrund der Vielzahl von Ansätzen zur Regionalisierung (siehe Tabelle 5 und Tabelle 6) werden nur einige ausgewählte Ansätze zur Ableitung der im Kontext der planetaren Grenzen noch tragbaren Nutzungsmenge exemplarisch verwendet.

Die in Kapitel 2.2.2.2 regionalisierte Grenze für die Dimension Klimawandel beläuft sich auf ein verbleibendes Restbudget (Verteilung globales Budget ab 2020, 2° Grad-Ziel) von 3,75 Gt CO₂ für Deutschland (vgl. Tabelle 5). Für das historische Prinzip werden die Grenzen gemäß der Baseline 1850 zur Erreichung des 1,5 und 2 Grad Ziels genutzt; -0,22 Gt und 1,22 Gt CO₂. Die jeweiligen Restbudgets sind in Tabelle 12 eingetragen. Für die folgende Rechnung wurde der konsumbasiert ermittelte Anteil des Rohstoffs Erdöl an Deutschlands Umweltwirkungen von 37,3 % genutzt und fortgeschrieben.

Die noch verbleibende Nutzungsmenge leitet sich mittels Verrechnung des Emissionskoeffizienten (3,55 kg CO₂/kg Erdöl; vgl. Kapitel 5.2.1.2) ab. Die Ergebnisse sind in Tabelle 12 zusammengetragen.

Tabelle 12: Restbudget Erdöl und verbleibende Nutzungsmenge ab 2020

Operationalisierungsansatz	Restbudget Deutschland [Gt CO ₂]	Verbleibendes Budget Erdöl [Gt CO ₂] basierend auf Anteil 38,4 %	Verbleibende Nutzungsmenge [Mio. t] basierend auf Anteil 38,4 %	Verbleibende Jahre (basierend auf Nutzungsniveau 2010)	Verbleibendes Budget Erdöl [Gt CO ₂] basierend auf Anteil 5,4 %	Verbleibende Nutzungsmenge [Mio. t] basierend auf Anteil 5,4 %
Gleichheitsprinzip	3,75	1,441	405,2 energetisch: 348 (86 %) stofflich: 57 (14 %)	3,6	0,2	57,2 energetisch: 49,2 (86 %) stofflich: 8,0 (14 %)
Historische Verantwortung, Baseline 1850 (1,5° C)	-0,22	-0,084	-23,7	-0,21	-0,012	-3,3
Historische Verantwortung, Baseline 1850 (2°C)	1,22	0,469	131,8 energetisch: 114 (86 %) stofflich: 18,5 (14 %)	1,17	0,06	18,6 energetisch: 16,0 (86 %) stofflich: 2,6 (14 %)

Quelle: Eigene Berechnungen

Bis zur Überschreitung der planetaren Grenze kann

- nach dem Gleichheitsprinzip und der Fortschreibung des Anteils des Erdöls an den CO₂-Emissionen von 38,4 % noch etwa 405 Mio. t Erdöl genutzt werden. Nach dem Nutzungsniveau von 2010 verbleiben ab 2020 hierfür noch 3,6 Jahre.

- Alternativ nach dem Gleichheitsprinzip und der Setzung, dass Erdöl einen Anteil von 5,4 % am Restbudget hat (Ableitung über monetären Konsumausgaben für Erdölprodukte), noch 57,2 Mio. t CO₂ Erdöl - genutzt werden. Diese Menge ist bei einem Nutzungsniveau von 2010 binnen eines Jahres aufgebraucht.
- Nach dem Prinzip der historischen Verantwortung (Baseline 1850, 1,5° Grad) kein Erdöl mehr verwendet werden, da das Budget bereits überschritten ist.
- Alternativ auch nach dem Prinzip der historischen Verantwortung (Baseline 1850, 1,5° Grad) und der Setzung, dass Erdöl einen Anteil von 5,4 % am Restbudget hat, kein Erdöl mehr genutzt werden.
- Nach dem Prinzip der historischen Verantwortung (Baseline 1850, 2° Grad) noch 132 Mio. t Erdöl genutzt werden; dies entspricht einer Menge, die bei einem Nutzungsniveau von 2010 nach 1,2 Jahren aufgebraucht ist.
- Alternativ nach dem Prinzip der historischen Verantwortung (Baseline 1850, 2° Grad) und der Setzung, dass Erdöl einen Anteil von 5,4 % am Restbudget hat, noch 18,6 Mio. t Erdöl genutzt werden; dies entspricht einer Menge, die bei einem Nutzungsniveau von 2010 binnen eines Jahres aufgebraucht ist.

Die Auswertung der Nutzungsmenge für Erdöl basierend auf zwei unterschiedlichen Anteilen (5,4 % versus 38,4 %) an den gesamten Umweltwirkungen und unter Berücksichtigung von drei verschiedenen Operationalisierungsansätzen führt für die planetare Dimension Klimawandel zu einer Vielzahl möglicher Ergebnisse. Die Auswertung könnte beliebig ausgeweitet werden. **Die generelle Aussage, dass die Nutzung von Erdöl zeitlich stark begrenzt bzw. gar nicht mehr im Rahmen der planetaren Grenze Klimawandel möglich ist, lässt sich aus allen Ergebnissen ableiten.**

Das Ziel dieser Konzeptstudie liegt nicht darin eine Vielzahl von möglichen Nutzungsgrenzen für Erdöl aufzulisten, sondern einen methodischen Ansatz aufzuzeigen und auf bestehende Datenlücken und erforderliche Setzungen hinzuweisen. Für die weiteren planetaren Grenzdimensionen (Süßwassernutzung, Landnutzung, biogeochemische Flüsse) kann aufgrund bestehender Datenlücken (keine LCI Datensätze zur Nutzung von Mineralölprodukten) derzeit keine ausreichende Aussage zu verbleibenden Nutzungsmengen für Erdöl getroffen werden.

5.2.5 Herausforderungen und Limitierungen Erdöl – Zusammenfassung

Im Fallbeispiel Erdöl konnte gezeigt werden, dass es grundsätzlich möglich ist, eine konkrete Menge Erdöl zu quantifizieren, die noch im Rahmen der planetaren Grenzen von Deutschen genutzt werden darf. Folgende, in Teilen verallgemeinerbare Herausforderungen stellen sich:

- Daten- und Datenbedarf:

- Mengenflüsse sind für das energetisch genutzte Erdöl gut dokumentiert, jedoch für das stofflich genutzte Erdöl sind die Daten nur lückenhaft und unzureichend. Dies liegt auch daran, dass die stoffliche Nutzung sehr heterogen ist⁶².
 - Umweltwirkungen sind unzureichend erfasst. Es fehlen (in ecoinvent 3.6) Ökobilanzen sowohl für energetisch genutzte Mineralöle für die Nutzungsphase als auch für stofflich genutzte Erdölprodukte. Im Fallbeispiel wurden vorliegende Ökobilanzen genutzt, es konnte jedoch nicht geprüft werden, inwieweit diese vollständig repräsentativ für alle Mineralöle und Erdölprodukte sind. Weiterhin liegen (in ecoinvent) keine ausreichend aggregierten Prozesse zur ökobilanziellen Abbildung der Kunststoffproduktion bzw. Naphtha Weiterverarbeitung vor.
 - Vereinfachungen, die plausibel erscheinen, können nichts desto trotz vorgenommen werden, so dass Umweltwirkungen der Erdölnutzung in Deutschland und durch den Konsum der Deutschen berechnet werden können.
- Auswahl und Setzungen:
- Treibhausgasemissionen der stofflich genutzten Erdölprodukte könnten Jahre später anfallen. Im Fallbeispiel wurden diese THG-Emissionen berücksichtigt, weil sie die noch nutzbare Menge Erdöl minimieren. Es bedarf einer kritischen Prüfung, wie hoch der tatsächliche Anteil der entsorgten bzw. verbrannten (stofflich genutzten) Erdölprodukte ist.
 - Die Festlegung des Anteils des Erdöls an den Gesamtumweltwirkungen kann über verschiedene Wege geschehen. Wie im Beispiel gezeigt wurde ist der Weg über monetäre Hilfsgrößen nicht angemessen. Der Anteil der Erdöl-Umweltwirkung an den Gesamtumweltwirkungen kann über eine territoriale oder konsumbasierte Perspektive erfolgen. Die konsumbasierte Perspektive ist angemessener, weil die räumliche Bezugsgrenze kongruenter mit dem Konzept der Planetaren Grenzen ist.
 - Je nach dem ausgewählten ethischen Prinzip zur Regionalisierung der Planetaren Grenzen ist das restliche verfügbare Budget für die Erdölnutzung klein (und beträgt noch wenige Jahre auf dem gegenwärtigen Nutzungsniveau) oder bereits aufgebraucht. Mit Blick auf die folgenden Fallbeispiele fällt auf, dass der verbleibende Spielraum für die Nutzung von Erdöl selbst mit der „vorteilhaftesten“ Rechnung gering ist.
- Sonstiges:
- Wichtige Umweltprobleme, die durch die stoffliche Nutzung von Erdöl entstehen wie die Verschmutzung von Gewässern und Böden durch Mikropartikel und Kunststoffen

⁶² Etwa 10 % der Erdölverarbeitung bringt das Halbzeug Naphtha hervor. Die Stoffströme der Naphtha-Produkte sind nicht vollständig bekannt. Die Berechnung der Umweltwirkung deckt daher nur den Prozess der Extraktion bis zur Produktion von Naphtha ab (cradle- to gate). Die weitere Verarbeitung von Naphtha stellt eine große Herausforderung dar: Weder die Stoffströme der Verarbeitung noch Sachbilanzdaten zu allen Produkten liegen vor. Naphtha wird nicht nur für Kunststoffen, sondern auch für Petrochemikalien, Fein- und Spezialchemikalien, Pharmazeutika und Wasch und Körperpflegemittel verwendet (UBA 2014). Die eindeutige Allokation von Naphtha zu Produkten ist ebenso wenig möglich, denn in der chemischen Industrie kommen neben Naphtha noch weitere Inputs (Kohle, Erdgas und Nachwachsende Rohstoffe) zur Produktion diverser Produkte zum Einsatz.

werden durch Ökobilanzen und auch durch das Konzept der planetaren Grenzen nicht hinreichend erfasst.

Spezifische Herausforderungen im Detail:

- ▶ Die Extraktion von Erdöl findet fast vollständig im Ausland statt. Der Prozessschritt der Extraktion kann alleine über LCIs nicht abgegrenzt werden, da die Sachbilanzen in ecoinvent einen *cradle- to- gate* Scope haben. Umweltwirkungen können von der Extraktion bis einschließlich Produktion bilanziert werden. Die im Fallbeispiel ausgewählten LCIs umfassen die Produktion im europäischen Raum, damit ist streng genommen nicht berücksichtigt, dass Deutschland importiertes Rohöl aus unterschiedlichen Ländern importiert.
- ▶ Etwa 90 % der Verarbeitung von Erdöl mündet direkt in die Produktion von Endprodukten (Heiz- und Kraftstoff und sonstige Produkte wie Gase, Paraffine, Wachse etc.). Etwa 10 % der Erdölverarbeitung bringt das Halbzeug Naphtha hervor. Die Stoffströme der Naphtha-Produkte sind nicht vollständig bekannt. Die Berechnung der Umweltwirkung deckt daher nur den Prozess der Extraktion bis zur Produktion von Naphtha ab (*cradle- to gate*). Die weitere Verarbeitung von Naphtha stellt eine große Herausforderung dar: Weder die Stoffströme der Verarbeitung noch Sachbilanzdaten zu allen Produkten liegen vor. Naphtha wird nicht nur für Kunststoffe sondern auch für Petrochemikalien, Fein- und Spezialchemikalien, Pharmazeutika und Wasch- und Körperpflegemittel verwendet (UBA 2014). Die eindeutige Allokation von Naphtha zu Produkten ist ebenso wenig möglich, denn in der chemischen Industrie kommen neben Naphtha noch weitere Inputs (Kohle, Erdgas und Nachwachsende Rohstoffe) zur Produktion diverser Produkte zum Einsatz. Im Rahmen dieser Konzeptstudie wurde beispielhaft die Produktion von Kunststofffolien bilanziert. Die Repräsentativität kann nicht eingeschätzt werden.
- ▶ Zur Abbildung der Umweltwirkungen der Produktion von Heiz- und Kraftstoffen und Naphtha können LCIs aus ecoinvent direkt mit entsprechenden Produktionsmengen verknüpft werden. Für sonstige Produkte (Raffineriegase, Flüssiggase, Paraffine, Wachse, Bitumen etc.) wurden aufgrund der geringen Mengen der Produkte und dem verhältnismäßig großen Aufwand weitere LCIs zu verrechnen keine Verknüpfung mit differenzierten Sachbilanzen durchgeführt. Es wurden vereinfachend Mittelwerte der Elementarflüsse der bereits ausgewählten Sachbilanzen gebildet und mit den Produkten verrechnet. Dies kann zu Abweichungen der tatsächlichen Umweltwirkungen (CO₂, Süßwassernutzung, Waldflächenwandel, Stickstoff und Phosphoremissionen) durch die Produktion der genannten Produkte führen.
- ▶ Die Kunststoffproduktion ist nicht vollständig abgedeckt. Es wurde ein Beispielprodukt (Folie) herangezogen. Aufgrund der hohen Differenziertheit von Kunststoffprodukten können im Rahmen dieser Konzeptstudie nicht alle Umweltwirkungen der Kunststoffproduktion (im In- und Ausland) bilanziert werden.
- ▶ Für die Bilanzierung der Umweltwirkungen der (energetischen) Nutzung von Erdölprodukten wurde ein Emissionsfaktor verwendet. Eine Limitierung der

Emissionsfaktoren ist, dass neben CO₂ keine Quantifizierung weiterer Umweltwirkungen (Süßwassernutzung, Landnutzungsänderung, N und P Flüsse) stattfinden kann. Die im Rahmen der Auswertung untersuchten LCIs (aus ecoinvent) für die Nutzung von Heizöl deuten jedoch darauf hin, dass die weiteren Umweltwirkungen während der Nutzungsphase nur geringfügig sind, und demnach zunächst auch für Kraftstoffe von geringer Relevanz sind. Die Herangehensweise über den Emissionskoeffizienten für die Nutzungsphase von Erdölprodukten ist daher aus unserer Sicht für die Vorstudie tragbar.

- Die Bilanzierung der stofflichen Nutzung von Erdölprodukten wurde über die Annahme, dass ein Teil der genutzten Produkte im gleichen Jahr der Nutzung direkt entsorgt bzw. verbrannt wird, einbezogen. Die Setzung des energetisch verwerteten Anteils, kann nur ein erster Ansatzpunkt sein. Eine Datengrundlage zur zeitlichen Verweil- oder Nutzungsdauer stofflich genutzter Erdölprodukte ist hierfür relevant.

5.2.6 Übertragbarkeit auf weitere abiotische Ressourcen

In diesem Abschnitt wird kurz skizziert inwieweit das oben beschriebene Vorgehen zur Disaggregation des Konzepts der Planetaren Grenzen und die Ergebnisse der Disaggregation (= „Grenze“ sowie Benchmarking) für Erdöl sich auf weitere abiotische Ressourcen übertragen lassen. Grundsätzlich können Ergebnisse aus Fallstudien für ähnliche Typen generalisiert werden. Dabei gilt, dass die Generalisierung immer nur näherungsweise erfolgen kann.

Für die Frage der Übertragbarkeit ist aus Sicht der Autorinnen und Autoren insbesondere die Nutzung des Rohstoffes sowie der Hauptumweltwirkung(en), die durch Abbau, Verarbeitung, Nutzung und Recycling entsteht/entstehen, relevant. Dabei ist die Frage leitend, inwieweit es Rohstoffe (oder Produkte) gibt, bei denen davon ausgegangen werden kann, dass beim Abbau, der Verarbeitung, der Nutzung und dem Recycling ähnliche Umweltwirkungen auftreten wie bei dem in der Fallstudie betrachteten Rohstoff.

Im Fall des Erdöls treffen die Kriterien auf alle weiteren fossilen Energieträger (Gas, Stein- und Braunkohle sowie ggf. noch Torf) zu. Zum einen ist hier die (Haupt-)Nutzung ähnlich jener des Erdöls zur Nutzenergieerzeugung. Zum anderen fällt auch bei diesen Rohstoffen die Hauptumweltwirkung, wie bei Erdöl, bei der Verfeuerung als CO₂-Emissionen an. Unterschiede ergeben sich u.a. beim Torf, da dieses heute in Deutschland fast ausschließlich als Substrat im Gartenbau verwendet wird (Deutscher Bundestag 2016). Es wurde in Deutschland und wird in anderen Ländern auch heute noch wie auch die anderen fossilen Energieträger zur Energieerzeugung verwendet (Toner 2018). Bei Braun- und Steinkohle sowie bei Torf könnte weiterhin die Landnutzung als Umweltwirkung eine größere Rolle spielen im Vergleich zum Erdöl, da diese häufig im Tagebau abgebaut werden.

Hinsichtlich der Übertragbarkeit ergibt sich, tentativ, dementsprechend, dass für eine grobe Ableitung von Ressourcengrenzen dieser Energieträger der CO₂-Emissionsfaktor herangezogen werden könnte, um anhand der Klimawandelgrenze, analog zum Erdöl auch Grenzen für die Nutzung dieser Rohstoffe abzuleiten. Generell ist davon auszugehen, dass das Vorgehen zu einer detaillierten Ermittlung dem des Erdöls entsprechen würden. Somit würden vermutlich auch ähnliche Herausforderungen und Limitationen auftreten.

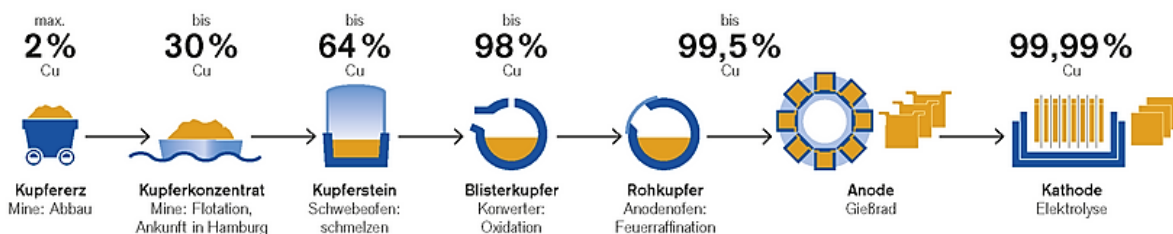
5.3 Fallbeispiel 2: Kupfer

5.3.1 Auswertung Datengrundlage

Kupfer ist das in monetären Werten meistgehandelte Metall weltweit und wird insbesondere in der Elektroindustrie, der Bauindustrie, dem Maschinenbau, sowie dem Münzwesen verwendet (WVM 2011). Weiterhin wird das Metall in relevanten Zukunftstechnologien wie der Elektromobilität und Windkraftanlagen auch zukünftig in großen Mengen benötigt.

Die Kupferverarbeitung von der Gewinnung aus Lagerstätten oder Schrotten bis zur Verwendung umfasst verschiedenste Produktionsschritte, wie der pyrometallurgischen oder hydrometallurgischen Verfahren. Kupfer hat je nach Verarbeitungsschritt unterschiedliche Kupfergehalte welche die Benennung des Zwischenproduktes definiert. In der folgenden Abbildung sind die Bezeichnungen der Kupfergüter in den Produktionsschritten und der entsprechende Kupfergehalt abgebildet.

Abbildung 11: Kupfergehalt in den Produktionsschritten



Quelle: Deutsches Kupferinstitut (2019) ©ECI/Kupferinstitut

Die Rohmetallgewinnung (Rohkupfer) erfolgt entweder über das pyrometallurgische oder hydrometallurgische Verfahren. Reinkupfer (Kupferkathode) wird über Legierungs-, Schmelz-, Gieß- und Walzprozesse zu Gussteilen, Legierungen oder Halbzeugen, wie Bänder, Rohre, Draht oder weiteren Profilen verarbeitet. Je nach Anwendungsbereich kann ein Kupfer-Halbzeug, z.B. Kupferrohr, oder -kabel, direkt das Endprodukt sein, z.B. beim Einbau eines Kupferrohrs im Hausbau.

5.3.1.1 Datensätze zu Materialflüssen

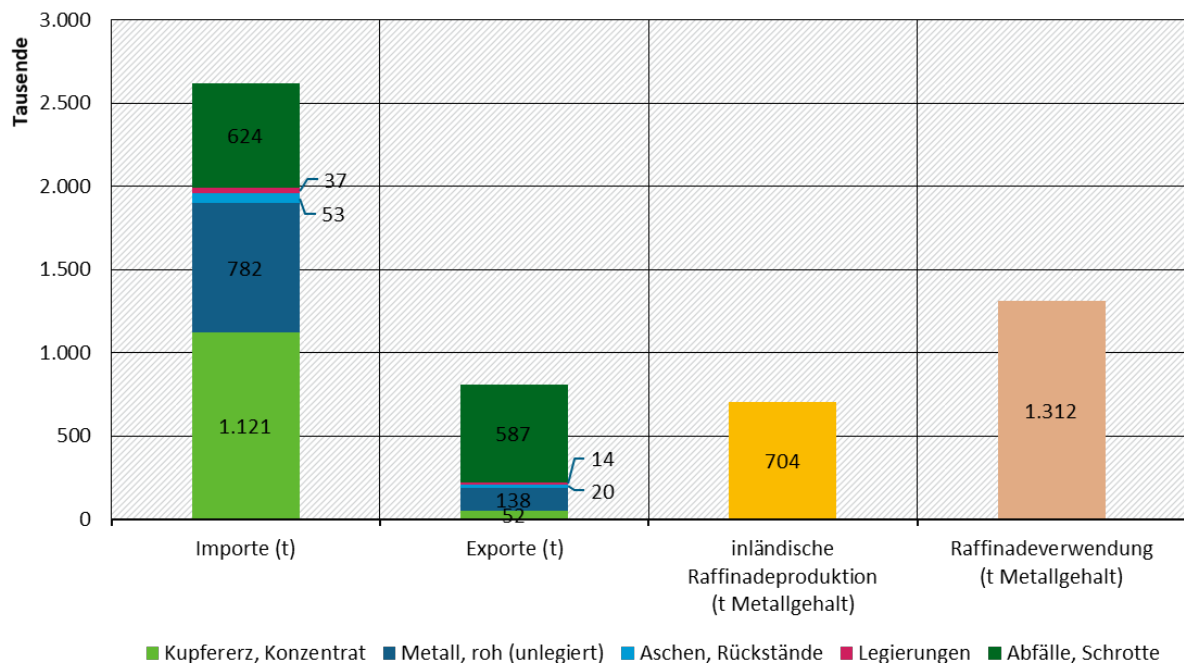
Zur Darstellung der Materialflüsse und -ströme von Kupfer wurden verschiedene MFA-Datensätze ausgewertet (vgl. Kapitel 3.1). Die untersuchten Datengrundlagen umfassen u.a. DERA (2012), das ReSek Projekt des Umweltbundesamtes Steger et al. (2019), URMOD, das Materialkonto der UGR, sowie Außenhandels- und Produktionsstatistiken von Destatis (Destatis 2018b; a, 2020d; e) und die Metallstatistik der Wirtschaftsvereinigung Metalle (WVM 2011).

Die **Deutsche Rohstoffagentur (DERA)** liefert Informationen zu Kupfer Importen und Exporten sowie der inländischen Raffinadeproduktion und Verwendung für 2010. Die Mengen (in Produktgewicht und Kupfer-Inhalt) sind in Abbildung 12 zusammengefasst. Die Importe umfassen sowohl Rohstoffe und Halbzeuge als auch Produkte (Metalle). Etwa 42 % der Importe sind Kupfererze und Kupferkonzentrate.⁶³ Der Cu-Gehalt von Kupfererzen (ca. 0,3-2 %) und Kupferkonzentrat (20-30 %) unterscheidet sich stark von Halbzeugen und Fertigwaren. Die berichteten Importmengen umfassen demnach Mengen mit Gesteinsmasse oder Legierungen ebenso wie (relativ) reine Kupfermengen (Metalle, Legierungen). Nur ein Teil der Importmengen (Kupfererz, Konzentrat, Schrott und Abfälle) fließt in die inländische

⁶³ Destatis berichtet den gleichen Wert (1.121 kt) im Materialkonto der UGR.

Raffinadeproduktion (Feuerraffination oder Elektrolytische Raffination) zur Reinigung des Primär- und Sekundärkupfers ein. 2010 sind etwa 43 % der Raffinadeproduktion Sekundärrohstoffe (302 kt) und 57 % Primärkupfer (402 kt). Die Raffinadeverwendung (Abbildung 12) entspricht der Summe aus der (inländischen) Raffinadeproduktion und der Differenz aus Raffinadeimport und Raffinadeexport zuzüglich der Veränderung der Lagerbestände von Jahresbeginn bis -ende. (DERA 2012)

Abbildung 12: Importe, Exporte und Raffinadeproduktion von Kupfer, 2010 in t bzw. t Metallgehalt



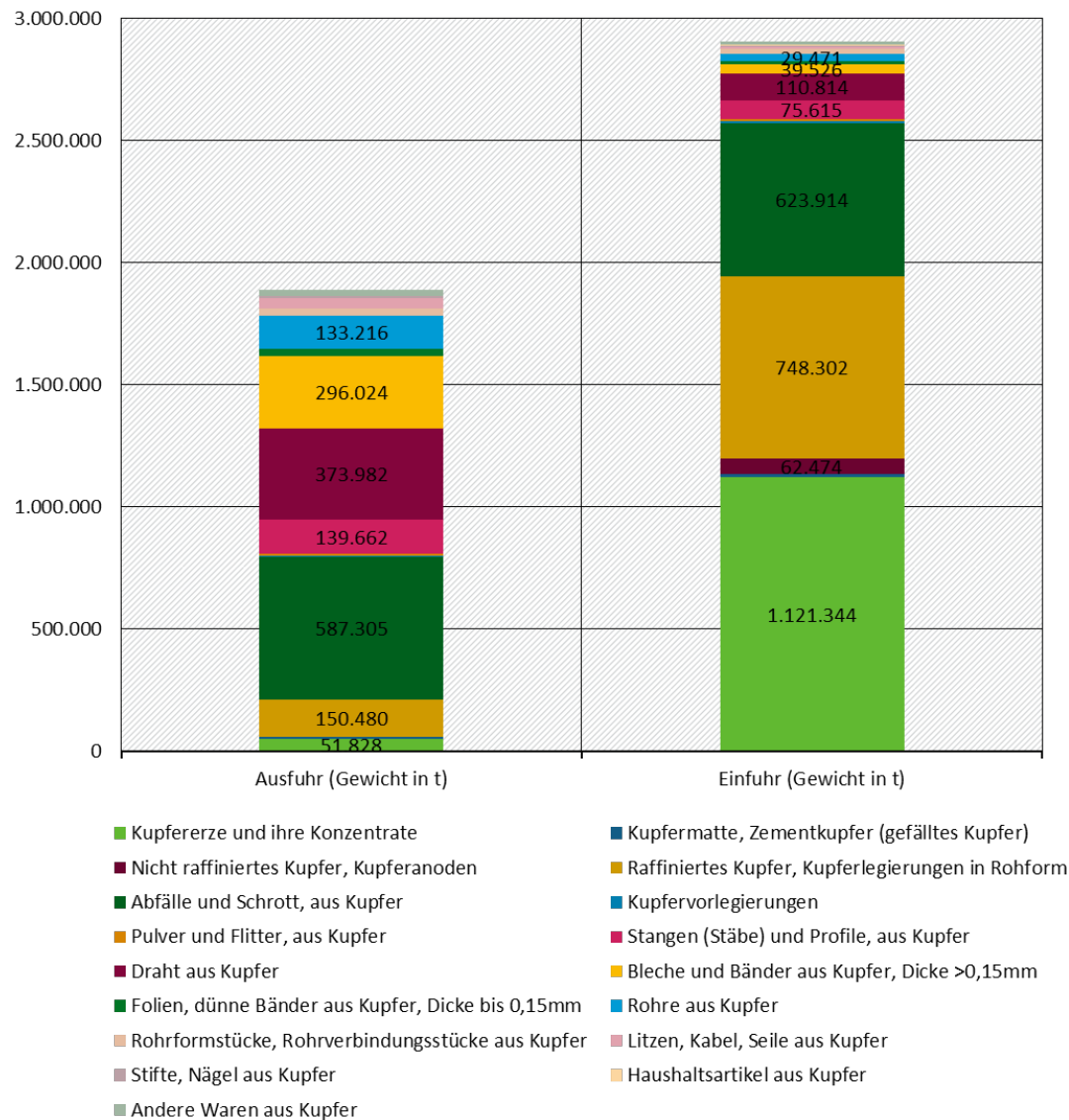
Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis von DERA (2012)

Das **Materialkonto der UGR** (2010) ist für Kupfer unzureichend differenziert; es liegen ausschließlich Daten für (Kupfer-)Rohstoffe vor, jedoch keine Differenzierung der Halb- und Fertigwaren für Kupfer (lediglich Nicht-Eisenerze).

Die **Datenbank Genesis von Destatis** liefert detaillierte Angaben zur **Außenhandelsstatistik** von Kupfer und Waren aus Kupfer. Die Werte unterscheiden sich von denen der DERA (2012), da neben Rohstoffen weitere Warengruppen (Halb- und Fertigwaren) aus Kupfer enthalten sind. Die Mengen sind in Produktgewichten ausgewiesen.

Die Außenhandelsstatistik von Destatis zeigt differenziert, welche Materialien (Rohstoff/Halbware- oder Fertigwaren) importiert und exportiert werden (Abbildung 13). Es kann jedoch keine Aussage darüber getroffen werden, in welchen Verarbeitungsprozess der Kupfer-Wertschöpfungskette diese kupferhaltigen Waren (zu welchen Anteilen) einfließen.

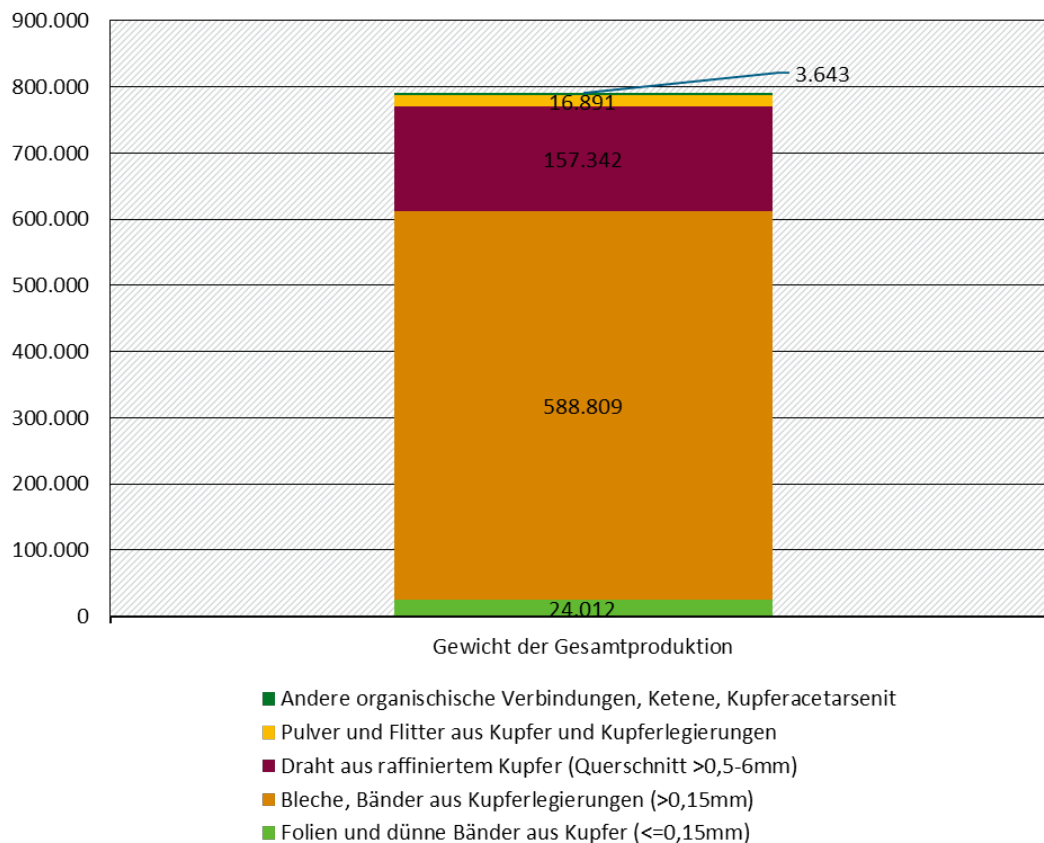
Abbildung 13: Außenhandelsstatistik von Kupfer und Waren aus Kupfer, 2010 in t (Produktgewicht)



Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis von Destatis (2020a); 4-Steller (Werte unter ca.29 kt werden aus Platzgründen nicht angezeigt)

Die Datenbank Genesis von Destatis liefert neben der Außenhandelsstatistik (siehe oben) differenzierte Angaben zur inländischen Kupferproduktion/-verarbeitung. Abbildung 14 zeigt die Gesamtproduktion für 2010. Der Wert von ca. 790 kt (Produktgewicht) liegt über dem in DERA (2012) berichteten Raffinadeproduktion (707 kt Inh.). Bleche, Bänder und Draht decken etwa 95 % der inländisch produzierten Kupferprodukte ab. Diese Information ist relevant um repräsentative LCI Datensätze aus ecoinvent zur inländischen Kupferverarbeitung auszuwählen. Die Weiterverarbeitung der Halbzeuge Draht und Bleche mündet in diverse Produkte (vgl. Abbildung 13).

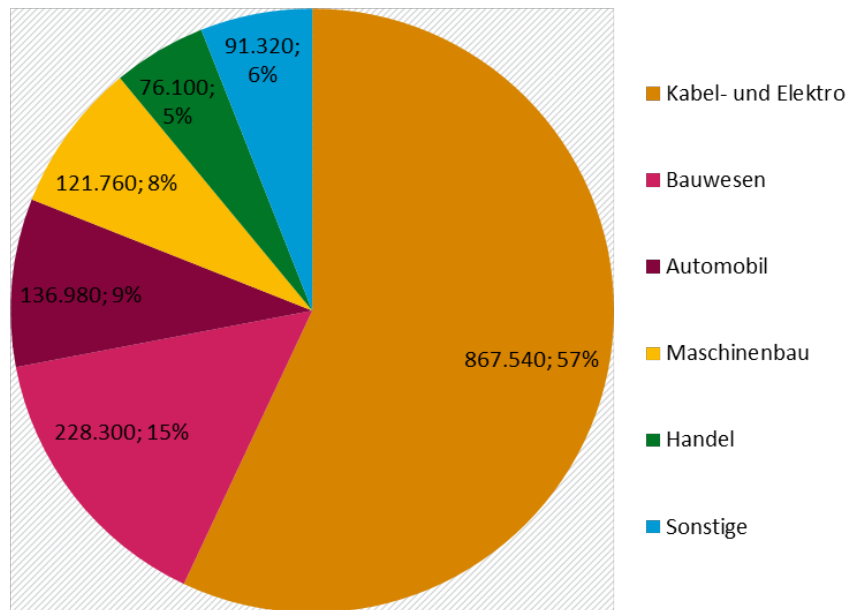
Abbildung 14: Inländische Produktion von Kupfer Halb- und Fertigwaren, 2010 in t



Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis von Destatis (2020b); 9-Steller (Arten)

Wirtschaftsvereinigung Metalle: (Weiterverarbeitete) Kupferhalbzeuge werden in verschiedenen Anwendungen eingesetzt. Die Anwendungsbereiche gemäß der Wirtschaftsvereinigung Metalle (WVM) können Abbildung 15 entnommen werden. Laut WVM waren 2010 ca. 1.522 kt Kupfer in Anwendung. Die Angaben zur Verwendung liegen etwa 16 % über den Angaben der Kupferverwendung nach DERA (2012) (vgl. Abbildung 12).

Abbildung 15: Anwendung von Kupfer nach Industriebereichen, 2020 in % und t



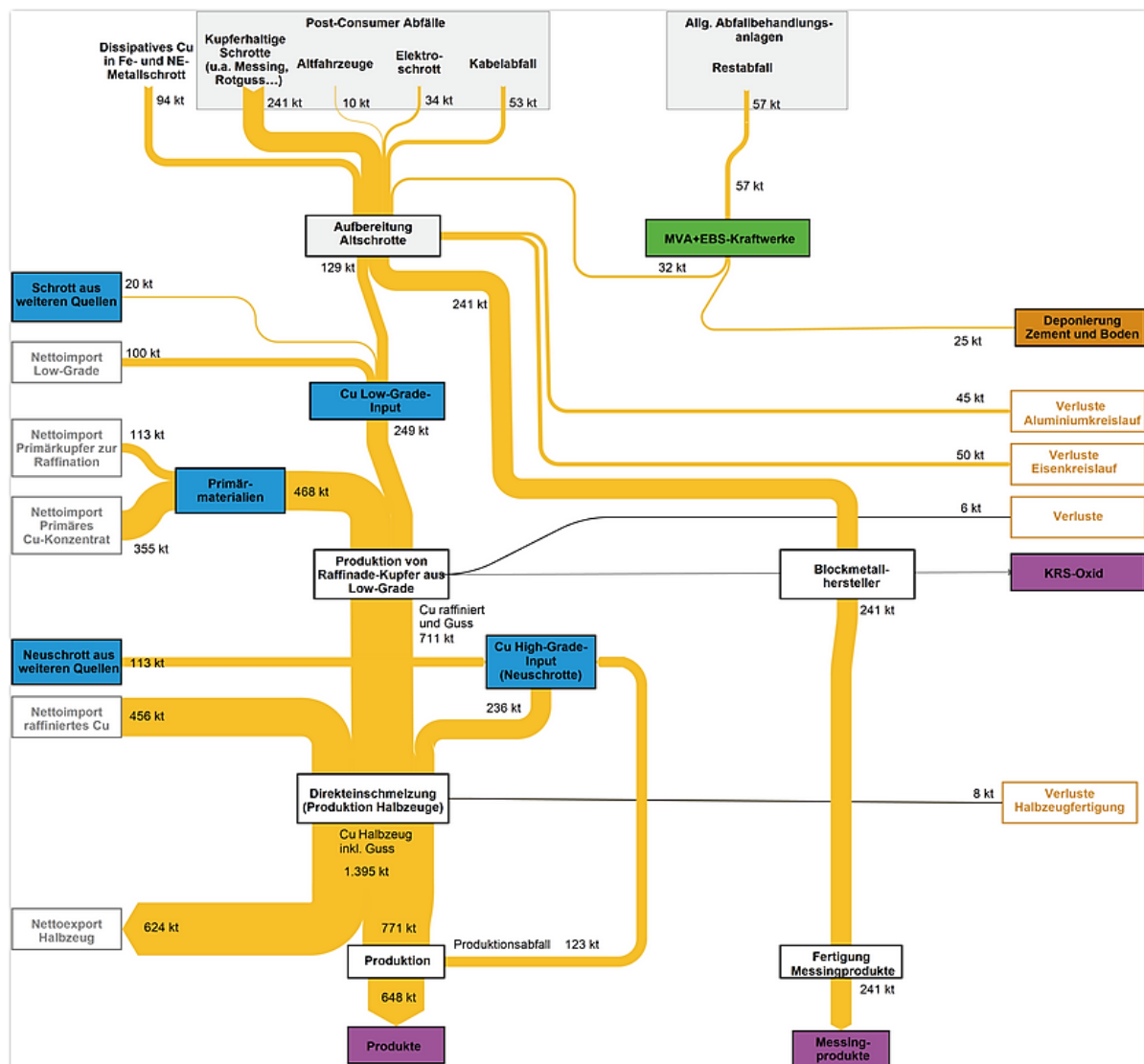
Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis von WVM (2011)

Das **ReSek-Projekt** liefert für die Wertschöpfungskette von Kupfer relevante Informationen zu Produktionsprozessen und quantifiziert die wichtigsten Stoffströme. In ReSek werden Massenströme 30 verschiedener Materialien, u.a. auch Kupfer, stoffstromspezifisch gegliedert und näherungsweise das gesamte Aufkommen an Sekundärrohstoffen aufgezeigt (Steger et al. 2019). In Resek werden importierte Kupfermengen nach dem Netto Kupfergehalt (Metallgehalt) bemessen. Für die Jahre 2007, 2013 und 2015 sind Kupferstoffströme für Deutschland in Sankey-Diagrammen aufbereitet. Die Stoffströme für 2013 sind Abbildung 16 zu entnehmen.

Etwa 486 kt Primärkupfer werden zur inländischen Raffination importiert. Die Importe von bereits raffiniertem Kupfer zur Produktion von Halbzeugen belaufen sich auf 456 kt. Gemeinsam mit ca. 711 kt Kupfer aus der inländischen Raffinadeproduktion und 236 kt Sekundärkupfer (aus Neuschrotten) werden daraus 1.395 kt Halbzeuge (durch Direkteinschmelzung) erzeugt. Knapp 45 % der Halbzeuge (624 kt) werden exportiert. Durch die sich anschließende Weiterverarbeitung von Halbzeugen werden etwa 648 kt Kupferprodukte produziert.

Kupfer in diversen kupferhaltigen Produkten und deren Verwendung, sowie importierte Halb-/Fertigwaren (außer raffiniertes Kupfer) werden in Resek nicht bilanziert.

Abbildung 16: Stoffströme Kupfer in Deutschland, 2013



Quelle: Steger et al. (2019)

URMOD liefert Informationen zum gesamtwirtschaftlichen Kupfereinsatz (t RME) für Primär- und Sekundärkupfer. Die folgenden Werte geben den (reinen) Kupfergehalt an und ergeben sich durch Umrechnung des RMC für Kupfererz. 2010 wurden 714.847 t Primärkupfer und 547.043 t Sekundärkupfer verwendet. In Summe liegt der Wert von **1.261 kt** auf einem ähnlichen Niveau wie die Angaben von DERA (2012) zur Raffinadeverwendung (1.312 kt Inh.).

Resümee Datenauswertung

Tabelle 13 fasst die verfügbaren Datengrundlagen der verschiedenen Quellen zusammen. Vor dem Hintergrund der Zielstellung der Konzeptstudie, werden die Daten aus URMOD für die Verknüpfung mit LCI Daten herangezogen. In URMOD liegen Primär- und Sekundärkupferdaten differenziert vor, die Daten ermöglichen die Quantifizierung der gesamten Kupferverwendung aus Konsumperspektive, da Import- und Exporthandelsströme von Kupfer und kupferhaltigen Waren verrechnet sind.

Für die Differenzierung der aggregierten RMC_{Kupfer} Indikatoren werden zudem Information von Destatis zur prozentualen Verteilung der inländischen Produktion von Kupferhalbzeugen genutzt (etwa 79 % Drahte und 21 % Bleche).

Tabelle 13: Übersicht der Datenauswertung

	DERA	Destatis	ReSek	URMOD
Systemgrenze(n)/ Indikatoren (Jahr)	Außenhandel, Raffinadeverwendung (2010)	Außenhandel, inländische Produktion (2010)	Stoffströme von Post-consumer Abfälle bis Produktion; Primär und Sekundärkupfer (2013)	Rohstoffkonsum (RMC) von Primär- und Sekundärkupfer (2010)
Wert*	IMP: 2.617 kt EXP: 811 kt Verwendung: 1.312 kt Inh.	IMP: 2.904 kt EXP: 1.887 kt Inl. Produktion: 790 kt	Inl. Produktion: 648 kt	Imp: 4.108 kt Exp: 3.039 kt RMC: 1.261 kt (Metallgehalt)
Einheit	Tonne Produktgewicht, t Inhalt (Metallgehalt)	Tonne Produktgewicht	Tonnen Kupfergehalt	t Metallgehalt
Bemerkung	Handelsdaten mit unterschiedlichen Kupfergehalten (nur teils Halb- und Fertigwaren)	Verschiedene Kupfergehalte je nach Verarbeitung des Produkts (Rohstoff, Halb und Fertigware)	Keine Berücksichtigung importierter Halbzeuge und Endprodukte (außer raffiniertes Kupfer), keine Verwendung	Umrechnung des RMC für Kupfererz (t RME) mittels Koeffizient zu Kupfergehalt (t)

Quelle: Eigene Darstellung; *Die Unterschiede in Materialflüssen zwischen den einzelnen Studien ergeben sich u.a. aus verschiedenen Kupfergehalten in den betrachteten Rohstoffen/Halbzeugen und Endprodukten sowie unterschiedlichen Systemgrenzen. In URMOD sind zusätzlich die Vorketten berücksichtigt (z.B. Kupfergehalte in importierten Fahrzeugen).

5.3.1.2 LCI Datensätze

Sachbilanzdatensätze für Kupfer liegen für verschiedene Verarbeitungsprozesse vor. Zur Abbildung der relevanten Prozesse wird zur Orientierung das Sankey-Stoffstromdiagramm von (Steger et al. 2019) verwendet (Abbildung 16). Relevante und betrachtete Prozesse sind:

1. Aufbereitung Altschrott bis Raffinadekupfer (low-grade Kupfer) → Sekundärkupfer
2. Gewinnung Primärkupfer (Cu-Konzentrat) → Primärkupfer
3. Produktion Raffinadekupfer (aus Primärkupfer; high-grade Kupfer) → Primärkupfer
4. Direkteinschmelzung zur Produktion von Kupfer Halbzeugen (Input: high-grade Kupfer) → Primär- und Sekundärkupfer
5. Produktion (Fertigung aus Halbzeugen; z.B. Rohre, Draht, Legierungen etc.) → Summe Primär- und Sekundärkupfer

Die ausgewählten Prozesse decken die Verarbeitung von Kupfer zwar überwiegend, jedoch nicht vollständig ab. So bleibt z.B. die Messingproduktion unberücksichtigt.

Aus ecoinvent (3.6) können zu den oben aufgelisteten Prozessschritten [1-5] folgende LCI Datensätze verwendet werden:

1. treatment of copper scrap by electrolytic refining (cradle-to-gate; bis einschließlich Kathoden Raffination)
2. market for copper concentrate, sulfide ore, GLO (cradle-to-gate; keine Angabe scope)
3. electrolytic refining of primary copper, GLO (cradle-to-gate; bis einschließlich Kathoden Raffination)

4. – (nicht verfügbar, aber über LCI (5) abgedeckt)
5. metal working, average for copper product manufacturing, RER (cradle-to-gate)
ergänzend für spezifische Fertigungsprozesse von Draht und Blech;
 - i) market for wire drawing, copper, GLO (cradle-to-gate);
 - ii) market for sheet rolling, copper, GLO (cradle-to-gate)

Die Prozesse der ecoinvent Sachbilanzen folgen dem *cradle-to-gate* Ansatz und geben teils keine transparenten Informationen zum Bilanzierungsrahmen. Für den Prozess der Raffinadeproduktion liegt durch Althaus und Classen (2005) ein Hintergrundpapier vor, welches den Bilanzierungsrahmen transparent aufzeigt. Für die Sachbilanzen zur Herstellung weiterverarbeiteter Kupferhalbzeuge (Rohre und Bleche; *market for wire drawing, market for sheet rolling*) welche als cradle-to-gate Systeme dokumentiert sind, liegen keine weiteren Informationen zum Bilanzierungsrahmen vor. Dadurch können Doppelzählungen von Umweltwirkungen oder Bilanzierungslücken auftreten. Zur Überprüfung auftretender Doppelzählungen werden die Ergebnisse der LCIA Datensätze der jeweiligen Prozesse verglichen. In Tabelle 14 gibt einen Überblick der CO₂ Emissionen (in kg CO₂Äq./funktionaler Einheit) gemäß der Methodik nach IPCC, 2013, GWP 100a.

Tabelle 14: Übersicht LCIA Ergebnisse gemäß IPCC, 2013, GWP 100a verschiedener Produktionsschritte für Kupfer

	Prozess	IPCC, 2013; GWP 100a [kg CO ₂ Äq./kg]
1)	treatment of copper scrap by electrolytic refining, RER	1,57
2)	market for copper concentrate, sulfide ore, GLO	0,65
3)	electrolytic refining of primary copper, GLO	4,73
4)	-	
5.1)	metal working, average for copper product manufacturing, RER	2,27
5.2)	market for wire drawing, copper, GLO	0,63
5.3)	market for sheet rolling, copper, GLO	0,47

Quelle: ecoinvent 3.6 siehe Tabelle 29; Abkürzungen: RER= Europa; GLO=global; fE=funktionale Einheit

Die ausgewählten LCI Datensätze umfassen essentielle Verarbeitungsschritte in der Kupferwertschöpfungskette bis zur Produktion von Halbzeugen. Aufgrund der vielseitigen und aufeinanderfolgenden Produktionsschritte besteht die Herausforderung, die Prozesskette vollständig abzudecken und die passenden LCI Datensätze auszuwählen. Die ausgewählten LCIs [1-5] liegen aggregiert vor, es ist daher kritisch zu prüfen, ob Doppelzählungen von Umweltwirkungen auftreten und ebenso, ob weitere Prozessschritte ergänzt werden müssen. Die Unsicherheiten der LCI Auswahl werden, aufgrund des Fokus dieser Konzeptstudie, eine methodische Vorgehensweise aufzuzeigen, hingenommen.

Während der **Nutzungsphase** von Kupfer entstehen (nahezu) keine (direkten) Umweltwirkungen. Durch diffuse Emissionsquellen entstehen beispielsweise ökotoxikologische Belastungen von Gewässern durch das Schwermetall Kupfer (UBA 2005). Denkbare Umweltwirkungen, die im Kontext des Konzepts der planetaren Grenzen berücksichtigt werden müssten, sind z.B. Landnutzungsänderungen durch Verlegung von Kabeln. Weiterhin entstehen

bei der Nutzung von Oberleitungen dissipative Verluste die gegebenenfalls Auswirkungen auf die Bodenqualität haben. In ecoinvent liegen zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Ökobilanzen vor, die diese Aspekte berücksichtigen.

5.3.2 Ergebnisse der Verknüpfung von MFA und LCI

Eine Verknüpfung von MFA und LCI Daten ist unter Beachtung der in den vorherigen Kapiteln bereits genannten Limitierungen und Annahmen prinzipiell möglich.

Stoffströme von Kupfer als Rohstoff, Halbzeug und Fertigware fließen u.a. je nach Qualität und Kupfer-Gehalt in unterschiedliche Verarbeitungsprozesse als Input ein (siehe Abbildung 16). (Alt)Schrotte beispielsweise werden zunächst aufbereitet, bevor sie als Input in die Produktion von Raffinadekupfer einfließen. Neuschrotte werden direkt zur Produktion von Halbzeugen der Direkteinschmelzung zugeführt. Im Rahmen dieser Konzeptstudie ist zur Verknüpfung der MFA Daten und LCIs eine Unterscheidung der Inputströme für verschiedene Prozesse nur vereinfacht möglich. So werden die Umweltwirkungen der Aufbereitung der gesamten anfallenden Sekundärkupfermenge mittels eines LCI Datensatzes bilanziert, obwohl Kupfer-Schrotte in der Realität (je nach Schrottqualität) in verschiedene Aufbereitungsprozesse eingespeist werden.

Bis zur Produktion einer Halb- bzw. einer Fertigware aus Kupfer werden mehrere Prozesse durchlaufen. Daher muss zur Berechnung der Umweltwirkung, z.B. eines Kupferdrahts nicht nur die Menge Kupferdraht mit der LCI „Draht ziehen“ verrechnet werden; es müssen ebenso (je nach Systemgrenze) vorgelagerte Prozesse (Extraktion, Raffination, Verarbeitung) und deren Umweltwirkungen kumuliert verrechnet werden.

Auf Grundlage der vorliegenden Daten und Informationen der Kupferwertschöpfungskette wird folgendes Vorgehen zur Ermittlung einer maximalen Nutzungsgrenze gewählt:

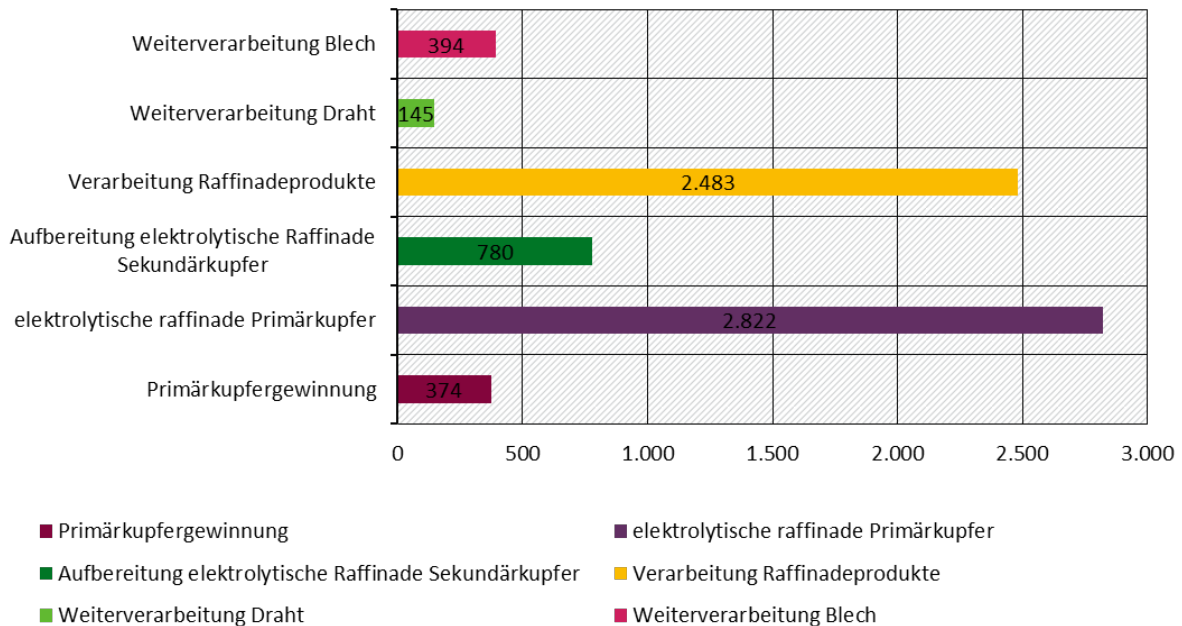
- ▶ Die aggregierten Werte aus URMOD der Rohstoffverwendung von Primär- und Sekundärkupfer in Kupfergehalten werden mit den ausgewählten LCIs der Kupferverarbeitung verknüpft. Hierbei wird zwischen der Verarbeitungskette von Primär- und Sekundärkupfer unterschieden.
- ▶ Es werden globale LCIs verwendet um Verarbeitungsprozesse importierter Rohstoffe und Halbzeuge abzubilden. Es wird dabei nicht zwischen inländischer und ausländischer Produktion unterschieden.
- ▶ Aufgrund der sehr heterogenen Verwendung von Kupfer, endet die Verknüpfung der MFA Daten mit LCIs nach der Halbzeug-Produktion. Es wird angenommen, dass sämtliches Kupfererz zu Halbzeugen verarbeitet wird. **Als repräsentative Halbzeuge werden Bleche und Drahte herangezogen** und die prozentuale Verteilung der inländischen Produktionsmengen (79 % Bleche und 21 % Draht, vergleiche Abbildung 15) übertragen.
- ▶ Für Kupfer kann ausschließlich die Produktion ökobilanziell abgebildet werden, Umweltwirkungen der Nutzungsphase werden über ecoinvent nicht abgebildet.

Abbildung 17 zeigt die Ergebnisse verschiedener Verarbeitungsprozesse der Kupferwertschöpfungskette und die entstehenden CO₂ Emissionen. 2010 summieren sich die produktionsbedingten CO₂ Emissionen auf **6.999 kt CO₂**.

Die Ergebnisse zeigen den Unterschied der Umweltwirkungen von Primär- und Sekundärkupfer; die Gewinnung und Raffination von Primärkupfer emittiert viermal so viel CO₂ wie die

Aufbereitung und Raffination von Sekundärkupfer (Abbildung 17). Die Weiterverarbeitung zu den Halbzeugen Blech und Draht spielt eine untergeordnete Rolle im Vergleich zur Verarbeitung von Raffinadekupfer.

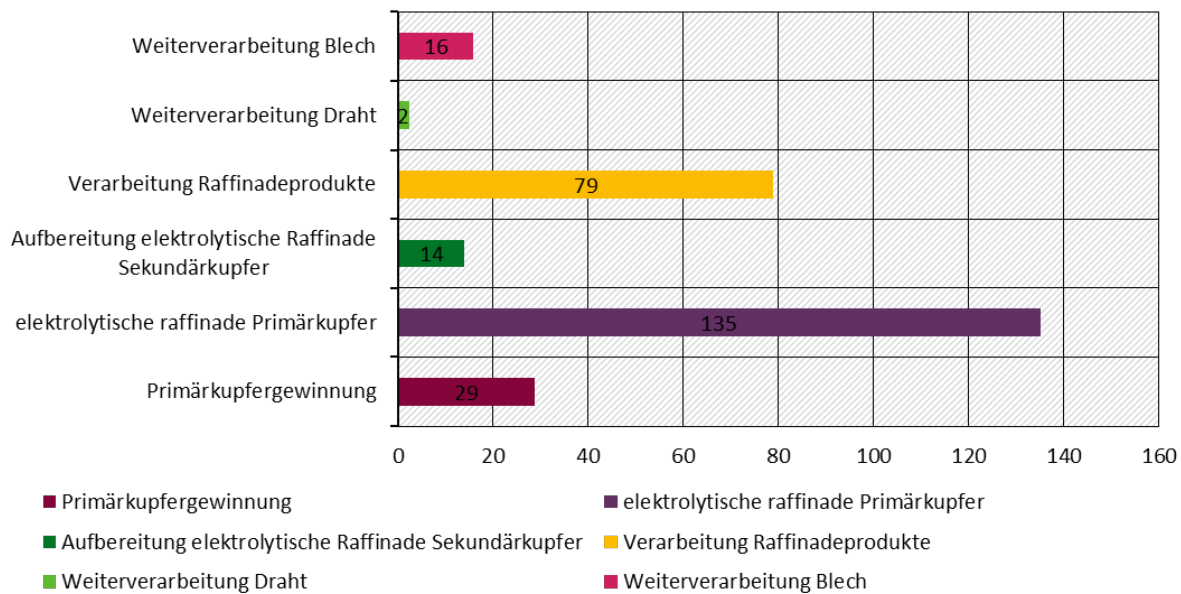
Abbildung 17: CO₂ Emissionen der Kupfergewinnung und -verarbeitung in kt CO₂ pro Jahr (2010) (cradle-to-gate)



Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen ifeu auf der Basis von URMOD, und Destatis (2020b) für LCI siehe Tabelle 29

Für die Umweltwirkung Süßwassernutzung (blaues Wasser) sind die Ergebnisse in Abbildung 18 zusammengefasst. Die betrachteten Verarbeitungsprozesse implizieren einer Süßwassernutzung von ca. 275 Mio. m³ pro Jahr.

Abbildung 18: Süßwassernutzung (blaues Wasser) der Kupferverarbeitung in Mio. m³ in 2010 (cradle-to-gate)



Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen ifeu auf der Basis von URMOD und Destatis (2020b). Für LCI siehe Tabelle 29

Die Verknüpfung der MFA und LCI Daten ermöglicht die Ableitung weiterer Umweltwirkungen (P und N Flüsse; Landnutzungsänderungen), die für Kupfer aufgrund der untergeordneten Relevanz jedoch nicht diskutiert werden.

5.3.3 Anteil Kupfer an der gesamten Umweltwirkung und Regionalisierung

Die ermittelten Umweltwirkungen der verschiedenen planetaren Grenzdimensionen sollen in einem nächsten Schritt mit den in Kapitel 2 regionalisierten Grenzen in Bezug gebracht werden. Es soll abgeleitet werden, ob die Nutzung von Kupfer die planetaren Grenzen bereits überschreitet, oder welches Budget verbleibt. Hierfür muss zunächst erörtert werden, welchen Anteil das Produkt Kupfer im Jahr 2010 an den aktuellen Umweltwirkungen einnimmt. Der Ansatz, den Anteil der Konsumausgaben für Kupfer als Bemessungsgrundlage für das erlaubte Budget heranzuziehen, wird aufgrund der mangelnden Datenverfügbarkeit zu Konsumausgaben für Kupferprodukte nicht angewandt. Als ethischer Ansatz wird für Kupfer das Gleichheitsprinzip (pro Kopf Ansatz) und das Recht auf Entwicklung verwendet.

2010 belaufen sich die konsumbasierten CO₂ Emissionen auf 938 Mio. t CO₂ (Destatis 2019a). Die nach dem MFA/LCI Ansatz ermittelten CO₂ Emission durch die Kupferproduktion belaufen sich auf 6.999 t CO₂. Kupfer hat folglich einen Anteil von **0,75 %** an den gesamten Umweltwirkungen (hier CO₂ Emissionen) Deutschlands (2010).

Die jährliche (konsumbasierte) Süßwassernutzung Deutschlands beträgt 13 km³ (vgl. Quelle: Eigene Zusammenstellung

Tabelle 4). Der Anteil der Kupferverwendung an der jährlichen Süßwassernutzung liegt gemäß den ermittelten 0,275 km³ (Stand 2010) bei **2,12 %**.

In Tabelle 15 sind das Restbudget für Deutschland, das verbleibende Budget für Kupfer und die maximale Nutzungsmenge für die Umweltwirkung Klimawandel (CO₂ Emissionen) zusammengefasst. Die nationalen Restbudget in Anlehnung an das jeweilige ethische Prinzip

wurde aus Tabelle 5 und Tabelle 7 übertragen. Durch Verrechnung des Anteils (0,75 %) ergibt sich das verbleibende Budget für Kupfer. Die maximale Nutzungsmenge leitet sich über den Umrechnungskoeffizienten 5,55 t CO₂/t Kupfer⁶⁴ ab.

Tabelle 15: Verbleibende Nutzungsmenge für Kupfer am Beispiel der Dimension Klimawandel

Operationalisierungs-ansatz	Restbudget Deutschland [Gt CO ₂]	Verbleibendes Budget Kupfer [Gt CO ₂] (bei Anteil an CO ₂ -Emiss. von 0,75 %)	Maximale Nutzungsmenge Kupfer [Mio. t]
Gleichheitsprinzip	3,75	0,0280	5,04
Recht auf Entwicklung	-0,69	-0,0051	-0,92

Quelle: Eigene Berechnungen

- Wird das Gleichheitsprinzip angesetzt und angenommen, dass die Umweltwirkungen pro Einheit Kupfer konstant bleiben, verbleibt für Kupfer eine maximale Nutzungsmenge von 5,04 Mio. t, um innerhalb der planetaren Grenzen zu bleiben. Nach dem Nutzungsniveau von 2010 verbleiben hierfür noch etwa vier Jahre.
- Wird das Recht auf Entwicklung als Regionalisierungsprinzip angewendet, ist das Restbudget CO₂ für Deutschland bereits überschritten. Folglich kann gar kein Kupfer, weder primär noch sekundär, mehr genutzt werden, da die Produktion mit CO₂-Emissionen einhergeht.

Tabelle 16 zeigt das Restbudget für Deutschland, das verbleibende Budget für Kupfer und die maximale Nutzungsmenge für die Umweltwirkung Süßwassernutzung. Die nationalen jährlichen Nutzungsmengen für Süßwasser in Anlehnung an das jeweilige ethische Prinzip wurde aus Tabelle 5 und Tabelle 7 übertragen. Die maximale Nutzungsmenge leitet sich über den Umrechnungskoeffizienten 5,55 t CO₂/t Kupfer⁶⁵ ab

Tabelle 16: Nutzungsmenge für Kupfer am Beispiel Süßwassernutzung

Operationalisierungs-ansatz	Grenze Süßwasser-nutzung Deutschland [km ³ /a]	Maximale Süßwasser-nutzung i.R. der PG durch Kupfer [km ³ /a] (bei Anteil an Wassernutzung von 2,1 %)	Aktuelle Süßwassernutzung durch Kupfer [km ³ /a]	Maximale Nutzungsmenge Kupfer [Mio. t/a] (Koeffizient von 0,22 m ³ / kg Kupfer)
Gleichheitsprinzip	43,22	0,91	0,275	4,2
Recht auf Entwicklung	140,82	2,98	0,275	13,7

Quelle: Eigene Berechnungen

- Durch Verrechnung des Anteils (2,12 %) ergibt sich der (im Rahmen der PG) akzeptable jährliche Wasserverbrauch durch Kupfer. Die maximale Nutzungsmenge leitet sich über den

⁶⁴ Umrechnungskoeffizient = 6.889 kt CO₂ / 1.261 kt Kupfer (RMC) = 5,55 t CO₂/t Kupfer

⁶⁵ Umrechnungskoeffizient = 275 Mio. m³ / 1.261 Mio. kg Kupfer (RMC) = 0,218 m³/kg Kupfer

Umrechnungskoeffizienten 218 m³/t Kupfer⁶⁶ ab. Die jährlich im Kontext der planetaren Grenzen für Deutschland verträgliche Nutzungsmenge liegt zwischen 4,2 – 13,6 Mio. t Kupfer.

- Wird die Süßwassernutzung als Grundlage zur Bemessung der maximalen Nutzungsmengen herangezogen, ist auf annueller Basis eine um ein Vielfaches höhere Kupfernutzung zulässig, als im Vergleich zur Dimension Klimawandel absolut möglich ist.

Das Fallbeispiel zeigt, dass je nach betrachteter Umweltwirkung und gewählttem ethischen Prinzip deutlich divergierende Aussagen erfolgen. Für die Dimension Klimawandel können für Kupfer absolute Nutzungsgrenzen abgeleitet werden, für Süßwasser jährliche Nutzungsmengen. Es wird deutlich, wie groß das Spektrum möglicher Nutzungsmengen ausfallen kann.

5.3.4 Herausforderungen und Limitierungen Kupfer

Auch im Fallbeispiel Kupfer konnten konkrete Mengen Kupfer quantifiziert werden, die im Rahmen der planetaren Grenzen genutzt werden können. Es stellen sich einige allgemeine Herausforderungen:

- Daten und Datenqualität
 - Es bestehen Unsicherheiten hinsichtlich der Kupfergehalte der im- und exportierten Güter und der im Inland produzierten Waren, dies betrifft die importierten Erze ebenso wie Halbzeuge und Fertigwaren. Dieses Datenproblem besteht grundsätzlich bei allen Rohstoffen, die nicht (nahezu) in Reinform importiert und genutzt werden, wie dies beispielsweise bei Erdöl der Fall ist. Lösungen bestehen darin, dass alle Kupfergehalte aller Im- und Exportgüter einzeln oder über IOT-Ansätze geschätzt werden; beide Ansätze sind nicht exakt, aber gängige Praxis und mit unterschiedlichem Aufwand verbunden.
 - Informationen zu Umweltwirkungen der Prozessschritte bis zu reinem Kupfer sind hinreichend vorhanden. Bedingt durch die verschiedenen Produktions- und Verarbeitungsstufen von Kupfer besteht die Herausforderung, die passenden LCI auszuwählen, um möglichst alle relevanten Prozesse zu quantifizieren. Die ausgewählten LCIs [1-5] sind recht aggregiert. Eine Unsicherheit besteht in der Intransparenz der cradle-to-gate scopes der Sachbilanzen, welche Doppelzählungen der Umweltwirkungen enthalten können. Eine verbesserte Transparenz und klarere Darstellung der bilanzierten Systemgrenzen kann das Problem lösen.
 - Gleichzeitig stehen nicht ausreichend viele Informationen zur weiteren Verwendung von Kupfer, sei es in Legierungen oder in Endprodukten, zur Verfügung. Auch diese Herausforderung ist sehr typisch für Rohstoffe mit einer komplexen Verwendungsstruktur. Solange die Rohstoffe während der Verwendung keine oder vernachlässigbare Umweltwirkungen haben (z. B. weil sie als Kabel fest in einem Gebäude verlegt sind), können Umweltwirkungen der Verwendung vernachlässigt

⁶⁶ Umrechnungskoeffizient = 218 m³/t Kupfer (kumulierter Süßwassernutzung der Kupferverarbeitung), vergleiche ecoinvent Datensätze in Tabelle 14

werden, wie im Fallbeispiel geschehen. Es sei aber darauf verwiesen, dass die Umweltwirkungen durch die Verwendung weiter vertieft werden müsste. So entstehen beispielsweise durch den Abrieb von Oberleitungen Kupferverluste, die sich im Boden ansammeln oder weiter in Gewässer transportiert werden können, ökotoxisch wirken können und die weder ökobilanziell noch im Konzept der Planetaren Grenzen erfasst werden.

► Annahmen und Setzungen

- Insbesondere der Produktionsschritt der energieintensiven Raffination (von Primärkupfer) gibt Anlass für die Allokationsfrage, ob energiebedingte Umweltwirkungen (insb. CO₂ Emissionen) dem Kupfer oder dem fossilen Energieträger angerechnet werden soll.
- Im Fallbeispiel wurde die Energie dem Kupfer zugerechnet. Veränderungen der Energieinputs in Folge von Änderungen der Produktionsprozesse (z.B. höhere Recyclinganteile, Substitute von fossilen Rohstoffen, Erhöhung der Energieeffizienz) würden direkte Auswirkungen auf die Kupfermenge haben, die im Rahmen der Planetaren Grenze zur Verfügung stehen könnte.
- Im Fallbeispiel Kupfer liegen die verbleibenden Mengen bei der Wahl des Regionalisierungsprinzips Recht auf Entwicklung je nach Planetarer Grenze weit auseinander: von Grenze überschritten (Planetare Grenze Klimawandel) bis hin zu jährlichen Mengen von über 14 Mio. t, die weit über die tatsächliche globale (!) Nachfrage hinausgehen (Planetare Grenze Süßwassernutzung). Das heißt, dass Abwägungen nötig sind, welche Dimension der Planetaren Grenze (CO₂, Süßwasser, Landnutzungswandel etc.) für Kupfer (und auch andere Rohstoffe/Produkte) wichtiger ist. Eine Lösung könnte darin bestehen, dass kategorisch nach dem Vorsorgeprinzip festgelegt wird, dass die Planetare Grenze entscheidend ist, die zuerst überschritten wird. (siehe Kapitel 8.6)
- Für Kupfer wurden die Grenzen am Beispiel von CO₂ und Süßwassernutzung (aufgrund der Relevanz während der Verarbeitung) ermittelt; die Ergebnisse der Grenzen lassen sich per se nicht vergleichen, da sich für CO₂ absolute Nutzungsgrenzen und für Süßwasser jährliche Grenzen ableiten lassen. Neben der Abwägung, welche Grenze von stärkerer Bedeutung ist, zeigt sich am Fallbeispiel Kupfer erneut (vgl. Erdöl), dass die Wahl des ethischen Prinzips zur Regionalisierung der Grenze starke Auswirkungen auf die Ergebnisse hat und Konventionen getroffen werden müssen, welches ethische Prinzip für welchen Rohstoff/Produkt anzuwenden ist.

5.3.5 Übertragbarkeit auf weitere abiotische Ressourcen

Analog wie für das Beispiel des Erdöls gilt für Kupfer, dass für die Übertragbarkeit insbesondere die Kriterien der Nutzung des Rohstoffes sowie der Hauptumweltwirkung(en), welche durch Abbau, Nutzung und Recycling entsteht/entstehen, relevant sind. Dabei ist die Frage leitend, inwieweit es Rohstoffe (oder Produkte) gibt, bei denen davon ausgegangen werden kann, dass beim Abbau, der Verarbeitung, der Nutzung und dem Recycling ähnliche Umweltwirkungen auftreten wie bei dem Rohstoff der Fallstudie. Wie hier ausgeführt konnten potentielle Grenzen

für den Kupferverbrauch in Bezug auf die CO₂-Emissionen sowie durch den Wasserverbrauch identifiziert werden. Deutlich limitierender wäre diesbezüglich die Grenze Klimawandel. Der größte Beitrag entsteht hier bei der energieintensiven Verarbeitung der Erze zum Kupfermetall. Die Energie hierfür stammt heute überwiegend aus fossilen Energieträgern. Würden die Produktionsprozesse mit Erneuerbaren Energien durchgeführt werden, wären die Treibhausgasemissionen somit ein weniger limitierender Faktor.

Damit ist für eine Übertragbarkeit insbesondere der energieintensive Verarbeitungsschritt relevant. Dieser ist praktisch bei der Produktion fast aller Industriemetalle relevant. Wie Nuss und Eckelman (2014) zeigen ist dabei das Treibhauspotential je Kilogramm Metall für das betrachtete Kupfer noch vergleichsweise gering verglichen mit anderen Metallen wie etwa Gold. Durch die sehr viel größeren Mengenströme tragen insbesondere Stahl und Aluminium in größerem Maße zu den globalen Treibhausgasemissionen bei; das Ausgangsgestein und die Verarbeitungsprozesse sowie der Energiemix sind dabei wichtige Faktoren für die konkret entstehenden Treibhausgase. Deren Anteile lagen im Jahr 2008 bei ca. 71 % bzw. 11 % der insgesamt durch Metalle verursachten Treibhausgasemissionen.

5.4 Fallbeispiel 3: Li-Ionen Akkumulatoren

Li-Ionen Akkus erfahren unter anderem aufgrund des Wachstums der Elektromobilität eine steigende Nachfrage. Der Anwendungsbereich von Li-Ionen Akkus geht jedoch bei weitem über den Einsatz im Verkehr hinaus. Li-Ionen Akkus finden auch in der Industrie, im Gewerbe und im häuslichen Gebrauch in diversen Geräten Einsatz (z.B. Mobiltelefone, Elektrowerkzeuge, Not- und Ersatzstromaggregate, Mess-, Steuer- und Regelungstechnik) (GRS 2013). Sie wurden als Fallbeispiel ausgewählt um durchzudenken, ob bzw. wie aus einer „Produktperspektive“ Materialgrenzen ableitbar sein können.

5.4.1 Auswertung Datengrundlage

Das Fallbeispiel Li-Ionen Akkus nimmt eine Produktperspektive ein, daher werden keine Materialflussanalysen, sondern Produktionsmengen, Importe, die aktuelle und zukünftige Verwendung und die Entsorgung von Li-Ionen in den Fokus der Datenauswertung gestellt. Einführend wird erläutert, welche Akkumulatoren-Typen existieren. Als Datengrundlage werden u.a. die Produktions- und Außenhandelsstatistik von Destatis (2020a; b), TREMOD (2020) sowie Studien von UBA (2011, 2015) und GRS (2013) verwendet. Die Ergebnisse werden in den folgenden Kapiteln zusammengefasst.

5.4.1.1 Akkumulatoren-Typen

Li-Ionen-Akkus werden aufgrund ihrer hohen Energiedichte und im Vergleich zu herkömmlichen Akkus geringerem Gewicht in diversen Produkten eingesetzt. Mobiltelefone, Digitalkameras, Elektrowerkzeuge oder Laptops sowie Elektro- und Hybridfahrzeuge sind nur einige Beispiele. Die Lebensdauer des Li-Ionen Akkus hängt hierbei stark von der Nutzung und den Lagerungsbedingungen ab. (Lumitos AG 2020; UBA 2012)

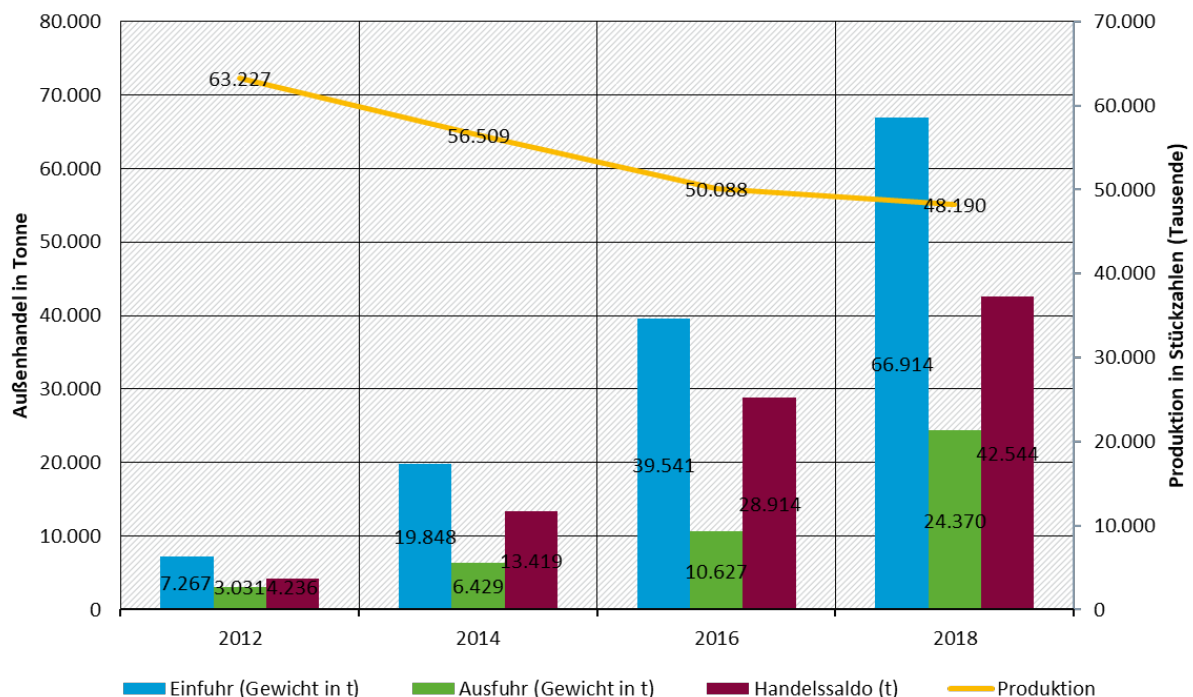
Die Anwendung von Li-Ionen Akkus hängt vom Batterietyp ab. Der Begriff „Batterie“ ist ein Überbegriff für Energiespeichersysteme; man unterscheidet Primärbatterien (keine erneute Aufladung) und Sekundärbatterien/Akkumulatoren (erneute Aufladung). Das Batteriegesetz (BattG) schließt Akkumulatoren in den Begriff der „Batterie“ ein (UBA 2012). Gemäß BattG wird zwischen **Gerätebatterien, Industriebatterien und Fahrzeugbatterien** unterschieden (GRS 2013):

- ▶ Gerätebatterien sind gekapselt und können in der Hand gehalten werden. Darunter fallen unter anderem alle Batterien für Mobiltelefone, Spielzeuge, schnurlose Elektrowerkzeuge und Haushaltsgeräte.
- ▶ Industriebatterien werden ausschließlich für industrielle, gewerbliche oder landwirtschaftliche Zwecke eingesetzt, z.B. Batterien für Geräte mit Elektroantrieb, wie Fahrräder, Autos (Elektrofahrzeuge oder Hybridfahrzeuge) oder Rollstühle.
- ▶ Fahrzeugbatterien sind solche Batterien, die für den Anlasser, die Beleuchtung oder für die Zündung von Fahrzeugen bestimmt sind (Starterbatterien).

5.4.1.2 Produktion und Handel

Die **Datenbank GENESIS**⁶⁷ von Destatis liefert Informationen zum Außenhandel und Produktionswerten und -mengen diverser Güter, darunter auch Li-Ionen Akkumulatoren. Abbildung 19 zeigt die Entwicklung der Handelsströme der importierten und exportierten Li-Ionen Akkus von 2012-2018. Der Import von Li-Ionen Akkus hat sich seit 2012 etwa verzehnfacht. 2012 beträgt das Handelssaldo etwa 4,2 Mio. t, 2018 bereits **42,5 Mio. t**. Für die inländische Produktion liegt von Destatis (2020b) nur ein aggregierter Produktionswert nach Stückzahlen (und Produktionswert) für *Nickel-Cadmium-, Nickel-Metallhydrid-, Lithium-Ion-, Lithium-Polymer-Akkus* vor. Die inländische Produktion von Akkumulatoren nimmt seit 2012 kontinuierlich ab (etwa 24 %). Der Anteil (bzw. die Menge in t) der produzierten Li-Ionen Akkus ist nicht bekannt. Der Handelssaldo kann als grobe Annäherung für die in Deutschland verbleibende und verwendete Menge an Li-Ionen Akkus herangezogen werden. 2018 verbleiben demnach etwa 42 kt Li-Ionen Akkus in Deutschland.

Abbildung 19: Außenhandel mit Li-Ionen Akkus in t und inländische Produktion verschiedener Akkumulatoren in Stückzahlen, 2012-2018



⁶⁷ <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online>

Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis von Destatis 2020e; d)

5.4.1.3 Verwendung

Für **Gerätebatterien** liegen die verwendeten Mengen an Li-Ionen Akkus für 2010 vor (UBA 2012). Ca. **5.400 t** Li-Ionen Batterien (Primär und Sekundär) wurden in den Verkehr gebracht. Für Li-Ionen Akkus dominiert die Verwendung als Sekundärbatterie der Typengruppe Rund-/Prismatische Zellen oder Blockbatterie; Knopfzellenbatterien hingegen finden kaum Anwendung.

Für **Industriebatterien** liegen keine offiziellen Werte für Li-Ionen Akkus vor. Gemäß UBA (2011) sind die im Jahr 2009 ca. 60,6 kt in Verkehr gebrachten und zu 68 % erneut gesammelten Industriebatterien (ca. 41,2 kt) vorwiegend Bleibatterien (UBA 2011).

Eine Annäherung an genutzte Li-Ionen-Akkus (Industriebatterien) im Verkehr ist über die Bestandsstatistik der Elektro-Kfz in TREMOD möglich. In 2018 beläuft sich die Anzahl der rein elektrischen Fahrzeuge (Pkw) auf 68.518 Stück (Vergleich 20012: 5.828 Stück), Hybridfahrzeuge (Diesel und Benzin, mit externer Aufladung ⁶⁸) belaufen sich auf 55.700 Stück (Vergleich 2012: 191 Stück) (TREMOD (6.03) 2012). Da keine direkten Mengenangaben vorliegen, muss ein durchschnittliches Gewicht für die verbauten Li-Ionen Akkus angenommen werden. Als grobe Annäherung, können etwa 230 kg pro Li-Ionen Batterie (Kleinwagen) angenommen werden (MVV n.d.). Wird dieses Gewicht auf Elektro- und Hybridautos übertragen, sind 2018 etwa 28,6 kt Li-Ionen Akkus im Verkehr in Anwendung. Die Annäherung über ein Li-Ionen Akku-Durchschnittsgewicht impliziert hohe Unsicherheiten, wodurch die Ergebnisse nur als sehr vage eingestuft werden können. Li-Ionen Akkus in LKW, Bussen und weiteren Fahrzeugkategorien wurden nicht berücksichtigt, um die Unsicherheit des Ansatzes nicht weiter zu erhöhen. Die Bestände dieser Fahrzeugkategorien liegen in TREMOD (2020) differenziert vor.

Neben Produkten des täglichen Gebrauchs können und werden Li-Ionen Akkus auch für Speicherkraftwerke in größerem Maßstab (Megawatt Maßstab) gebündelt eingesetzt. Speicherkraftwerke werden im Zuge der Energiewende zukünftig an Bedeutung gewinnen. Beispielprojekte sind *M5BAT* in Aachen (5 MW, Inbetriebnahme 2016) oder „*Smart Region Pellworm*“ (560 kW, Start 2012) (BMWi 2015; Deutscher Bundestag 2017). Daten zu Speicherkraftwerken im Jahr 2010/2012 liegen nicht vor.

Die Kategorie **Fahrzeugbatterien** wird durch den Einsatz von Bleibatterien (als Anlasser) dominiert (GRS 2013), diese sind für die Fragestellung des Fallbeispiels irrelevant.

5.4.1.4 Entsorgung und Verwertung

UBA (2011) liefert differenzierte Massenangaben der in Verkehr gebrachten, zurückgenommenen und verwerteten Batterien nach Batteriesystemen einschließlich Sammelquote und Verwertungsquote für das Jahr 2009. Etwa 421 t Gerätebatterien basierend auf Li-Ionen Systemen und wurden einer stofflichen Verwertung zugeführt. Insgesamt wurden im selben Jahr 450 t Li-Ionen Akkus den Sammelstellen zugeführt (UBA 2011).

2009 wurden insgesamt etwa 41.240 t Industriebatterien zurückgenommen; die Verwertungsquote liegt bei nahezu 100 % (UBA 2015b). 2009 werden Industriebatterien jedoch (noch) durch Bleibatteriesysteme dominiert, sodass hier gemäß UBA (2011) keine Aussage zu Li-Ionen Akkus getroffen werden kann. Industriebatterien, wie auch die hierzu zählenden Akkus für E-Fahrzeuge, haben eine Lebensdauer zwischen 2-20 Jahren. Eine Aussage, wie viele Mengen im Jahr 2010 entsorgt bzw. stofflich verwertet werden, ist auf Basis der vorliegenden Datenbasis

⁶⁸ Hybridfahrzeuge ohne externe Aufladung werden in TREMOD als reine Verbrenner definiert und werden hier nicht berücksichtigt (TREMOD 2020).

nicht möglich. Hier bedarf es zur Ermittlung der im Jahr 2010 durch Batterieentsorgung und Verwertungsprozesse zu erwartenden Umweltwirkungen differenzierte Mengenangaben zu Li-Ionen Akkus der Kategorie Industriebatterien sowie deren Sammlungs- und Verwertungsquoten

Die Studie von Kwade und Bärwaldt (2012) gibt einen Überblick über mögliche Entwicklungen des Altbatterieaufkommens nach Batterievarianten für verschiedene Szenarien des Elektromobilitätssektors. Im Szenario „realistisch“ liegt im Jahr 2030 das Aufkommen bei 29.000 t Altbatterien, im Jahr 2015 werden zwischen **64 – 378 t** Altbatterien erwartet (Kwade / Bärwaldt 2012). Im Rahmen dieser Studie wird im Folgenden der Wert von 64 t stofflich entsorgter Li-Ionen Industriebatterien aus dem Fahrzeugbereich verwendet.

UBA (2011) und GRS (2013) gehen davon aus, dass der Anteil der im Jahr 2010 entsorgten und verwerteten Li-Ionen Batterien der Kategorie Fahrzeugbatterien (Anlasser) vernachlässigbar gering ist.

Resümee Datengrundlage:

Tabelle 17 zeigt die verfügbaren Daten zu Li-Ionen Akkus, sowie bestehende Lücken in einer Übersicht auf. In der Tabelle ist vermerkt, welche Daten zur Verknüpfung mit LCI Datensätzen genutzt werden.

Tabelle 17: Überblick Datenverfügbarkeit Li-Ionen Akkus

	Geräte-batterien	Industrie-batterien	Fahrzeug-batterien	Bemerkung
Inländische Produktion	Keine Differenzierung nach Batterien-Typ. Destatis: Produktionswert (€) und Produktionsmenge (Stück) von Nickel-Cadmium-, Nickel-Metallhydrid-, Lithium Ionen-, Li-Polymer-Akkus (aggregiert) (2010-2018)			Keine Aussage zu Li-Ionen Akkus möglich
Import/Export	Keine Differenzierung nach Batterien-Typ. Destatis: Einfuhr und Ausfuhr in Massenangaben (t) für Li-Ionen Akkus (2010-2018) Handelssaldo: 42,5 kt (2018)			Aussage für Menge der im Inland verbleibenden Li-Ionen Akkus. Keine Aussage zu Batterietyp und damit Produktion (und UW) möglich
Verwendung	5.400 t (UBA 2012) Differenzierung prismatische Zellen und Knopfzellen (2010)	Nicht in Masseneinheiten verfügbar 28,6 kt; Schätzwert: über Pkw-Anzahl der Elektro- und Hybridfahrzeuge in 2018 (TREMODO 2020)	-	Werte der verwendeten Industriebatterien können mit LCI Daten verknüpft werden. Schätzwert mit hoher Unsicherheit
Verwertung	421 t (UBA 2011) (Jahr 2009)	64 t (bis 378 t) (Kwade / Bärwaldt 2012) Annahme: Minimaler Wert für 2010	-	Keine differenzierten Angaben für Industriebatterien

Quelle: Eigene Zusammenstellung

5.4.1.5 LCI Datensätze

Li-Ionen Akkus bestehen aus mehreren Komponenten; der Anode, Kathode, Elektrolyte und Separatoren. Diese Komponenten wiederum bestehen aus weiteren, variablen Komponenten

(Schichtoxide, Olivine, Spinelle, Titanate, Metall-Legierungen; ionische/(an-)organische Flüssigkeiten) (Fraunhofer ISI 2010). Im Rahmen dieser Konzeptstudie werden die Umweltwirkungen bilanziert, die mit der Produktion des Endprodukts (Li-Ionen Akku) und der Verwertung einhergehen.

Aus ecoinvent 3.6 kann folgender LCI Datensatz für die **Produktion** eines (prismatischen) Li-Ionen Akkus herangezogen werden (vergleiche Tabelle 29 im Anhang):

- Market for battery production, Li-ion, rechargeable, prismatic, GLO,

Die Auswahl eines Datensatzes mit globalem Bezug (GLO) ist aufgrund der dominierenden Importmengen von produzierten Li-Ionen Akkus zulässig. Gemäß der IPCC 2013(GWP 100a) Impact Assessment Method fallen 7,88 kg CO₂-Äqv/kg Batterie an (siehe Link in Tabelle 29).

Für die **Verwertung** der gebrauchten Li-Ionen Batterie stehen zwei verschiedene Technologien zur Auswahl, die Hydrometallurgie und Pyrometallurgie. ecoinvent stellt hierzu individuelle Datensätze bereit. Für diese Konzeptstudie wurde folgender Datensatz ausgewählt, welcher eine Kombination beider Technologien umfasst (50:50):

- market for used Li-ion battery, GLO

Der ausgewählte Datensatz umfasst die mit der metallurgischen Aufbereitung verbundenen Umweltwirkungen. Ökobilanzstudien, die sich mit dem Recycling von Li-Ionen Akkus befassen, erteilen neben den Lasten auch Gutschriften bei der stofflichen Verwertung von Li-Ionen Akkus, da Primärrohstoffe (wie Kupfer, Nickel, Gold etc.) durch eine stoffliche Verwertung eingespart/substituiert werden (siehe Sutter / Buchert 2016). In ecoinvent werden diese Gutschriften für den Prozessschritt der Entsorgung nicht abgebildet.

Fokus: LCAs von Li-Ionen Akkus in der Mobilität

Als Alternative zu den oben genannten ecoinvent LCI Datensätzen, die jeweils nur den Scope der Produktion bzw. Entsorgung der Li-Ionen Batterie abdecken, untersuchen diverse Studien Treibhausgasemissionen von Elektrofahrzeugen über den gesamten oder Teile des Lebenszyklus. Die Informationen können für die zunehmende Anwendung von Li-Ionen im Bereich E-Mobilität interessant sein.

In einer Studie von AGORA und ifeu sind Ergebnisse diverser Studien zusammengetragen und gegenübergestellt. Die Treibhausgasemissionen umfassen verschiedene Lebensabschnitte eines Elektrofahrzeugs, u.a. die Batterieherstellung. Nicht betrachtet ist die Entsorgung des Fahrzeugs. Die Treibhausemissionen variieren zwischen 50-250 kg CO₂-Äqv. pro hergestellter Kilowattstunde Batteriekapazität (Helms et al. 2019). Der Beitrag der Batterieherstellung nimmt zwischen 7 und 27 % der Treibhausgasemissionen des Lebenswegs eines Fahrzeugs ein. Dominierend hinsichtlich der THG im Lebensweg ist in fast allen Studien die Nutzungsphase mit einem Beitrag von 42-70 %. Emissionsfaktoren der Batterieherstellung aus Helms et al. (2019) können genutzt werden, um Emissionen der Batterieproduktion speziell für die Anwendung von Li-Ionen Akkus im Mobilitätsbereich zu bemessen. Diese bieten den Vorteil, dass sie spezifischer sind als LCIs aus ecoinvent mit globalem Bezugsrahmen. Herausfordernd ist allerdings, dass als funktionale Einheit der Studien CO₂/kWh genutzt wird, sodass Daten zur Energiedichte und Gewichten der produzierten Li-Ionen Batterien vorliegen oder Annahmen zur Umrechnung getroffen werden müssen. Weiterhin werden (in den Studien) keine Elementarflüsse abgebildet, sodass keine (konsistenten) Aussagen zu weiteren Umweltwirkungen im Kontext der planetaren Grenzen getroffen werden können.

Fokus: Nutzung von Li-Ionen Akkus im Verkehr

Zur Quantifizierung der Umweltwirkungen der Nutzungsphase der Li-Ionen Akkus bedarf es der Überlegung, ob Umweltwirkungen (v.a. für CO₂ Emissionen), die primär durch den Stromverbrauch anfallen, den Li-Ionen Akkus angelastet werden sollen (siehe Kapitel 5.4.4). In diesem Fallbeispiel wird dies angenommen, wenngleich eine Allokation zum Verkehrssektor (hier: Elektromobilität) auch möglich und sinnvoll wäre. Eine Herausforderung ergibt sich weiterhin darin, den Stromverbrauch durch sämtliche Gerätebatterien und Industriebatterien zu ermitteln.

Um exemplarisch mögliche Umweltwirkungen der Nutzung von Li-Ionen Akkus rechnen zu können, wird im Fallbeispiel auf die Umweltwirkungen durch Li-Ionen Akkus im Mobilitätsbereich fokussiert. Erforderlich wäre, Daten zu verwendeten Li-Ionen Akkus in Stückzahlen vorliegen zu haben. Dies ist nicht der Fall, daher werden Li-Ionen Akkus über gemeldete Elektro- und Hybridfahrzeuge geschätzt. Mittels Emissionsfaktoren des Strommix können Aussagen (zumindest) zu CO₂ Emissionen getroffen werden. Annahmen (zur Fahrleistung) können aus BMUB (n.d.) übernommen werden. Als Jahresfahrleistung werden 12.000 km bei einem Strombedarf von 20 kWh/100km für rein-elektrische und 15 kWh/100 km für Hybridfahrzeuge angenommen. Angaben der in Deutschland gemeldeten Elektro- und Hybridfahrzeuge können aus TREMOD (2020) entnommen werden (vgl. Kapitel 5.4.1.3). Der Emissionsfaktor des deutschen Stromverbrauchs liegt 2018 bei ca. 518 g CO₂/kWh (Icha et al. 2019). Als Alternative zum Emissionsfaktor für CO₂, kann ebenso aus ecoinvent die Sachbilanz für den deutschen Strommix verwendet werden (ca. 583 g CO₂/kWh). Der Vorteil liegt in der Quantifizierung weiterer Umweltwirkungen (CO₂-Emissionen, Süßwassernutzung, (Wald-) Flächenumwandlung, N und P Ströme) einschließlich Vorketten durch den für den Betrieb der Elektrofahrzeuge produzierten Strom. Es ist anzumerken, dass die Sachbilanz aus ecoinvent den Strommix des Jahres 2016 abbildet. Im Rahmen der Konzeptstudie werden die Emissionsfaktoren von UBA (2019b) verwendet.

Exkurs: Rohstoffinput (Lithium) für Li-Ionen Akkus

Ziel der Konzeptstudie ist es, Grenzen für Rohstoffnutzungsmengen abzuleiten, in diesem Fallbeispiel soll durch Umweltwirkungen von Lithium-Ionen-Akkus auf Lithium geschlossen werden. Diese können den Sachbilanzen in ecoinvent entnommen werden. Wie zuvor in Kapitel 5.4.1.1 beschrieben, wird zwischen drei prinzipiell verschiedenen Akkumulatoren Anwendungen unterschieden; Geräte-, Industrie- und Fahrzeugakkumulatoren. Es ist davon auszugehen, dass sich Lithium Inputs je nach Akkumulator, Anwendung und Typ unterscheiden. Der Ansatz über das Produkt Li-Ionen Akkus maximale Nutzungsmengen für Lithium abzuleiten impliziert, dass möglichst exakt Inputmengen der Anwendungen berücksichtigt werden. Im Rahmen dieser Konzeptstudie kann dieser Aufwand nicht geleistet werden. Als erste Annäherung wird angenommen, dass die Produktions-Inputs aller Li-Ionen Akkus gleich sind. Die ecoinvent Sachbilanz (market for *battery production, Li-ion, rechargeable, prismatic, GLO*) wird als Referenz verwendet. Für die Produktion eines Kilograms Li-Ionen Akkus fließt 0,799 kg Li-Ionen Batteriezelle; diese benötigt pro kg Zelle 0,327 kg Lithium-Kathode (LiMn₂O₄ Kathode)⁶⁹. Pro Kilogramm Li-Ionen Akku werden demnach ca. **0,01 kg Lithium** als Input benötigt.

⁶⁹ ecoinvent *battery cell production, Li-Ion; GLO* <https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/UPR/5a80bd92-0b0f-4610-9cb1-db191f0159a8/8b738ea0-f89e-4627-8679-433616064e82>

5.4.2 Ergebnisse der Verknüpfung der Produktion und Verwendung mit LCI

Das Fallbeispiel Li-Ionen Akkus nimmt eine Produktperspektive ein, demnach wurden keine MFA/MSA untersucht, sondern Produktionsmengen/-massen und deren Verwendung analysiert (vergleiche Tabelle 17). Zur Produktion eines Li-Ionen Akkus sind neben Lithium zahlreiche weitere Rohstoffe verarbeitet. In ecoinvent werden in den Dokumentationen der verfügbaren LCIA zur Li-Ionen Akku Produktion sämtliche Inputs der Technosphäre aufgelistet. Diese umfassen u.a. Aluminium, Graphit, Mangan, Kunststoffe, Blei, und Stahl.⁷⁰ Sämtliche Rohstoffe des Li-Ionen Akkus sind demnach Teil der Endnutzung. Die Datenverfügbarkeit kann als sehr begrenzt eingeordnet werden, daher ist die Verknüpfung mit LCI Daten weder aus einer konsistenten Territorial- noch aus der Konsumperspektive möglich. Die im folgenden Kapitel dargestellten Ergebnisse zeigen Annäherungswerte zur Bemessung der Umweltwirkungen durch die Produktion der in Deutschland verbleibenden Li-Ionen Akkus. Weiterhin sind Ergebnisse zu möglichen Umweltwirkungen der Nutzungsphase von Li-Ionen Akkus (anhand des Stromverbrauchs des Anwendungsbereichs E-Mobilität) aufgezeigt. Schließlich werden auf Basis der verfügbaren Daten zu verwerteten Li-Ionen Akkus Umweltwirkung der Verwertung bilanziert.

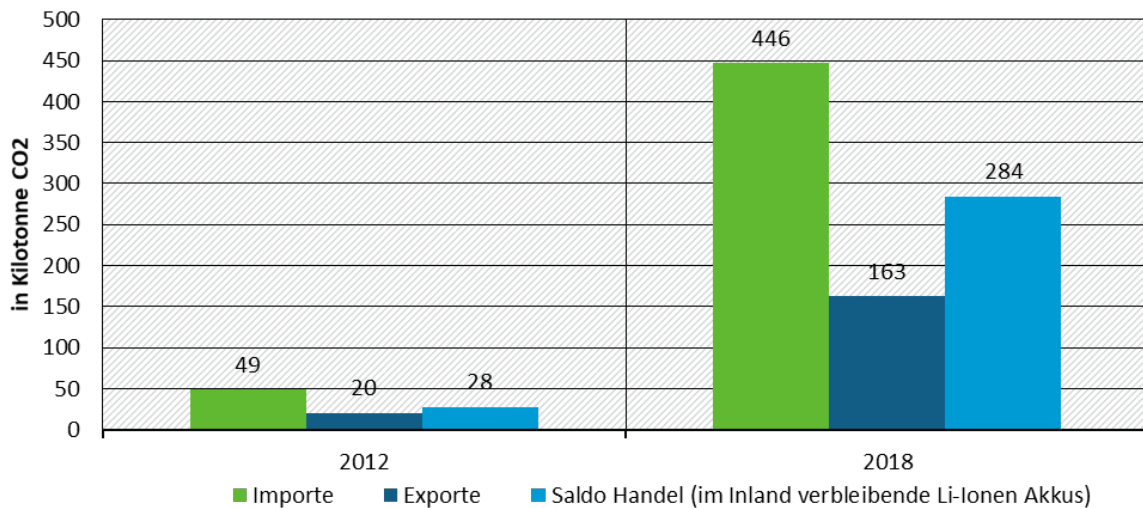
Produktion

Basierend auf der Übersicht der Datengrundlage (vgl. Abbildung 19) und den in Kapitel 5.4.1.5 ausgewählten LCIs können Umweltwirkungen der Produktion der importierten, exportierten und der im Inland verbleibenden Li-Ionen Akkus berechnet werden. Der Ansatz unterstellt, dass die produktionsbedingten Umweltwirkungen der im Inland verbleibenden Li-Ionen Akkus Deutschland angelastet werden, obwohl deren Produktion im Ausland stattfindet (analog zur Konsumperspektive in den anderen Fallbeispielen). Aufgrund der mangelnden Datenverfügbarkeit kann keine Aussage über Umweltwirkungen der tatsächlichen inländischen Produktion von Li-Ionen Akkus getroffen werden.

Abbildung 20 zeigt die produktionsbedingten Emissionen der gehandelten Li-Ionen Akkus, sowie der in Deutschland verbleibenden Akkus für 2012 und 2018. Der Zeitvergleich verdeutlicht die Dynamik der Li-Ionen Nachfrage. 2018 entstehen durch die Produktion der in Deutschland verbleibenden Li-Ionen Akkus etwa **283,8 kt CO₂**.

⁷⁰ Ebd. sowie ecoinvent Dokumentation *market for battery, Li-ion, rechargeable, prismatic, GLO*
<https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/b5f5813c-dbad-437d-b2a6-9eab7e161222/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce>

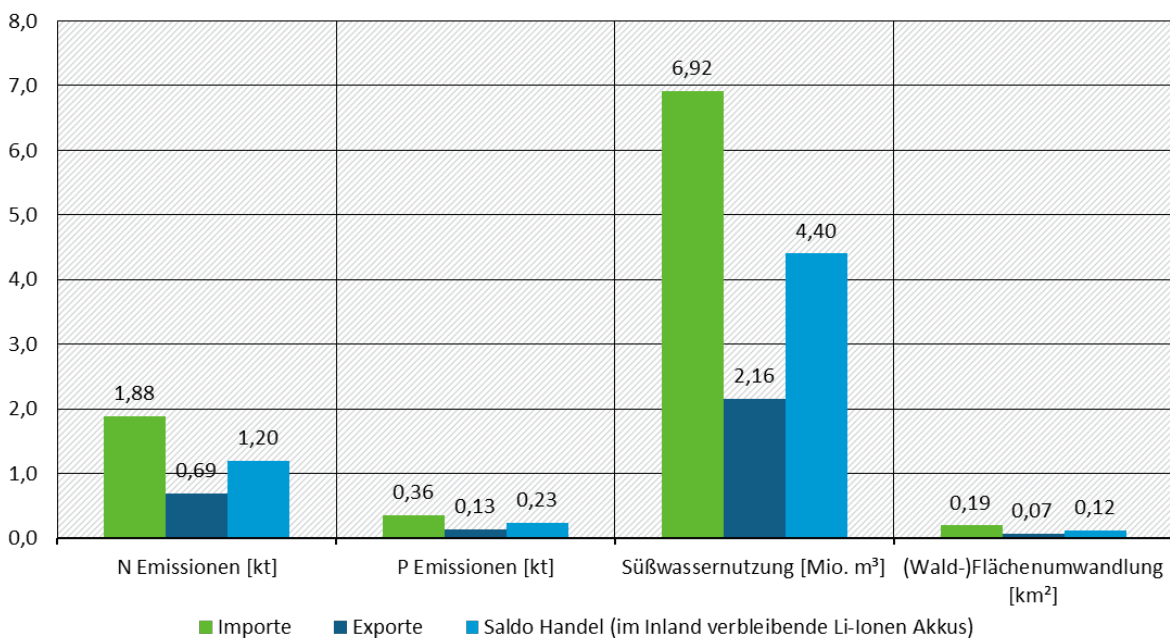
Abbildung 20: CO₂ Emissionen durch Produktion von Li-Ionen Akkus, 2012 und 2018 in kt (cradle-to-gate)



Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen auf der Basis von Destatis (2020a); Notter (2012)

2018 ist eine Verzehnfachung der Importe und Exporte zur verzeichnen (Vergleich Abbildung 19). Folglich liegen auch Emissionen um das 10-fache höher, wenn das aktuellere Jahr 2018 betrachtet wird. Gleiches gilt für die in Abbildung 21 dargestellten weiteren Umweltwirkungen. Stickstoffflüsse dominieren vor Phosphor Emissionen (Abbildung zeigt das Jahr 2018). Die Süßwassernutzung sticht mit etwa 4,4 Mio. m³ hervor.

Abbildung 21: Weitere Umweltwirkungen durch Produktion von Li-Ionen Akkus, 2018 (cradle-to-gate)

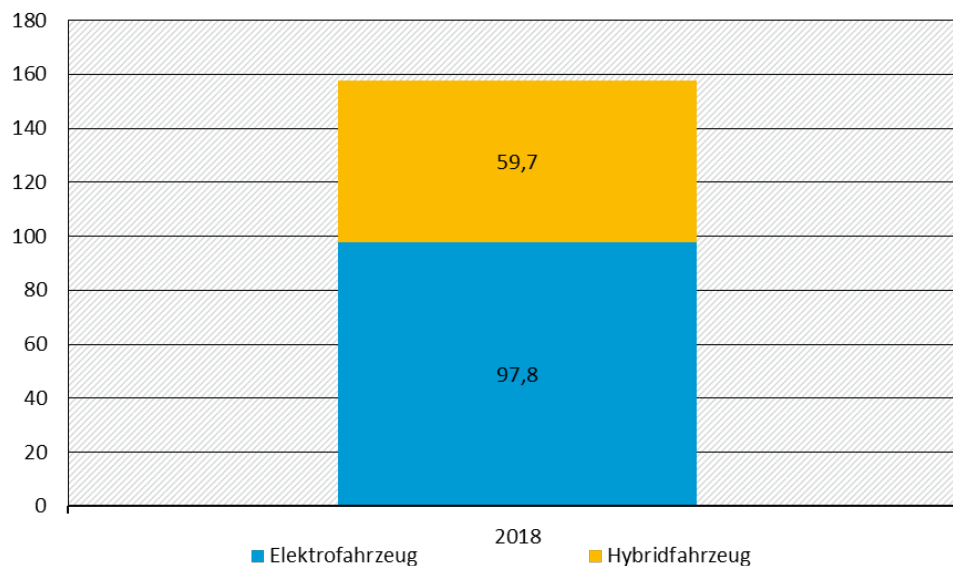


Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen auf der Basis von Destatis (2020a); Notter (2012). Für LCIs siehe Tabelle 29

Verwendung

Der Nutzung von Li-Ionen Akkus (in Elektro- und Hybridfahrzeugen, ausschließlich Pkw) werden im Fallbeispiel Umweltwirkungen (hier: CO₂ Emissionen), die durch den benötigten Stromverbrauch während der Nutzung der Fahrzeuge entsteht, vollständig den Li-Ionen Akkus zugeschrieben (vgl. Kapitel 5.4.1.5). Im Ergebnis fallen für das Jahr 2018 etwa **157,5 kt CO₂** Emissionen an. Die verwendeten Daten umfassen ausschließlich die Kategorie der Pkw.

Abbildung 22: CO₂ Emissionen durch den Stromverbrauch der Li-Ionen Akkus während der Nutzung (in Elektro- und Hybridfahrzeugen), 2018 in kt

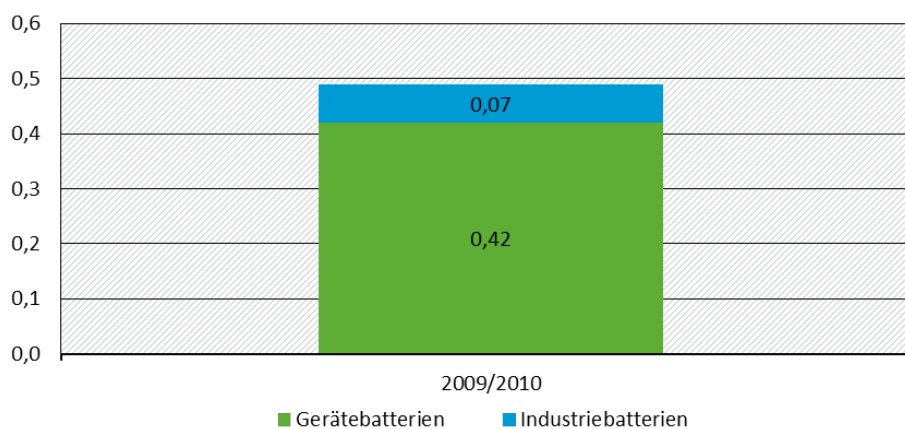


Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen basierend auf BMUB (n.d.); ecoinvent (2015); statista (2020a; b); UBA (2019b)

Stoffliche Verwertung

Basierend auf den in Kapitel 5.4.1.4 bekannten und annäherungsweise herangezogenen Mengen verwerteter Li-Ionen Batterien und dem in Kapitel 5.4.1.5 ausgewähltem LCI Datensatz werden Umweltwirkungen des Prozessschrittes Verwertung quantifiziert. Die Ergebnisse sind für CO₂ Emissionen in Abbildung 23 und für weitere Umweltwirkungen, wie N und P Emissionen, Süßwassernutzung sowie (Wald-) Flächenwandlung, in Abbildung 24 dargestellt.

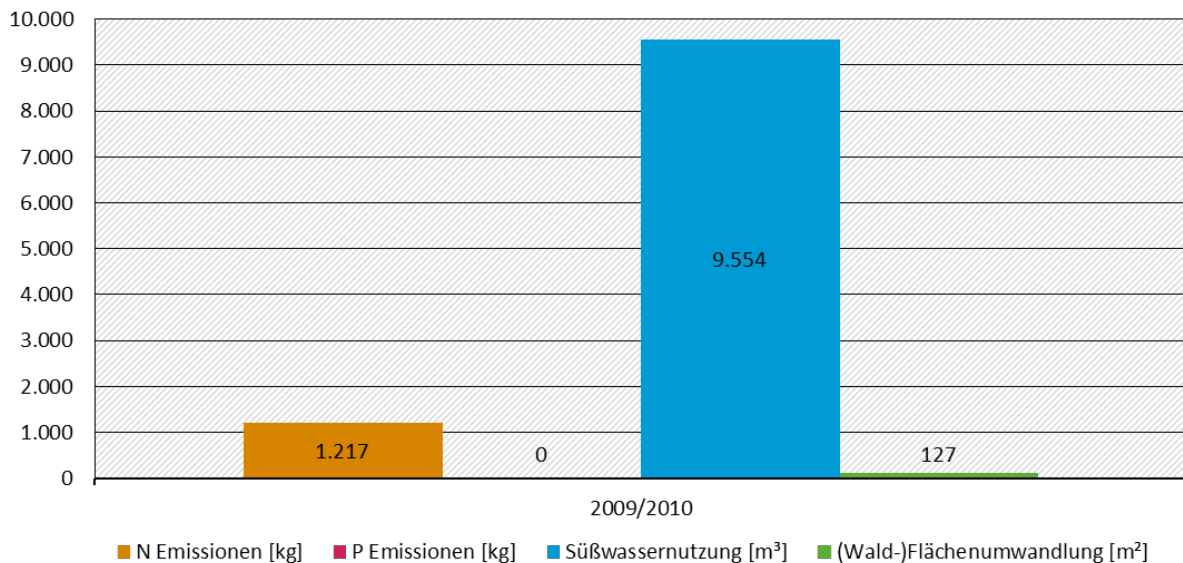
Abbildung 23: CO₂ Emissionen durch stoffliche Verwertung von Li-Ionen Akkus, 2009/2010 in kt



Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen basierend auf Hirschier (2012); Kwade / Bärwaldt (2012); UBA (2011)

Für das Jahr 2009/2010 sind etwa **0,5 kt CO₂** Emissionen auf die stoffliche Verwertung von Li-Ionen Akkus zurückzuführen. Die Unterteilung Geräte- und Industriebatterien zeigt, dass aufgrund der mengenmäßig zahlreicheren Zuführung von Gerätebatterien zur stofflichen Verwertung im Jahr 2009/2010 mehr Emissionen auf diese Kategorie zurückfallen. Unter den weiteren Umweltwirkungen der planetaren Grenzdimensionen dominiert die Süßwassernutzung mit ca. 9.500m³ (Abbildung 24).

Abbildung 24: Umweltwirkungen durch Verwertung von Li-Ionen Geräte- und Industriebatterien



Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen basierend auf Hirschier (2012); Kwade / Bärwaldt (2012); UBA (2011). Für LCIs siehe Tabelle 29

Die Prognose von Kwade und Bärwaldt (2012) sieht für 2030 eine Zunahme des Altbatterienaufkommens für Industriebatterien aus Elektrofahrzeugen um das 450-fache vor (Kwade / Bärwaldt 2012). Wird eine 100 % stoffliche Verwertung unterstellt, ist durch Verrechnung mit dem LCI Datensatz aus ecoinvent (Stand 2012) anzunehmen, dass die Umweltwirkungen durch die Entsorgung von Industriebatterien aus dem Mobilitätsbereich um ein Vielfaches steigen werden (ca. 29,8 kt CO₂ in 2030 durch Industriebatterien). Die Verknüpfung mit der ecoinvent Sachbilanz berücksichtigt keine Änderungen des Strommixes.

Die Ergebnisse für Produktion (283,8 kt CO₂) und Nutzung (157,5 kt CO₂) von Li-Ionen Akkus summieren sich auf etwa **441,3 kt CO₂** Emissionen in 2018. Die Schätzungen für die stoffliche Entsorgung (2009/2010) werden für die folgenden Berechnungen des Anteils der Li-Ionen an der gesamten Umweltwirkung (2018) nicht weiter berücksichtigt.

5.4.3 Anteil Li-Ionen Akkus an Umweltwirkungen

Die summierten CO₂ Emissionen der Produktion und Nutzung belaufen sich auf 441,3 kt CO₂ in 2018, wenn für die Nutzung ausschließlich die Li-Ionen Akkus im Verkehr betrachtet werden. Die territorialen CO₂ Emissionen in Deutschland belaufen sich auf 755,4 Mio. t CO₂. Li-Ionen Akkus haben mit 441,3 kt CO₂ demnach einen Anteil von **0,058 %** an der gesamten Umweltwirkung.

Im Fallbeispiel Li-Ionen-Akkus wird das ethische Prinzip der Gleichheit sowie der Souveränität genutzt. Unter Fortschreibung des Anteils der Umweltwirkungen lässt sich ein Budget für CO₂ Emissionen ermitteln, welches durch die Produktion, Nutzung und Entsorgung von Li-Ionen

Akkus im Rahmen des sicheren planetaren Handlungsspielraums genutzt werden kann. Tabelle 18 zeigt das ermittelte Budget auf Basis des ermittelten Anteils an der gesamten Umweltwirkung.

Tabelle 18: Nutzungsmenge für Li-Ionen Akkus und Lithium

Operationalisierungsansatz	Restbudget Deutschland [Gt CO ₂]	Verbleibendes Budget für Li-Ionen Akku Produktion und Nutzung [t CO ₂] (0,058 % in 2018)
Gleichheitsprinzip (Verteilung globales Budget ab 2020)	3,75	2.190.837
Souveränität	6,65	3.885.084

Quelle: Eigene Berechnung

Nach dem Gleichheitsprinzip beläuft sich das Restbudget für Produktion und Nutzung auf ca. 2,2 Mio. t CO₂; nach dem Souveränitätsprinzip auf 3,9 Mio. t CO₂.

Das verbleibende Budget für Li-Ionen (in CO₂) kann mit **dem Emissionskoeffizienten 6,67 t CO₂/t Li-Ionen Akku** (LCI Sachbilanz Batterieproduktion, vgl. Kapitel 5.4.1.5) in Masseneinheiten umgerechnet werden (Tabelle 19). In einem nächsten Schritt kann von der im Rahmen der planetaren Grenze (Klimawandel) maximal verträglichen Li-Ionen Akkumenge (in t) auf die verträgliche Nutzungsmenge für Lithium geschlossen werden. Hierfür wird angenommen, dass **pro Kilogramm Li-Ionen Akku etwa 0,01 kg Lithium als Input** benötigt wird (vgl. Kapitel 5.4.1.5). Alle Ergebnisse sind in Tabelle 19 zusammengefasst.

Tabelle 19: Verträgliche Nutzungsmenge für Lithium basierend auf Emissionen in 2018, in t

Operationalisierungsansatz	Verbleibendes Budget für Li-Ionen Akku Produktion und Nutzung [t CO ₂]	Maximale Nutzung Li-Ionen Akkus [t]	Maximale Nutzung Lithium [t]
Gleichheitsprinzip	2.190.837	328.415	3.284,2
Souveränität	3.885.084	582.389	5.823,9

Quelle: Eigene Berechnung

Dem Ansatz folgend ergibt sich auf Basis des Nutzungsniveaus von Li-Ionen Akkus in 2018:

- unter Verwendung des Gleichheitsprinzips eine verbleibende Nutzungsmenge von 3.284 t Lithium (für Li-Ionen Akkus).
- unter Verwendung des Souveränitätsprinzips eine verbleibende Nutzungsmenge von 5.824 t Lithium (für Li-Ionen Akkus).

Die Ergebnisse beruhen auf einer limitierten Datenverfügbarkeit und Annahmen. Es ist zu beachten, dass für die Ableitung der Lithium Nutzungsmenge von aggregierten CO₂ Emissionen durch die Produktion, Nutzung (in der Mobilität) und Entsorgung von Li-Ionen Akkus ausgegangen wurde. Dabei ist kritisch zu hinterfragen, ob Emissionen durch die Nutzung von Li-Ionen Akkus im Anwendungsbereich Verkehr für die Ableitung einer Rohstoffgrenze für Lithium einbezogen werden sollten, oder ob ausschließlich Umweltwirkungen (Emissionen) während

der Produktion und Entsorgung berücksichtigt werden sollten. Diese Frage gilt prinzipiell für jedes Produkt. Im Extrem würde man fragen, ob beispielsweise dem Stahl, der in einer Heizung verbaut ist, auch das Öl oder Gas, das durch die Heizung fließt, zuzuordnen ist; dies Beispiel zeigt, wie herausfordernd die Zuordnung werden würde. Der Ansatz, von einer Produktperspektive auf maximale Rohstoffmengen zu schließen, ist mit hohen Unsicherheiten verbunden und damit sehr kritisch zu betrachten.

Der Einfluss von recycelten Li-Ionen Akkus wurde aufgrund der limitierten Datenverfügbarkeit nicht berücksichtigt.

5.4.4 Herausforderungen und Limitierungen Li-Ionen

Eine Ableitung von Nutzungsgrenzen für Li-Ionen Akkus (und schließlich für den Rohstoff Lithium) aus dem Konzept der Planetaren Grenzen ist bedingt möglich. Folgende Herausforderungen stellen sich:

► Daten und Datenqualität

- Es liegen keine ausreichend differenzierten Informationen zu den in Deutschland produzierten Li-Ionen Akkus (in Masseneinheiten) vor. Auch eine Gliederung in Batterien-Typen (Gerätebatterien, Industriebatterien und Fahrzeugbatterien) liegt zum aktuellen Stand nicht vor.
- Es liegen nur begrenzt Daten zu verwendeten Li-Ionen-Akkus vor, eine Datenlücke ist insbesondere für Industriebatterien festzustellen.
- Ebenso liegen in ecoinvent nur begrenzt Ökobilanzen zur Produktion und Entsorgung von Li-Ionen-Akkus für Geräte und Industrie vor; durch die fehlenden Basisinformationen sind die Ergebnisse mit großen Unsicherheiten verbunden⁷¹.
- Bislang nicht quantifiziert sind außerdem weitere industrielle, gewerbliche oder landwirtschaftliche Einsatzbereiche (z.B. Not- oder Ersatzstromversorgung, Geräte in der Mess-, Steuer- und Regelungstechnik, sämtliche elektrische Antriebe (Fahrräder, Rollstühle), oder Batterien zur Verwendung bei Solarmodulen und photovoltaischen Anwendungen) (GRS 2013). Für eine umfassende ökobilanzielle Bewertung (der Produktion und Verwendung) bedarf es klarer Produktionsmengen diverser Akkus (Gewicht/Anteil der verbauten Li-Ionen Akkus im Endprodukt), Nutzungsstrukturen (Stromverbrauch) und Entsorgungsmengen, sowie entsprechend differenzierte Sachbilanzen zur Produktion.

► Annahmen und Setzungen

- Im Fallbeispiel Li-Ionen Akkus wird sehr deutlich, dass die CO₂-Emissionen vor allem vom Strommix abhängen. Im Fallbeispiel wurden die CO₂-Emissionen des Stroms, der

⁷¹ ecoinvent liefert über Sachbilanzen diverse Inputs der Technosphäre für die Batterieproduktion, u.a. auch für Lithium (bzw. Lithiumverbindungen, Li-Batteriezellen). Die Daten geben einen ersten Anhaltspunkt, liegen jedoch aggregiert für einen repräsentativen Produktionsprozess (*battery production; GLO*) vor und sollten demnach weiter (für Li-Ionen Akkutypen) differenziert und validiert werden.

Methodik der Ökobilanzen folgend, dem Li-Ionen Akku zugeordnet, sowohl bei der Produktion als auch bei der Nutzung der Akkus.

- Die Dynamik der Nachfrage nach Lithium-Ionen-Akkus ist eine weitere Herausforderung. Lithium-Ionen-Akkus sind für die Transformation des Energiesystems erforderlich, daher erscheint die Fortschreibung heutiger Anteile an Umweltwirkungen falsch.
- Im Zuge der Energiewende werden sich ferner die Umweltwirkungen ändern. Auch dadurch ist eine Ableitung von Mengen auf der Basis heutiger Technologien eingeschränkt.

► Sonstiges

- Um von Li-Ionen Akkus auf maximale Rohstoffmengen (in Fallbeispiel Lithium) schließen zu können, mussten sehr viele Annahmen zur durchschnittlichen Batteriegrößen, Typen und durchschnittlichen Rohstoffgehalte getroffen werden. Das Ergebnis ist bestenfalls als vage einzuschätzen. Es ist kritisch abzuwägen, ob es sinnvoll und plausibel ist, Rückschlüsse für den Rohstoff (Lithium) über Produkte (Li-Ionen Akkus) abzuleiten.

Weitere Li-Ionen Akku spezifische Herausforderungen sind:

- Ein Recycling (oder die Beseitigung) nicht mehr funktionstüchtiger Li-Ionen Akkus findet zeitversetzt statt. Die nutzbare Lebensdauer des Li-Ionen Akkus hängt hierbei stark von der Art der Nutzung (Einsatzbereich) und den Lagerungsbedingungen ab. Die Bandbreiten reichen von 2-10 Jahren Lebensdauer bei Industriebatterien (UBA 2015b). Differenzierte Daten zu stofflich verwerteten bzw. entsorgten Mengen von Li-Ionen Akkus liegen nur für Gerätebatterien vor.
- Einige Ökobilanzstudien erteilen Gutschriften bei der stofflichen Verwertung von Li-Ionen Akkus, da Primärrohstoffe (wie Kupfer, Nickel, Gold etc.) durch eine stoffliche Verwertung eingespart/substituiert werden. In ecoinvent werden diese Gutschriften für den Prozessschritt der Entsorgung nicht abgebildet. Es entsteht also eine Diskrepanz, wenn in der Sachbilanz nur ein Prozessschritt wie in ecoinvent (z.B. hydrometallurgische Aufbereitung) oder weitere Aspekte (Recycling), welche Gutschriften durch Einsparung von Primärmaterial zulassen (siehe Sutter / Buchert 2016), einbezogen werden sollen.

5.4.5 Übertragbarkeit auf weitere abiotische Ressourcen

Analog zu den Beispielen Erdöl & Kupfer gilt für Lithium-Ionen-Akkus, dass für die Übertragbarkeit insbesondere die Kriterien der Nutzung des Rohstoffs/ Produkts sowie der Hauptumweltwirkung(en), welche durch Abbau Nutzung und Recycling entsteht/entstehen, relevant sind. Dabei ist die Frage leitend, inwieweit es Rohstoffe bzw. Produkte gibt, bei denen davon ausgegangen werden kann, dass beim Abbau, der Verarbeitung, der Nutzung und dem Recycling ähnliche Umweltwirkungen auftreten wie in der Fallstudie.

Im Kapitel konnten bzgl. der Umweltwirkungen der Lithium-Ionen-Akkus die produktionsbedingten Emissionen der importierten bzw. exportierten Mengen, sowie die im Inland verbleibenden Mengen dargestellt werden, außerdem als Annäherung die Anwendung

der Akkus in der E-Mobilität (Stromverbrauch) für die Nutzungsphase. Die Analyse bestehender LCI-Datensätze ergab, dass die Treibhausgasemissionen von der Nutzungsphase dominiert werden, mit einem Beitrag von 42-70 %; außerdem entstehen durch Batterieherstellung 7-27 % der THG-Emissionen.

Denkbar wäre es vor diesem Hintergrund, die Ergebnisse auf weitere Akkumulatorentypen zu übertragen, wie bspw. Bleiakkumulatoren, Lithium-Polymer-, Lithium-Eisenphosphat-, Lithiumtitanat-Akkumulatoren. Hier wäre zu beachten, dass sich die Akkumulatorentypen in den Umweltauswirkungen unterscheiden; dies müsste bei einer Übertragung mitbeachtet werden (vgl. bspw. Nordelöf et al. (2014)).

5.5 Fallbeispiel 4: Kobalt

Kobalt kommt aufgrund seiner spezifischen Eigenschaften als Kobaltmetall oder Kobaltchemikalie in unterschiedlichen Bereichen zum Einsatz. In Deutschland wird Kobalt v.a. in wiederaufladbaren Batterien (als Kobaltchemikalie) und für Superlegierungen (als Kobaltmetall) genutzt. Die steigende Nachfrage für Li-Ionen Batterien impliziert auch für Kobalt, welches in Form unterschiedlicher Legierungen für Kathoden und Anoden eingesetzt wird, eine Erhöhung des Bedarfs. Für den Zeitraum 2017 bis 2030 wird mit einer global steigenden Nachfrage zwischen 7-13 % gerechnet (Alves Dias et al. 2018). Die Deutsche Rohstoffagentur (DERA) erwartet für Kobalt eine Verdopplung des Gesamtbedarfes von heute knapp 110.000 t auf etwa 187.500 t bis ca. 225.000 t im Jahr 2026. (DERA 2018)

5.5.1 Auswertung Datengrundlage

Zur Darstellung der Materialflüsse und -ströme von Kobalt wurden verschiedene MFA-Datensätze ausgewertet (vgl. Kapitel 3.1). Die Ergebnisse der untersuchten Datengrundlagen werden in den folgenden Kapiteln beschrieben.

5.5.1.1 MFA Datensätze

In 2010 fand 70 % der globalen Bergwerksförderung von Kobalt in der DR Kongo statt, wo Kobalt als Erz in Vergesellschaftung mit Kupfer vorkommt. Etwa 30 % der Weltprimärförderung stammt aus artisanalem Kleinbergbau. Größtes Raffinadeland ist China. Kobalt wird meist als Nebenprodukt des Kupfer- und Nickelabbaus und der Schmelze gewonnen. (DERA 2016; Öko-Institut e.V. 2017) Die Deutsche Rohstoffagentur erwartet für Kobalt eine Verdopplung des Gesamtbedarfes von heute knapp 110.000 t auf etwa 187.500 t bis ca. 225.000 t im Jahr 2026. (DERA 2018)

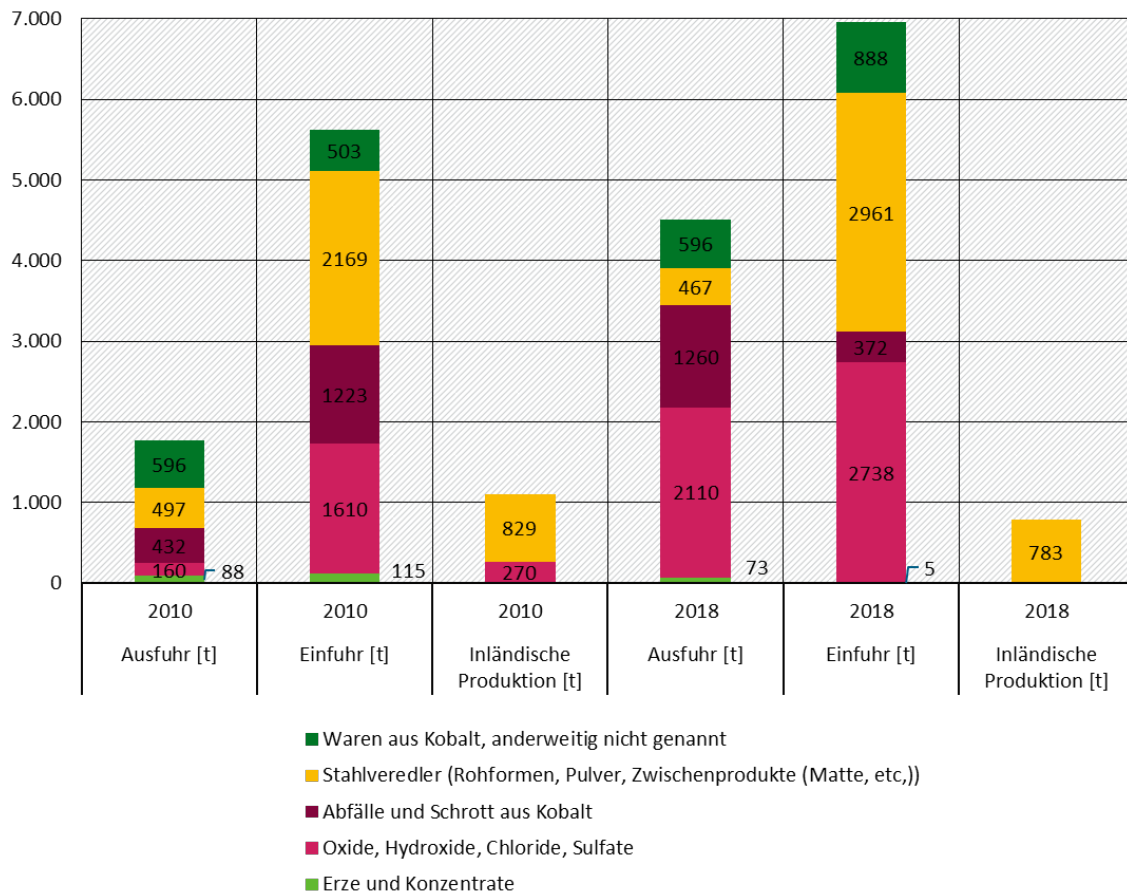
Die **Datenbank Genesis** von Destatis liefert detaillierte Angaben zur inländischen Produktion und Außenhandelsstatistik von Kobalterzen, Konzentraten, Kobaltverbindungen (Sulfate, Chloride), Stahlveredler (z.B. Kobaltpulver), sowie Waren aus Kobalt und Abfälle/Schrotte aus Kobalt.⁷² Die Mengen sind in Produktgewichten ausgewiesen und es ist unklar, wie der Kobalt-Metallgehalt in den Warengruppen exakt ist.

Unter der (theoretisch maximalen) Annahme, dass die Kobaltkonzentrationen in den genannten Warengruppen bei 100 % liegt und keine sonstigen Warengruppen Kobalt enthalten, liegt in 2010 der DMI_{Kobalt} bei 6.718 t und der DMC_{Kobalt} bei 4.947 t (Abbildung 25). Informationen zu durchschnittlichen Konzentrationen in den Warengruppen sind erforderlich, um die exakten Mengen abzuschätzen. Ferner benötigt man die Kobaltmengen in den weiterverarbeiteten

⁷² Warenverzeichnis: Kobalterz WA26050000; Kobaltverbindungen (WA28220000; WA28273930; WA28332930); Stahlveredler WA81052000; Waren aus Kobalt WA81059000; Abfälle und Schrotte aus Kobalt WA81053000

Produkten. Die Berechnung der Rohstoffindikatoren auf Basis der Außenhandels- und Produktionsstatistik kann daher nur als erste Annäherung genutzt werden.

Abbildung 25: Außenhandelsstatistik und inländische Produktion Kobalt, 2010 und 2018 in t

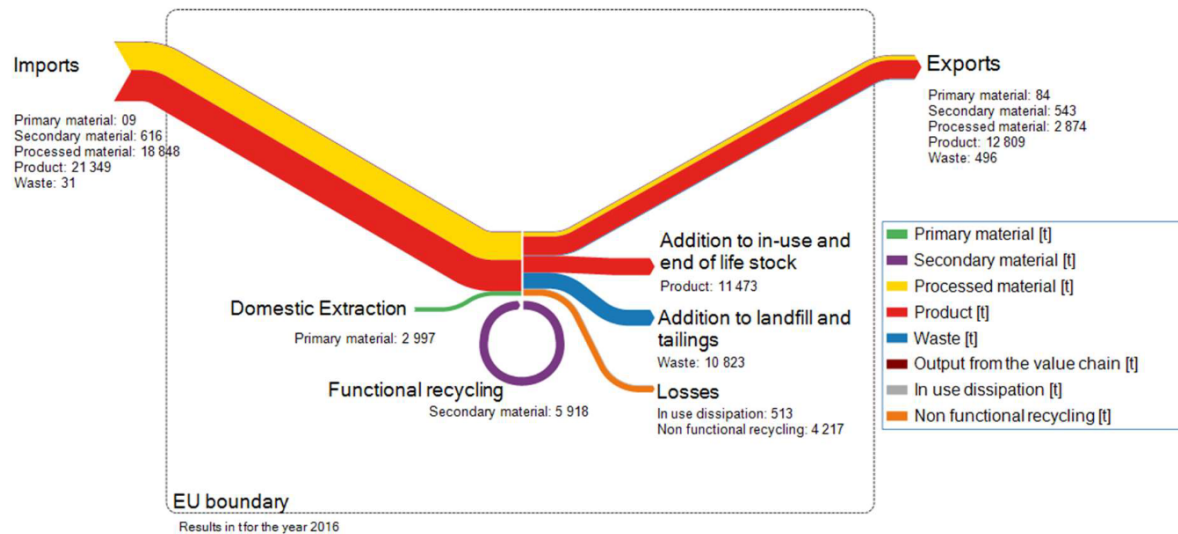


Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis von Destatis (2020b; a)

Die Bundesanstalt für Geowissenschaften (BGR) berichtet die gleichen Werte wie Destatis (BGR 2019). Zahlreiche Studien untersuchen die globale (oder europäische) Nachfrage und Szenarien, wie die Kobaltnachfrage insb. durch die Elektromobilität beeinflusst und steigen wird (z.B. (Buchert et al. 2019; DERA 2016; Wendl 2009). Die Daten von Destatis (2020a; b) lassen keine Aussage zur Verwendung von Kobalt in verschiedenen weiterverarbeiteten Produkten zu.

Das **Joint Research Centre** (JRC) unterhält auf europäischer Ebene ein umfangreiches Informationssystem zu Rohstoffen und Rohstoffflüssen u.a. auch differenzierte Daten zu Kobaltstoffströmen entlang der Wertschöpfungskette basierend auf dem Jahr 2016 (Abbildung 26). (JRC 2020; Matos et al. 2020)

Abbildung 26: Stoffstromanalyse für Kobalt in der EU27, in t (2016)



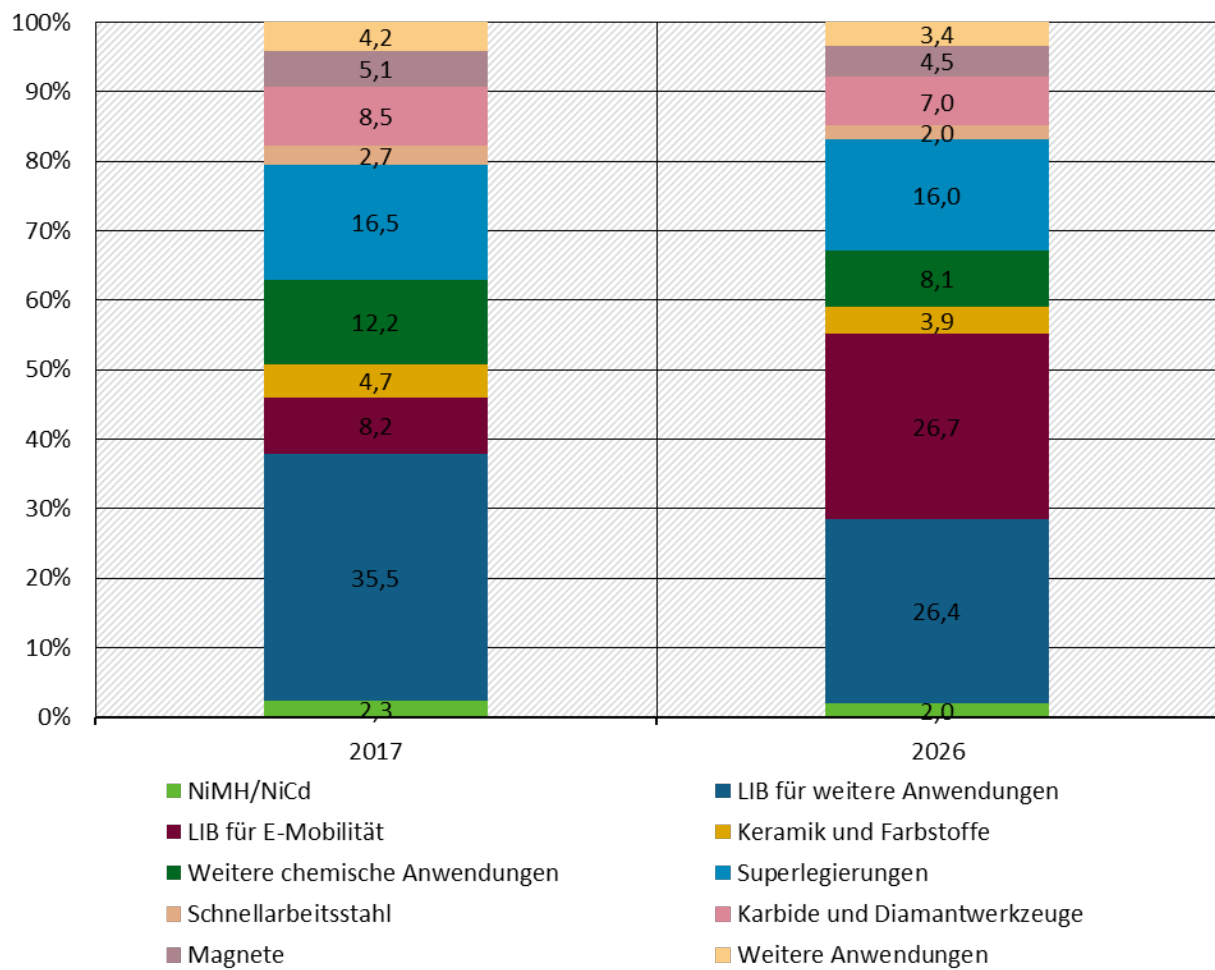
Quelle: Matos et al. (2020) CC BY 4.0

Gemäß den Ergebnissen der MSA für Kobalt in Abbildung 26 werden in der EU27 im Jahr 2016 etwa 40,8 kt Kobalt in Form von Primärmaterial, verarbeitetem Material, als Produkt und kobalthaltigem Abfall importiert. Von dem in der EU verwendeten Kobalt, fließen 11,4 kt Kobalt in Produkte, etwa 10,8 kt Kobalt enden auf Deponien oder Halden und 5,9 kt werden durch eine stoffliche Verwertung einer erneuten Verwendung zugeführt. Etwa 16,8 kt werden exportiert. (JRC 2020; Matos et al. 2020).

Die für die EU28 erhobenen Daten liegen (auch für weitere Rohstoffe) differenziert für einzelne Prozessschritte der Wertschöpfungskette vor und können demnach durch Verknüpfung mit LCI Daten (der jeweiligen Prozesse), eine grobe Aussage über Umweltwirkungen der Verarbeitung des in der EU verwendeten Kobalts liefern. Voraussetzung und Grundlage wäre dieselbe (MSA) Erhebung zu verwendeten Kobaltmengen in Produkten, Im- und Exporten, Abfällen und Recycling auch für Deutschland, um Umweltwirkungen durch die Kobaltnutzung in Deutschland abschätzen zu können.

Abbildung 25 zeigt die prozentuale Verteilung der Kobaltanwendungen in Deutschland in 2017, sowie der zukünftig zu erwartenden Verteilung. Über den Kobaltanteil der jeweiligen Anwendungen, sowie den konsumierten Mengen der jeweiligen Endprodukte, ließe sich annäherungsweise die verwendete Kobaltmenge aus Konsumsicht abschätzen. Ausgehend vom aktuellen Stand der Technik, müssen hierfür Annahmen zum (Mengen-)Anteil von Kobalt in den diversen Anwendungen getroffen werden, u.a. für Batterien, Farbstoffe, Superlegierungen, Magnete, Katalysatoren und weitere. Anwendungsfelder (z.B. Legierungen) sind stark differenziert, demnach ist die Setzung von aggregierten Kobalt-Anteilen mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. Eine verlässliche Aussage zu Nutzungsmengen aus Konsumsicht ist nach aktuellem Stand nur unzureichend möglich.

Abbildung 27: Verteilung der Kobaltverwendung (%) nach Anwendungen in 2017 und 2026



Quelle: Eigene Darstellung basierend auf DERA (n.d.)

Resümee Datenauswertung:

Im Rahmen der Konzeptstudie werden zur Quantifizierung der Umweltwirkungen von Kobalt Daten von Destatis (2020b; a) für verschiedene Warengruppen (in Produktgewichten) herangezogen. Die verwendete Datengrundlage lässt keine exakte Aussage zu Kobalt-Metallgehalten in den Warengruppen zu. Für die Verknüpfung mit LCI Datensätzen wird demnach angenommen, dass der Kobalt-Metallgehalt in den genannten Warengruppen bei 100 % liegt und keine sonstigen Warengruppen Kobalt enthalten. Da diese Annahme die tatsächlich verwendete Kobaltmenge vermutlich überschätzt, wird dieser Ansatz als „Maximalannahme“ bezeichnet,

Als ergänzende Berechnung wird ausschließlich der Handelssaldo der Warengruppe „Waren aus Kobalt“ sowie „Stahlveredler“ mit LCI-Daten verknüpft. Erneut wird dabei unterstellt, dass der Metallgehalt der Kategorie bei 100 % liegt. Da dieser Ansatz nur einen Teil der tatsächlichen Kobaltflüsse bewertet, wird diese Berechnung als „Minimalannahme“ bezeichnet. Zusammen ergeben die Minimal- und Maximalannahmen dann einen möglichen Betrachtungsraum für Umweltwirkungen der Kobaltbereitstellung.

5.5.1.2 LCI Datensätze

In ecoinvent sind nur wenige Datensätze für Kobalt verfügbar. Für die ökobilanzielle Bewertung und Verknüpfung mit vorhandenen MFA Daten bietet sich folgender (globale) Datensatz an (vergleiche Tabelle 29 im Anhang):

- market for cobalt, GLO

Gemäß der IPCC 2013 (GWP100a) Impact Assessment Method belaufen sich THG Emissionen durch die Kobaltverarbeitung (bzw. Kobaltmarkt) auf 11,41 kg CO₂-äqv./ kg Kobalt (siehe Link in Tabelle 29).

Der Marktdatensatz umfasst mehrere Aktivitäten, u.a. die Produktion von reinem Kobalt (cradle-to-gate, aus Kobaltoxiden) sowie die Aufbereitung gebrauchter Li-Ionen Batterien:

- treatment of used Li-ion battery, hydrometallurgical treatment – GLO
- treatment of used Li-ion battery, pyrometallurgical treatment - GLO
- cobalt production - GLO

Es liegen keine weiteren Datensätze etwa zur Extraktion (gate-to-gate) oder differenzierteren Verarbeitungsschritten (verschiedener Kobaltverbindungen (Oxide, Hydroxide) für Akkus, oder zur Stahlveredelung, Verarbeitung Pulver, Matten etc.) vor. Ausgewiesene ecoinvent Datensätze zu Kobalt haben einen globalen Bezug. Länderspezifische oder europäische Sachbilanzen existieren zum aktuellen Stand nicht. Eine regionale Differenzierung der Kobaltverarbeitung (z.B. artisanalem/kleinbergbaulichem Abbau und industrieller Förderung im Tage- und Untertagebau) für Erze und Konzentrate ist nicht möglich, kann ggf. aus ökobilanzieller Perspektive aber (leicht) unterschiedliche Umweltwirkungen implizieren.

Kobalt gilt als „gut recycelbarer Rohstoff“ mit einer End-of-Life Recyclingrate größer 50 % (Öko-Institut e.V. 2017). Vor dem Hintergrund der steigenden Nachfrage, geht die Deutsche Energie und Rohstoffagentur (DERA) davon aus, dass zukünftig das Recycling von Kobalt aus diversen Quellen (z.B. Katalysatoren, Schrotten, Legierungen, Magnete, Hartmetalle und vor allem Batterien) einen bedeutenden Beitrag zum Angebot des Industriemetalls leisten wird. (DERA n.d.) Die EU schätzt, dass 2030 etwa 10 % des Kobaltbedarfs der Automobilbranche aus recycelten E-Altfahrzeugen (bzw. Batterien) stammen wird (Alves Dias et al. 2018).

ecoinvent Sachbilanzen zum Recycling von Kobalt sind aktuell auf die Aufbereitung gebrauchter Li-Ionen Batterien limitiert. Weitere Recyclingprozesse von Abfällen/Schrotten zur Rückgewinnung von Kobalt liegen nicht vor.

Farjana et al. (2019) führen in Ihrer Studie eine Lebenszyklusanalyse (LCA) zur Kobaltproduktion (cradle-to gate) durch. Die Autor*innen verwenden in ihrer Studie (ebenfalls) verfügbare Datensätze aus der ecoinvent Datenbank, welche damit den oben aufgeführten Datensätzen gleichen.

Die Zuweisung von Umweltwirkungen während der Nutzung von Kobalt ist nicht möglich bzw. eröffnet Allokationsfragen (vgl. Li-Ionen Akkus). Da Kobalt in einer Reihe von Produkten (in geringen Mengen und als Verbindung mit weiteren Rohstoffen) Anwendung findet, ist die Allokation der Umweltwirkung – sofern diese während der Nutzung quantifizierbar ist - auf Produktebene eine zentrale Herausforderung. Diese Herausforderung stellt sich für nahezu alle weiteren Rohstoffe in den Fallbeispielen.

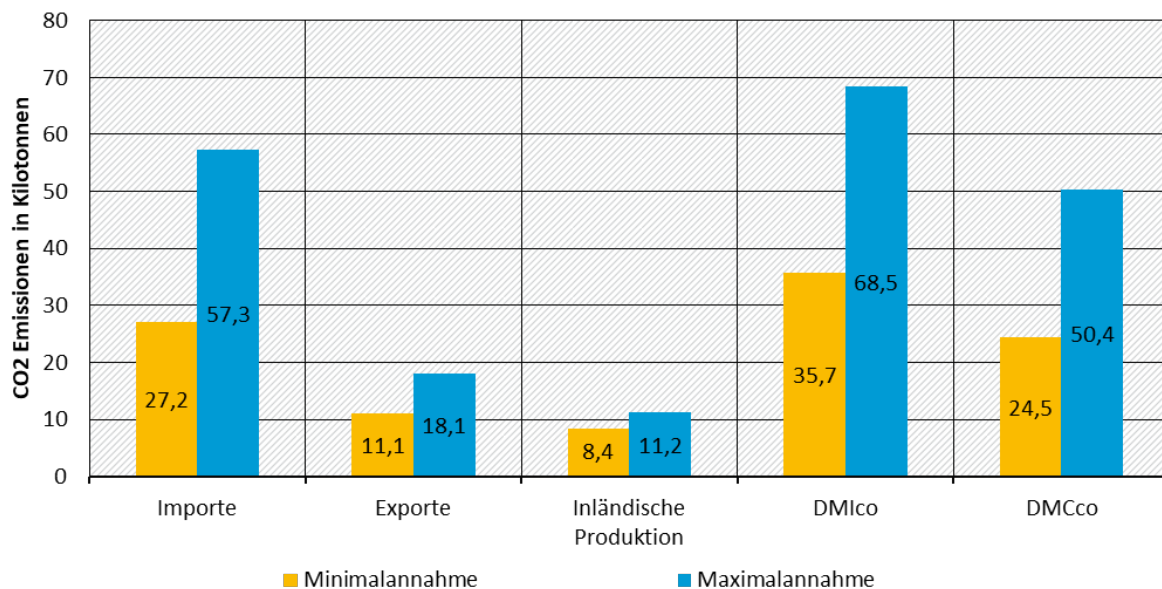
5.5.2 Verknüpfung MFA und LCI

Die Ergebnisse der Verknüpfung der vorliegenden Daten für Kobalt („Maximalannahme“ und Minimalannahme“) und Sachbilanzdatensätze aus ecoinvent sind in Abbildung 28 für CO₂ Emissionen zusammengefasst.

Die Verknüpfung der „Maximalannahme“ impliziert, dass unterschiedliche Verarbeitungsstufen von Kobalt (Waren, Rohform (z.B. Pulver), Kobaltverbindungen, Schrotte aus Kobalt) alle mit der gleichen Sachbilanz verrechnet werden, auch wenn diese lediglich die Verarbeitungsschritte bis zum reinen Kobalt umfasst. Weitere Verarbeitungsprozesse (z.B. zu Kobaltpulver) sind ökobilanziell nicht einbezogen. Weiterhin werden Abfälle und Schrotte mit der Sachbilanz verrechnet; diese müssten für eine konsistentere Berechnung mit einer separaten Sachbilanz zur Aufbereitung von Sekundärkobalt verknüpft werden.

Der oben ermittelte DMC_{CO} im Jahr 2010 verursacht unter der „Maximalannahme“ **50,4 kt CO₂** Emissionen („Minimalannahme“: 24,5 kt CO₂). Die ermittelten Werte können lediglich als erste Annäherung interpretiert werden, denn wie dargelegt liegen zum einen keine umfassenden Datengrundlagen zu weiteren kobalthaltigen Produkten vor, noch zur Verwendung von Kobalt und ferner umfasst der verwendete ecoinvent Datensatz nur die Umweltwirkungen (hier CO₂) von der Extraktion bis zum Konzentrat (cradle-to-gate). Eine Berücksichtigung verschiedener Produktions- und Verarbeitungsstufen (z.B. Ware, Halbzeug (Pulver), Legierung) ist, aufgrund nur wenig verfügbarer LCIs, nicht möglich.

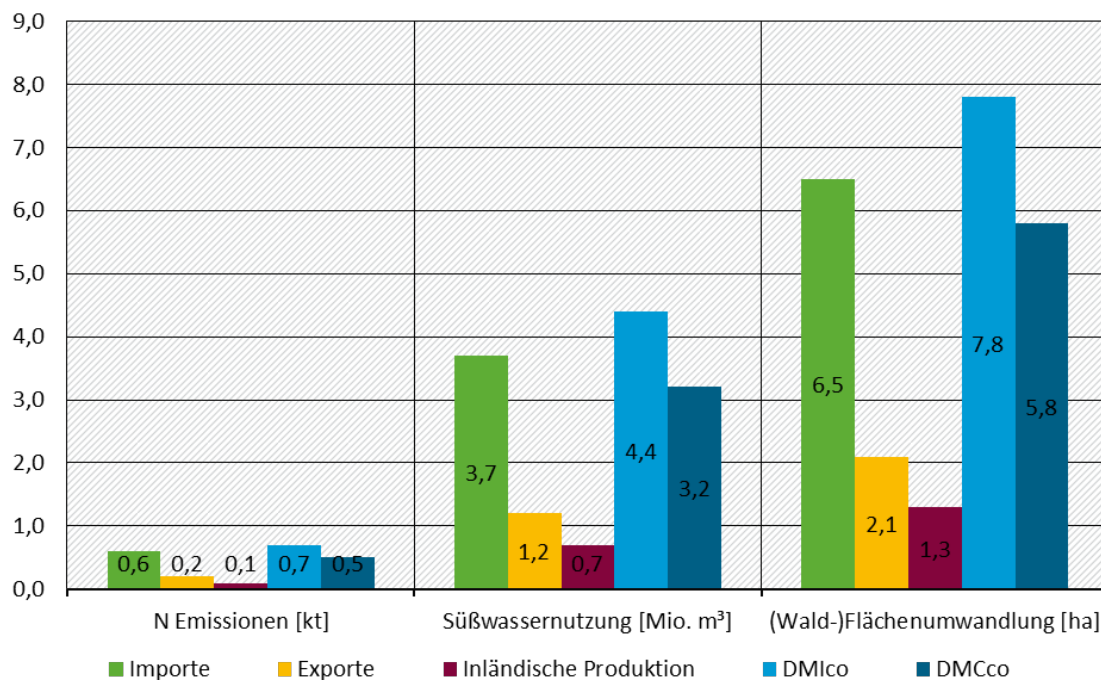
Abbildung 28: CO₂ Emissionen der Kobaltproduktion verbunden mit dem DMC_{Kobalt}, Minimal- und Maximalannahme, 2010 in kt



Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen auf der Basis von Destatis (2020a; b) und ecoinvent

Kobalt verursacht eine hohe Süßwassernutzung während der Produktion (ca. 0,65 m³/kg Kobalt). Da die Tonnagen der Kobaltverwendung (DMC_{Kobalt}) recht gering sind liegt die Süßwassernutzung bei ca. 3,2 Mio. m³ (vgl. Kupfer ca. 275 Mio. m³/a) (Abbildung 29).

Abbildung 29: Verschiedene Umweltwirkungen der Kobaltproduktion, Maximalannahme 2010



Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen auf der Basis von Destatis (2020a; b) und ecoinvent. Für LCIs siehe Tabelle 29

Die Transformation von Waldfläche zur Produktion von Kobalt liegt mit ca. $0,045\text{m}^2/\text{kg}$ Kobalt deutlich höher als vergleichsweise bei der Gewinnung/Extraktion von Kupfererz und Konzentrat (ca. $0,001\text{m}^2/\text{kg}$ Kupfer). Dies ist unter anderem darauf zurückzuführen, dass Kobalt meist als Koppelprodukt im Kupfer- oder Nickelbergbau (in deutlich geringeren Mengen bzw. Konzentrationen) gewonnen wird und durch den höheren Preis ein größerer Anteil an Flächennutzung Kobalt zugeordnet wird. Stickstoff- und Phosphorflüsse haben hingegen keine nennenswerte Relevanz.

5.5.3 Anteil Kobalt an Umweltwirkung

Zur Operationalisierung der planetaren Grenze wird für Kobalt das ethische Prinzip des Gleichheitsansatzes sowie das Fähigkeitsprinzip gewählt (siehe Kapitel 1.2). Die energieintensive bergbauliche Gewinnung trägt einen erheblichen Anteil der gesamten Emissionen der Kobaltverarbeitung (Farjana et al. 2019). Durch die Kobaltförderung gehen neben CO_2 Emissionen, Süßwassernutzung und Landnutzungswandel auch weitere Umweltwirkungen aus; insbesondere besteht ein hohes Risiko der Schwermetall- und Radioaktivitätsbelastung (Öko-Institut e.V. 2017). Letztere beide Kategorien werden im Konzept der planetaren Grenzen nicht berücksichtigt.

Für Kobalt wird aufgrund der Relevanz für die planetaren Grenzdimensionen, neben CO_2 , auch Süßwassernutzung und die Flächenwandlung zur Ableitung des Anteils an der gest. Umweltwirkung herangezogen. Die Ableitung verschiedener (prozentualer) Anteile in Anlehnung an drei verschiedene planetare Dimensionen bietet den Vorteil, dass klar aufgezeigt wird, welche Implikationen (und möglichen Spannweiten) für die Rohstoff-Nutzungsmengen entstehen. Tabelle 20 zeigt die jeweiligen Grenzen und ermittelten Anteile an der Umweltwirkung basierend auf der „Maximalannahme“. Der negative Wert des Landnutzungswandels bedeutet, dass das Kontingent der gewandelten Waldfläche Deutschlands

bereits verbraucht ist. Handlungsmöglichkeiten für überschrittene Grenzen werden in der Vertiefungsstudie analysiert.

Tabelle 20: Anteile der Kobaltverwendung an den gesamten Umweltwirkungen (Klimawandel, Süßwassernutzung und Landnutzungswandel)

	Klimawandel [Mio. t CO ₂]	Süßwasser- verbrauch [km ³ /a]	Landnutzungswandel (Wald) [km ² /a]
Gesamte UW (konsumbasiert, 2010)	938,0	13,0	-50,0
UW durch Kobalt	0,05	0,003	-0,058
Anteil an UW in %	0,005	0,025	0,115

Quelle: Eigene Berechnungen auf der Basis von Tabelle 29. UW: Umweltwirkung

Die ermittelten Anteile liegen allesamt unter 1 % und variieren zwischen 0,005 - 0,12 %. Der höchste Anteil geht von der zu erwartenden Landnutzungsänderungen für Waldfläche aus. Zur Ableitung der maximalen Nutzungsmengen werden die prozentualen Anteile jeder Dimension mit den jeweiligen nationalen Budgets und entsprechenden Umrechnungskoeffizienten (aus ecoinvent) verrechnet. Abbildung 23 zeigt die ermittelten (maximalen) Nutzungsmengen gemäß den beiden ethischen Prinzipien.

Tabelle 21: Maximale Nutzungsmenge für Kobalt

Dimension	Operationalisierung	Budget Deutsch- land ab 2020	Einheit	Budget Kobalt ab 2020 ⁷³	Einheit	Nutzungsmenge Kobalt	Einheit
Klimawandel (CO ₂ Emissionen)	Gleichheitsprinzip	3,75	Gt CO ₂	201.525	t CO ₂	19.776	t
	Fähigkeit (max.)	1,1474	Gt CO ₂	61.264	t CO ₂	6.012	t
	Fähigkeit (min.)	-0,69	Gt CO ₂	-37.081	t CO ₂	-3.639	t
Süßwassernutzung	Gleichheitsprinzip	43,22	km ³ /a	0,011	km ³ /a	16.446	t/a
	Fähigkeit	140,82	km ³ /a	0,035	km ³ /a	53.584	t/a
Landnutzungs- änderung (Wald)	Gleichheitsprinzip	0,056	Mio. m ²	63,97	m ²	5,49	t
	Fähigkeit	-		-		-	

Quelle: Eigene Berechnungen

⁷³ Bei Fortführung der Anteile an Umweltwirkungen in Tabelle 20. Zur Umrechnung verwendete Koeffizienten lauten: 10,19 kg CO₂/kg Kobalt; 0,65 m³/kg Kobalt und 0,012 m²/kg Kobalt.

⁷⁴ oberer (max.) sowie unterer (min.) Unsicherheitsbereich, (vgl. Tabelle 7)

Wird die Dimension Klimawandel angewandt, schwankt die verbleibende Nutzungsmenge zwischen 6 und 19 kt Kobalt. Zum Vergleich: der oben ermittelte DMC_{Kobalt} in 2010 lag bei knapp 5 kt Kobalt und die geschätzte Menge Kobalt, die nur für Batterien im Mobilitätsbereich gebraucht wird, liegt beispielsweise in 2030 in GreenEe1 bei rund 7 kt (Dittrich et al. 2020). Alves Dias et al. (2018) schätzen eine durchschnittliche Kobaltmenge von 5,5 kg pro Elektrofahrzeug (in 2017) (Alves Dias et al. 2018). In Deutschland sind 2010 etwa 28.900 Hybride und 1.590 E-Fahrzeuge gemeldet (statista 2020a; b). Unter der Annahme, dass die Kobaltmenge sowohl für Hybride als auch elektrische Fahrzeuge gilt, sind 2010 etwa 167 t Kobalt in Elektrofahrzeugen verbaut. Bei Erreichung der (ursprünglichen) Zielmarke von 1 Mio. Elektrofahrzeugen (Helms et al. 2016), würden etwa 5,5 kt Kobalt durch die E-Mobilität gebunden und damit die untere Nutzungsgrenze nur knapp unterschritten sein.

Ändert sich die Emissionsintensität der Energie, verändert sich in Folge auch die Emissionsintensität von Kobalt und damit auch die verbleibende Nutzungsmenge. Raffiniertes in die EU28 importiertes Kobalt stammt zu ca. 22 % aus DR Kongo; weitere Anteile von je etwa einem Zehntel haben die USA, Madagaskar, Norwegen, China, Zambia, Russland und weitere. Verminderte Emissionsintensitäten (seit 2010) könnten über regionale (aktuelle) LCIs berücksichtigt werden. Diese liegen zum aktuellen Stand nicht vor.

Nach der Dimension Süßwassernutzung ist hingegen pro Jahr ein Kobaltkonsum von 16 bis 54 kt denkbar. Wird die Nutzungsmenge anhand der Dimension Landnutzungswandel (Waldfläche) abgeleitet, steht Deutschland quasi kein Kobaltkonsum (nach dem Gleichheitsprinzip) zu; lediglich 5,5 t Kobalt könnten noch genutzt werden.

5.5.4 Herausforderungen

Das Beispiel Kobalt wurde gewählt, weil bekannt war, dass die Datengrundlagen nicht (vollständig) gegeben sind. Folgende Herausforderungen stellen sich in diesem Fallbeispiel:

► Daten und Datenqualität

- Kobalt ist aufgrund der geringen Mengen in keiner ökonomieweiten Stoffstromanalyse für Deutschland explizit ausgewiesen. Es liegen ferner keine Materialsubstanzzanalysen für Deutschland öffentlich zugänglich vor.
- Stoffstromdaten zu Kobalt müssten daher auf der Basis von Studien (wie DERA n.d.) generiert werden. Benötigte Annahmen sind beispielsweise, welcher Anteil kobalthaltiger Batterien in Autos, Laptops etc. enthalten ist, die importiert, exportiert bzw. in Deutschland genutzt werden.
- Materialsubstanzzanalysen liegen durch das Joint Research Centre für den europäischen Bezugsrahmen vor. Die differenzierten und qualitativ verlässlichen Rohstoffflüsse entlang der Wertschöpfungskette könnten, sofern diese auch für Deutschland vorliegen und zugänglich gemacht werden würden, für die Verknüpfung mit LCI Daten genutzt werden.
- Für Deutschland liegen Informationen über Kobaltflüsse über die Außenhandelsstatistik und Produktionsstatistik vor. Die wesentliche Problematik hier ist, dass Angaben zu tatsächlichen Metallgehalten in den Im- und Exporten fehlen und keine Informationen zu Kobaltgehalten in den weiterverarbeiteten Produkten (einschließlich Importen und

Exporten) vorliegen. Die Quantifizierung der Kobaltverwendung basierend auf den limitierten Mengenströmen der Produktions- und Außenhandelsstatistik ist nur rudimentär möglich.

- Es liegen nur begrenzt ecoinvent Sachbilanzen vor: derzeit verfügbare LCIs decken die Extraktion bis inkl. Produktion von Kobalt ab, sowie der stofflichen Aufbereitung von Li-Ionen Batterien. LCIs zur Weiterverarbeitung liegen nicht vor, weiterhin ist lediglich ein globaler Bezugsrahmen verfügbar, regionale Unterschiede der Kobaltverarbeitung können nicht berücksichtigt werden.
- Am Fallbeispiel Kobalt zeigt sich auf Ebene der Produkte eine Herausforderung, die für viele Stoffströme zutrifft. Produkte bestehen aus der Verbindung diverser Rohstoffe, bspw. Kobalt als Bestandteil der Lithium-Ionen-Batterien. Um die Umweltwirkung eines Rohstoffes auf Produktebene zu beantworten, müsste in diesem Fall der Anteil von Kobalt in der Batterie und an der Gesamtumweltwirkung der Batterien bekannt sein.

► Annahmen und Setzungen:

- Weiterhin zeigt sich – unabhängig der genannten Herausforderungen und Limitierungen der MFA und LCI Verknüpfung – die große Bandbreite an möglichen und stark divergierenden Schlussfolgerungen für die Kobalt-Nutzungsmengen, je nachdem, welcher Operationalisierungsansatz (Wahl des ethischen Prinzips) und welche planetare Grenz-Dimension gewählt wird.

► Sonstiges:

- Es zeigen sich Inkonsistenzen für die Operationalisierung der planetaren Grenz-Dimension Landnutzungswandel (bzw. veränderte Waldfläche). Der Verlust an Waldfläche findet vor allem im Ausland bzw. auf globaler Ebene statt. Das Deutsche Budget bezieht sich hingegen auf das deutsche Territorium. Die Problematik eines inkonsistenten Bezugsrahmens, lässt sich auch auf die Dimension Süßwassernutzung übertragen. Eine Lösung kann darin liegen ein für Deutschland geltendes Budget festzulegen, welches die bereits durch den deutschen Konsum gewandelte Waldfläche im Ausland stärker berücksichtigt.
- Ferner werden relevante Umweltwirkungen, die durch die Kobaltverarbeitung entstehen, wie Radioaktivität und Toxizität, nicht im Konzept der PG berücksichtigt und können demnach nicht in die Ableitung einer maximalen Nutzungsgrenze einbezogen werden.

Am Beispiel Kobalt sollte beispielhaft untersucht werden, welche Datensätze erforderlich sind, folgende Liste nennt Maximalforderungen und gilt für alle Rohstoffe:

- Importe und Exporte: Anteil Metall in allen Warengruppen (Erze + Konzentrate, Halbzeug und verarbeitete Produkte sowie Abfälle). (JRC 2020; MinFuture 2019)
- MSAs; die existierenden JRC-Infos zu Rohstoffflüssen (oder vergleichbare Erhebungen) werden für Deutschland benötigt

- ▶ LCA: Verarbeitungsstufen bis zum Konzentrat (Metallgehalt ~100 %) sowie für repräsentative Produkte, dabei
 - Unterscheidung Extraktionsprozesse, wenn diese unterschiedlich sind (artesanale vs. industriell)
 - Unterscheidung Verarbeitungsprozesse, wenn diese unterschiedlich sind
 - Trennung zwischen Primär- und Sekundäraufbereitung
- ▶ Zukünftige Umweltwirkungen können sich ändern, wenn Energiesystem sich ändert. Demnach sind aktuelle Sachbilanzen mit regionalem Bezug relevant.

5.5.5 Übertragbarkeit auf weitere abiotische Ressourcen

Analog wie für die vorherigen Fallbeispiele Erdöl und Kupfer gilt, dass für die Übertragbarkeit insbesondere die Kriterien der Nutzung des Rohstoffes sowie der Hauptumweltwirkung(en), welche durch Abbau, Nutzung und Recycling entsteht/entstehen, relevant sind. Dabei ist die Frage leitend, inwieweit es Rohstoffe (oder Produkte) gibt, bei denen davon ausgegangen werden kann, dass beim Abbau, der Verarbeitung, der Nutzung und dem Recycling ähnliche Umweltwirkungen auftreten wie bei dem Rohstoff Kobalt der Fallstudie.

Wie hier ausgeführt konnten potentielle Grenzen für den Kobalteinsatz in Bezug auf die CO₂-Emissionen sowie durch den Landnutzungswandel identifiziert werden. Je nach Regionalisierungsprinzip und konkrete Operationalisierung derselben ist entweder der Klimawandel oder der Landnutzungswandel relevanter für die Begrenzung der Kobaltmenge. Die Energie stammt heute überwiegend aus fossilen Energieträgern. Wie bei den anderen Fallbeispielen gilt, würden die Produktionsprozesse mit Erneuerbaren Energien durchgeführt werden, wären die Treibhausgasemissionen somit ein weniger limitierender Faktor.

Methodisch ist der MSA-Ansatz aufgrund der geringen Nutzungsmengen in dispersen Anwendungen weniger aufwendig als der ebenso denkbare Ansatz, Kobalt in einem IOT-Modell differenziert auszuweisen. Mit dem MSA-Ansatz wird die Rohstoffmenge (hier Kobalt), die zur Produktion der importierten Güter verwendet wurde, nicht erfasst. Mit einem IOT-Modell wäre die Abschätzung der vorgelagerten Mengen jedoch mit einer großen Unsicherheit behaftet. Dies trifft auf nahezu alle Rohstoffe zu, die in sehr kleinen Mengen in vielen dispersen Anwendungen (hier Geräte- und Industriebatterien, Keramiken, Farben, chemische Produkte oder Legierungen) verwendet werden.

5.6 Fallbeispiel 5: Aggregierter Ansatz

In diesem Fallbeispiel wird untersucht, ob und unter welchen Annahmen und Setzungen es möglich ist, Umweltwirkungen der gesamten bzw. aggregierter Material- und Rohstoffströme in Deutschland zu quantifizieren und im Kontext der planetaren Grenzen eine (absolut oder jährlich) maximale Nutzungsmenge abzuleiten.

Für eine gesamtwirtschaftliche oder aggregierte Analyse ist die Frage der Perspektive relevant. Gängige Perspektiven sind die territoriale Perspektive (die z.B. der nationale Inventarbericht einnimmt), die Konsumperspektive (die z.B. im RMC eingenommen wird) oder die Produktionsperspektive (z.B. RMI). Aktuelle Studien haben nun eine weitere Perspektive hinzugefügt und die Umweltwirkungen von Rohstoffgewinnung und -verarbeitung hinzugefügt (z.B. Cabernard et al. (2019); Dente et al. (2018); IRP (2019)). In dieser Perspektive werden die Umweltwirkungen bis zu einem bestimmten Verarbeitungsgrad der Rohstoffe, sogenannte

Zielmaterialien (target materials), gemessen und addiert. Dente et al. (2018) definieren insgesamt 60 Zielmaterialien bezogen auf Japan, und rechnen die inländischen Umweltwirkungen (ohne Importe und vorgelagerte Umweltwirkungen) ein. Cabernard et al. (2019) verfolgen einen globalen Ansatz und unterscheiden 75 Zielsektoren, 88 sonstige Sektoren und 49 Zielregionen, insgesamt 3675 target-sector-regions. Im „Zielmaterialien-Ansatz“ ist die Definition der jeweils gewählten Zielmaterialien entscheidend. Der Ansatz kann zu einigen überraschenden Ergebnissen führen: so werden die Umweltwirkungen der Stromproduktion für die Produktion von Stahl berücksichtigt, die der Stromproduktion für den Bau von Autos jedoch nicht; die Umweltwirkungen der Papierproduktion werden berücksichtigt, nicht jedoch die Umweltwirkungen von Internetdienstleistungen. Nichts desto trotz soll in diesem Fallbeispiel der Frage nachgegangen werden, welche Umweltwirkungen allen Materialien zugeordnet werden kann. Im Gegensatz zu den zitierten Studien wird im Projekt KPG ein etwas anderer Ansatz ausprobiert, der auf der Verknüpfung von Materialflussdaten und Ökobilanzdaten beruht. Aus pragmatischen Gründen **wird in diesem Fallbeispiel auf Metalle fokussiert** und im Anschluss thematisiert, wie eine Übertragung auf alle abiotischen Rohstoffe aussehen könnte.

Das heißt, in diesem Fallbeispiel wird mittels der Hauptrohstoffkategorie Metalle ein Weg aufgezeigt, wie Umweltwirkungen durch den gesamtdeutschen Konsum metallischer Rohstoffe quantifiziert und im Kontext der planetaren Grenzen bewertet werden können. Neben der Ableitung einer akzeptierbaren maximalen Nutzungsmenge die im sicheren Handlungsspielraum der planetaren Grenzen liegt, ermöglicht dieses Fallbeispiel die Identifizierung der Herausforderungen und bestehenden Limitierungen, die bei der Verknüpfung von MFA und LCI Daten aller abiotischer Rohstoffe entstehen können (inkl. fossiler Rohstoffe und nicht-metallischer Mineralien).

Einen sehr ähnlichen -wenn auch nicht regionalisierten- Ansatz verfolgen Desing et al. (2020a). Die Autor*innen berechnen vor dem Hintergrund des planetaren Grenzkonzepts die Ressourcenverfügbarkeit (ERA -ecological resource availability) für 14 ausgewählte Metalle. Die ERA ist eine Methode zur Quantifizierung von globalen Ressourcenbudgets, die den sicheren Handlungsspielraum des Konzepts der Planetaren Grenzen berücksichtigen und diesen noch einhalten. Die Autor*innen kommen zu dem Ergebnis, dass auf Grundlage des ethischen Prinzips des Grandfathering bei gegenwärtigen Produktionstechniken und (globalen) Produktionsmengen die ERA-Budgets der betrachteten Metalle 40 Mal kleiner sind als die Produktionsmengen im Jahr 2016.

5.6.1 Auswertung Datengrundlage

5.6.1.1 MFA Datensätze

Als aggregierter Datensatz wird das Umweltökonomische Rohstoffmodell (URMOD) verwendet. Es ist die einzige, uns bekannte Datengrundlage, die die in Deutschland genutzten physischen Rohstoffmengen aus gesamtwirtschaftlicher Perspektive konsistent darstellt und gleichzeitig eine Vielzahl von einzelnen metallischen Rohstoffen ausweist (siehe Kap. 3.1.1).

In URMOD sind gegenwärtig Informationen zur letzten inländischen Verwendung von 17 verschiedenen Primärmetallen, sowie drei Sekundärmetallen enthalten und in Tonnen RME (Metallgehalt der Erze) in physischen Einheiten ausgewiesen. Eine Umrechnung der Rohmaterialäquivalente in Metallgehalte ist möglich. Die hybride Matrix im Modell, in der alle Metalle in physischen Einheiten hinterlegt sind und in physischen Einheiten berechnet werden, ist für die Genauigkeit der Ergebnisberechnung sehr wichtig (siehe z.B. Schoer et al. (2018)).

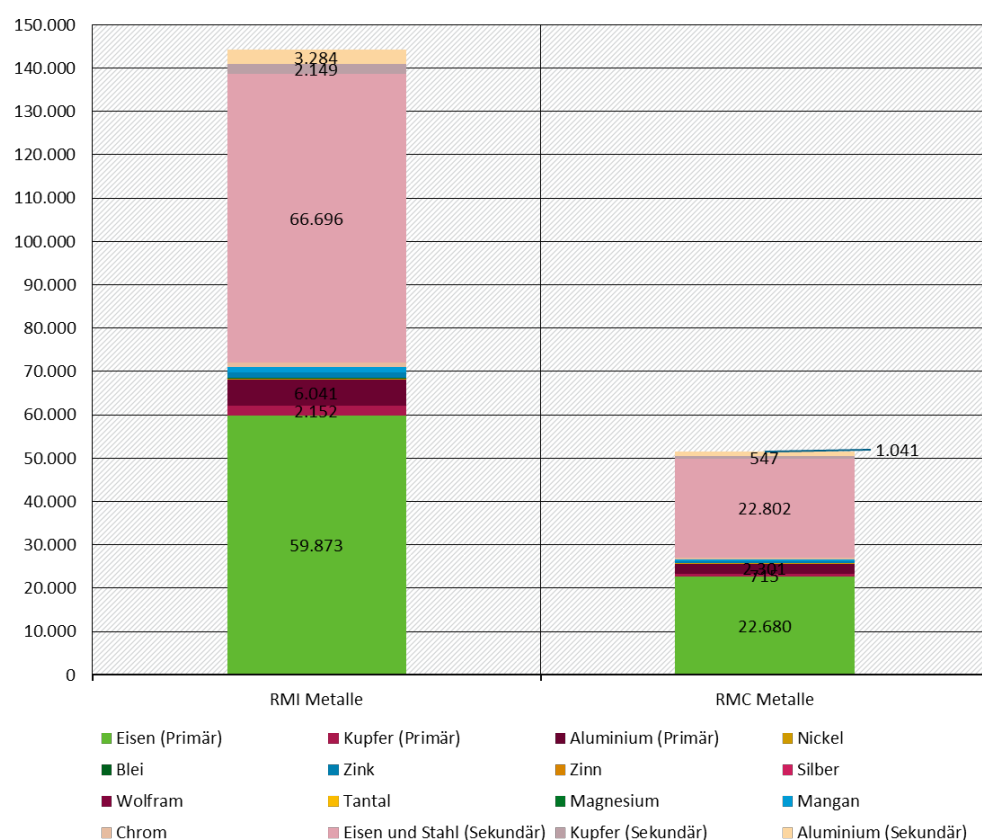
In URMOD wurden ferner Sekundärrohstoffe aufgenommen, d.h. der Abfallsektor in der hinterlegten IOT wurde differenziert und dabei wurden Sekundäreisen, -kupfer und -aluminium

und weitere Abfallstoffe, die wiedergenutzt werden, ergänzt. Bilanziert werden die genutzten Mengen (bei den Metallen in Tonnen Metallgehalt), nicht die entsorgten Mengen. Die Daten wurden unter anderen Verbandsstatistiken entnommen. Die ausdifferenzierten Abfallsektoren „beliefern“ wie auch andere Sektoren (z.B. der Bergbau) die Eisen- und Stahlindustrie bzw. die ebenso differenzierten NE-Metallsektoren. Zusätzlich zum Inland werden auch für das Ausland Sekundärschrottanteile, basierend auf EU- bzw. globalen Durchschnittswerten, sofern keine länderspezifischen Informationen vorliegen. Die Umrechnung in RME erfolgt wie auch bei Primärmetallen in einem der letzten Rechenschritte, hierbei werden bei nahezu allen Metallen EU- bzw. global durchschnittliche Bruttoerzgewichte genutzt⁷⁵.

Metalle finden in nahezu allen Sektoren in unterschiedlichen Verarbeitungsstufen (Metallkonzentrationen) Anwendung. Abbildung 30 zeigt den Rohmaterialinput (RMI_{Metalle}) und den Rohmaterialkonsum (RMC_{Metalle}) im Jahr 2010. Die Werte geben den (reinen) Metallgehalt (in t) an und ergeben sich durch Umrechnung der Metallerz Indikatoren in URMOD mittels Umrechnungskoeffizienten. Der $RMI_{\text{Metallgehalt}}$ liegt bei 144 Mio. t, der $RMC_{\text{Metallgehalt}}$ bei 51,6 Mio. t.

Der Rohmaterialeinsatz wird von Primär- und Sekundär-Eisen und Stahl dominiert (ca. 45,5 Mio. t). Primär- und Sekundäraluminium wird in Metallgehalten zu etwa 3,3 Mio. t und Kupfer zu 1,2 Mio. t verwendet. Weitere Metalle wie Nickel, Blei, Zink, Zinn, Mangan, Wolfram, Silber und Chrom etc. summieren sich auf ca. 1 Mio. t.

Abbildung 30: Rohmaterialeinsatz und –Verwendung ausgewählter Metalle in Deutschland in 2010, in t Metallgehalt



Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis von URMOD

⁷⁵ Siehe <https://ec.europa.eu/eurostat/documents/1798247/6874172/Documentation+of+the+EU+RME+model/>
https://www.ifeu.de/wp-content/uploads/RME_EU27-Report-final-2012831_end.pdf

5.6.1.2 Umweltwirkungen

LCI-Datensätze

In ecoinvent sind zahlreiche Datensätze für die Verarbeitung von Metallen verfügbar. Die Auswahl der LCI Datensätze wurde weitestgehend in Anlehnung an das Projekt Betrachtung von Rohstoffaufwendungen und Umweltwirkungen für die Energiewende in einem ressourcenschonenden und treibhausgasneutralen Deutschland (REFINE, FKZ 3719 31 103 0) getroffen. Tabelle 22 gibt einen Überblick der ausgewählten Sachbilanzen für die betrachteten Metalle. Die ausgewählten Sachbilanzen stimmen mit den in Desing et al. (2020a; b) herangezogenen Sachbilanzen mehrheitlich überein, wobei in dieser Studie neben der Produktion von Primärmetallen auch die Produktion von Sekundärmetallen bilanziert wird. Desing et al. (2020a) hingegen bilanzieren zusätzlich die Eol Entsorgung (Incineration), was außerhalb des Bilanzierungsrahmens dieser Studie liegt. Vereinzelt werden Sachbilanzen verschiedener Regionen kombiniert, um regionale Unterschiede der Verarbeitung zu berücksichtigen. Die Sachbilanzen verfolgen einen cradle-to-gate Ansatz und umfassen weitestgehend die Prozessschritte von der Extraktion bis zur Produktion des reinen Metalls. Tabelle 22 zeigt exemplarisch für die Umweltwirkungskategorie Klimawandel emittierte CO₂ Emissionen pro kg Metall. Tabelle 22 zeigt ergänzend CO₂ Emissionen der Metallverarbeitung ohne Umweltwirkungen, die durch die Bereitstellung der Infrastruktur entstehen, z.B. durch Fabriken, Hochöfen, Schmelzkessel, etc. Die Berücksichtigung der Emissionen ohne die Infrastruktur ist bei dem angewandten aggregierten Ansatz relevant, da durch die Verwendung des Metallkonsums ($RMC_{\text{Metallgehalt}}$) Doppelzählungen auftreten können, wenn für jedes Metall die infrastrukturbedingten Umweltwirkungen, beispielsweise durch verarbeitetes Eisen in den Verarbeitungshallen, verrechnet werden.

Tabelle 22: Übersicht der ausgewählten LCI Datensätze und (exemplarisch) CO₂-Emission pro kg Metall mit und ohne Infrastruktur

	LCI Datensatz ecoinvent	kg CO ₂ /kg Metall	kg CO ₂ /kg Metall (ohne Infrastruktur)
Eisen (primär)	market for pig iron, GLO	1,46	1,42
Eisen (sekundär)	steel production, electric, low-alloyed, RER,	0,36	0,33
Kupfer (primär)	Mix verschiedener Datensätze: "market for copper production, primary" from different regions: 12 % RLA, 64 % RAS, 6 % RNA, 3 % RoW, 3 % AU, 13 % RER	4,0	3,66
Kupfer (sekundär)	treatment of copper scrap by electrolytic refining, RER	1,43	1,32
Aluminium (primär)	market for aluminium, primary, ingot,	15,47	15,24
Aluminium (sekundär)	Mix verschiedener Datensätze: "treatment of aluminium scrap, new, at remelter", treatment of aluminium scrap, post-consumer, prepared for recycling, at remelter", treatment of aluminium scrap, post-consumer, prepared for recycling, at refiner", treatment of aluminium scrap, new, at refiner" aus verschiedenen Regionen: 9 % RER, 91 % RoW	0,64	0,61

	LCI Datensatz ecoinvent	kg CO ₂ /kg Metall	kg CO ₂ /kg Metall (ohne Infrastruktur)
Nickel	market for nickel, 99.5 %, GLO,	12,14	11,45
Blei (primär)	market for lead, GLO,	1,33	1,27
Zink	market for zinc, GLO,	2,81	2,71
Zinn	market for tin, GLO,	9,22	8,7
Silber	market for silver, GLO,	457,4	444,3
Tantal	market for tantalum, powder, capacitor-grade, GLO,	259,1	229,9

Quelle: ecoinvent (vergleiche Tabelle 29 im Anhang). LCI: Life-Cycle Inventory

Umweltwirkungen durch die anschließende Weiterverarbeitung des reinen Metalls (z.B. Pressen, Ziehen, Walzen, Schmelzen zu Legierungen, Einbau in Produkte) werden nicht berücksichtigt. Im Fallbeispiel Kupfer wurde bereits aufgezeigt, dass Umweltwirkungen überwiegend während der Produktion des Metalls anfallen (vgl. Tabelle 14), nachfolgende Prozessschritte verursachen, sofern kein hoher energetischer Input relevant ist, nur geringfügig Umweltwirkungen.

Durch den Fokus, Umweltwirkungen der Materialien nur bis einschließlich ihrer Produktion zu berücksichtigen, werden zwangsweise nicht alle über den Lebenszyklus anfallenden Umweltwirkungen abgebildet. Für eine umfängliche Abbildung aller (für die Planetaren Grenzen) relevanten Umweltwirkungen wären folgende zusätzliche Schritte relevant:

- ▶ Kenntnis über sämtliche nachgelagerte Verarbeitungsschritte aller Metalle
- ▶ Kenntnis über differenzierte Mengenströme der Metalle in einzelne Weiterverarbeitungsprozesse bis zum finalen Produkt/ zur finalen Verwendung (Differenzierung Import und Export)
- ▶ Konvention, ob und wie Umweltwirkungen eines Prozessschrittes (z.B. Zusammenbau Laptop) den einzelnen Metallen zugewiesen werden. Oder werden energiebedingte Prozessemissionen den fossilen Rohstoffen zugewiesen? Demnach müsste für jeden Prozessschritt der verwendete Energiemix vorliegen (Annäherung über KEA denkbar)
- ▶ Auswahl relevanter Weiterverarbeitungsschritte und Identifizierung von Datenlücken in ecoinvent (z.B. Zusammenbau Laptop existiert nicht in ecoinvent)
- ▶ Recherche entsprechender LCAs für (mengenmäßig relevante/meist konsumierte) metallhaltige Produkte.

5.6.2 Ergebnisse der Verknüpfung von MFA und LCI

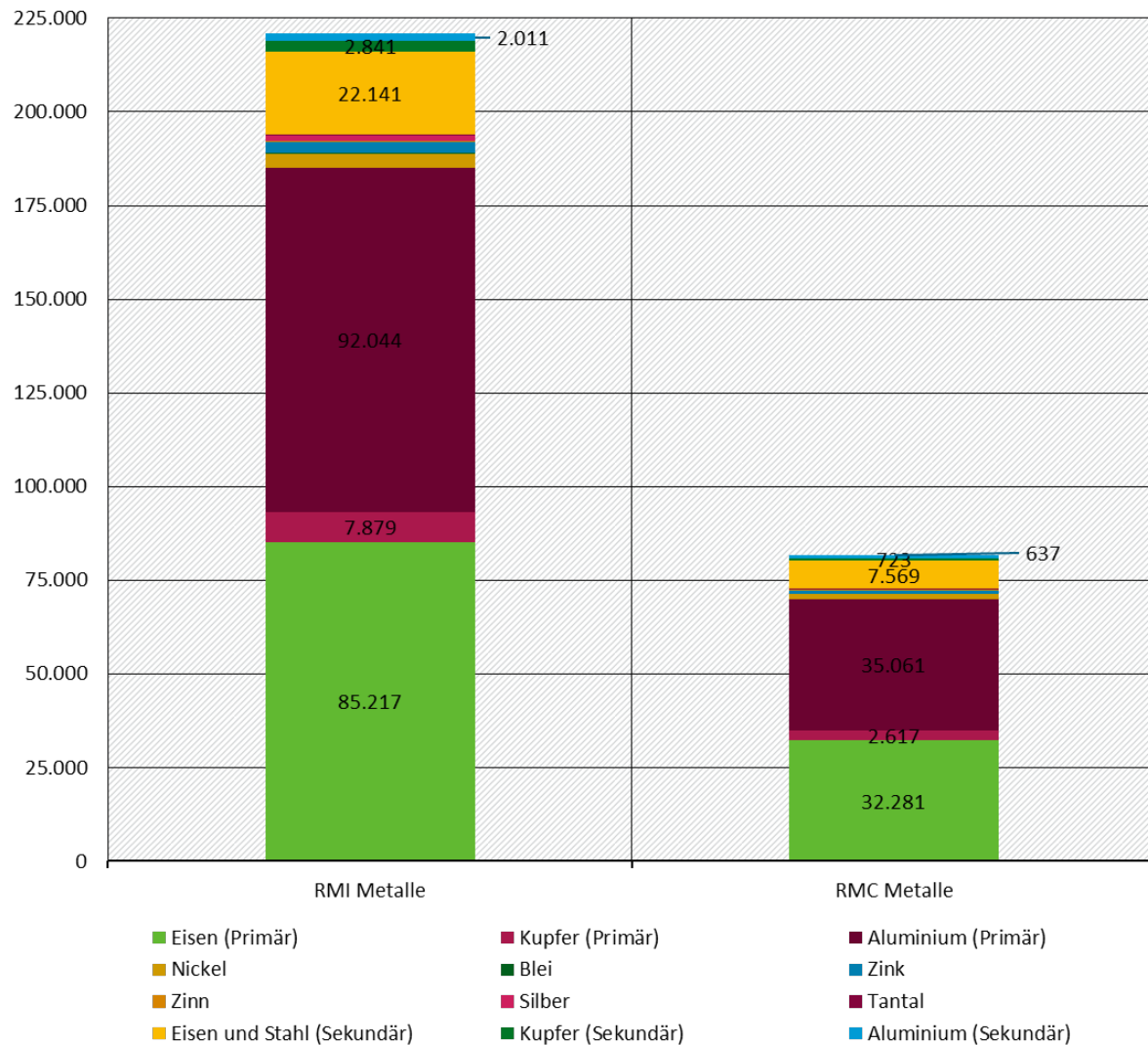
Die Verknüpfung der MFA Daten mit den ausgewählten LCIs ermöglicht eine erste Aussage zu den Umweltwirkungen, die bis zur Produktion der (reinen) Metalle entstehen, die in der deutschen Wirtschaft genutzt (RMI) bzw. in der letzten Verwendung in Deutschland eingesetzt werden (RMC). Abbildung 31 zeigt die Ergebnisse der Verknüpfung der URMOD Indikatoren für

12 Metalle⁷⁶ mit den ausgewählten Sachbilanzen aus ecoinvent 3.7 (vgl. Tabelle 22) für die Umweltwirkungskategorie Klimawandel (CO₂ Emissionen). Die Emissionen der 12 Metalle ohne Infrastruktur [inklusive der Infrastruktur] belaufen sich nach dem gewählten Ansatz auf 221 [228] Mio. t CO₂ für den RMI_{Metallgehalte} und auf 81,6 [83,9] Mio. t CO₂ für den RMC_{Metallgehalte}.

Wird die Infrastruktur einbezogen, umfassen die Ergebnisse auch Umweltwirkungen die durch die Bereitstellung der benötigten Infrastruktur zur Verarbeitung der Metalle entstehen; z.B. Metalle für den Schmelzofen. Dies impliziert für den aggregierten Ansatz eine Doppelzählung von Emissionen, da z.B. für die Produktion von Kupfer Maschinen erforderlich sind, die beispielsweise Stahl enthalten. ecoinvent bietet die Möglichkeit entsprechende Sachbilanzen der Metallverarbeitung ohne diese Infrastruktur auszuweisen (siehe Tabelle 22). Die Emissionen (ohne Infrastruktur) liegen je nach Metall zwischen 1-9 % geringer. Der Anteil der Doppelzählung von Emissionen durch die Bereitstellung der Infrastruktur für die Metallverarbeitung beläuft sich damit etwa auf 2,9 bzw. 2,8 % der gesamten Umweltwirkungen (hier CO₂ Emissionen). Infolge wird zur Abschätzung der verbleibenden Nutzungsmengen mit den Emissionen ohne Infrastruktur weitergerechnet. Die berechneten Umweltwirkungen zur Bereitstellung der Metalle in der LV und LIV sind in Abbildung 31 detailliert dargestellt.

⁷⁶ Für 12 Metalle liegen aus ecoinvent Sachbilanzen ohne infrastrukturbedingte Umweltwirkungen vor (vgl. Tabelle 22). Für Mangan, Magnesium, Chrom, Uran und Titan war keine Verknüpfung mit LCIs (ohne Infrastruktur) möglich.

Abbildung 31: Umweltwirkungen der Metallverarbeitung (cradle-to-gate, bis einschließlich Produktion) in kt CO₂, 2010 (ohne Infrastruktur)



Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen ifeu auf der Basis von URMOD (Materialmengen Input und Konsum) sowie ecoinvent (cradle-to-gate Umweltwirkungen) (siehe Tabelle 29)

In der Rechnung wird nicht unterschieden, ob die Emissionen verbunden mit der Herstellung der Metalle in Deutschland oder im Ausland stattfinden. Da die ausgewählten Sachbilanzen (meist) einen globalen Bezugsrahmen haben, werden die Ergebnisse der Tatsache gerecht, dass die ersten Verarbeitungsschritte überwiegend im Ausland geschehen.

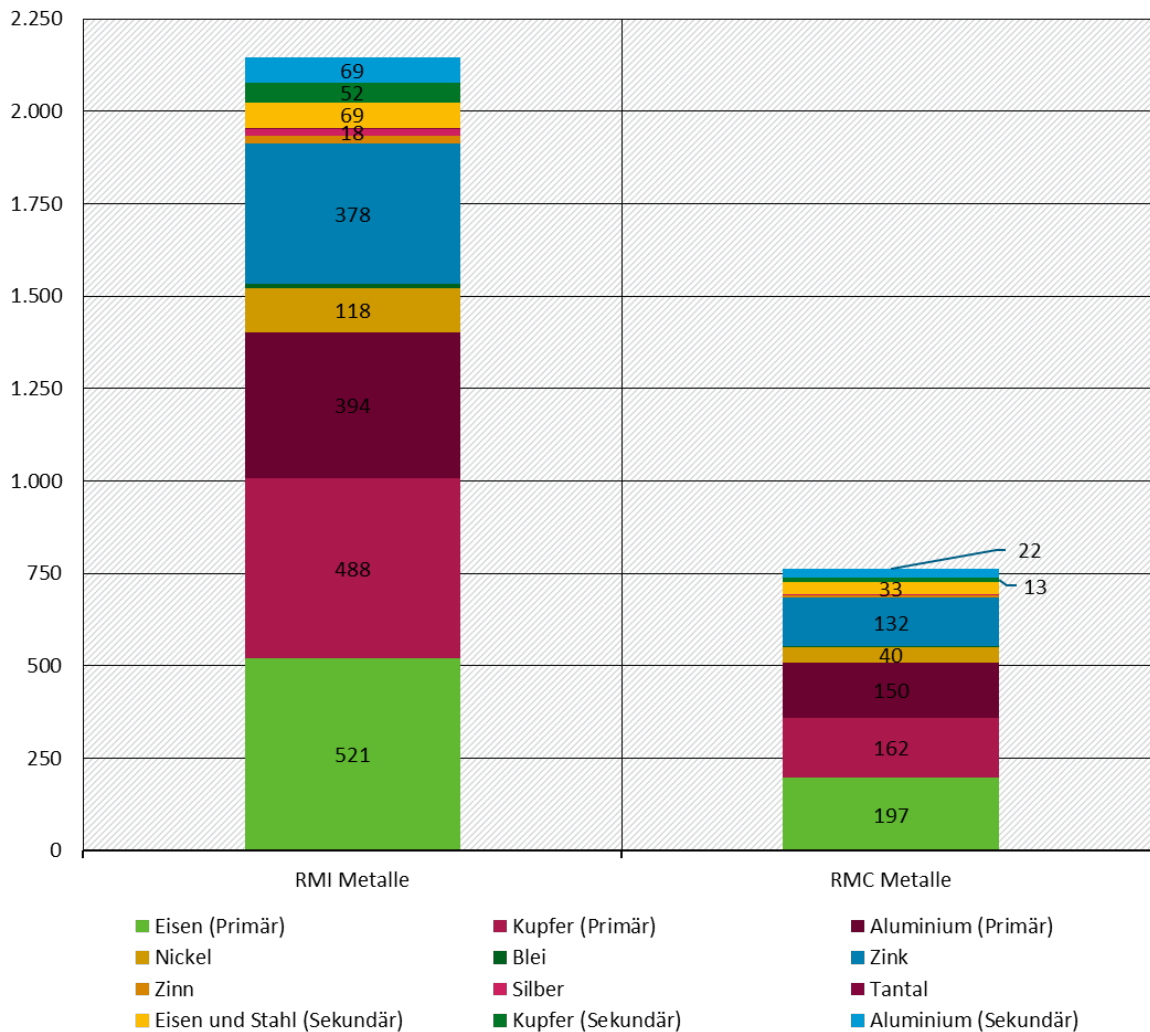
Die Umweltwirkungen (hier: CO₂-Emissionen) werden sowohl für den RMI_{Metallgehalt} als auch den RMC_{Metallgehalt} zu etwa 90 % durch die Verarbeitung der Primärmetalle dominiert.

Sekundärmetalle, die etwa 50 % des Gesamtgewichts (in t_{Metallgehalt}) des Metallinputs und des Konsums ausmachen, sind für lediglich 10 % der Umweltwirkungen verantwortlich. Die geringen Emissionen sind mit der deutlich energiesparsameren Verarbeitung zu begründen. Vor diesem Hintergrund wird die ökologische Relevanz der Kreislaufführung von Metallen deutlich.

Nach derselben Herangehensweise wie für die planetare Dimension Klimawandel können Ergebnisse zur Süßwassernutzung der Metallverarbeitung (2010, ohne Infrastruktur) abgeleitet werden. Abbildung 32 zeigt die Ergebnisse differenziert nach Metallen; die Süßwassernutzung beläuft sich nach dem gewählten Ansatz auf 2.172 Mio. m³ für den RMI_{Metallgehalte} und auf 762 Mio.

m³ für den RMC_{Metallgehalte}. Der Anteil der Doppelzählung für die Süßwassernutzung durch die Bereitstellung der Infrastruktur beläuft sich auf ca. 4,3 bzw. 4,2 %.

Abbildung 32: Süßwassernutzung der Metallverarbeitung (cradle-to-gate, bis einschließlich Produktion), in Mio. m³ (ohne Infrastruktur)



Quelle: Eigene Darstellung eigener Berechnungen ifeu auf der Basis von URMOD (Materialmengen Input und Konsum) sowie ecoinvent 3.7 (cradle-to-gate Umweltwirkungen) (siehe Tabelle 29)

5.6.3 Anteil Metalle an Umweltwirkung

Zur Operationalisierung der planetaren Grenze wird für den aggregierten Ansatz das ethische Prinzip des Gleichheitsansatzes sowie das Recht auf Entwicklung gewählt und als planetare Grenzdimension der Klimawandel (CO₂ Emissionen) sowie der Süßwassernutzung angesetzt, da CO₂ Emissionen die dominierende Umweltwirkung der (energieintensiven) Verarbeitung von Metallen sind und die Betrachtung der Süßwassernutzung durch einzelne Metalle als ergänzende Umweltwirkung interessant ist.

Dimension Klimawandel: Die bemessenen konsumbasierten Emissionen der Metallherstellung (81,6 Mio. t CO₂) haben einen Anteil von ca. **8,7 %** an den gesamten durch den deutschen Konsum verursachten Emissionen im Jahr 2010 (938 Mio. t CO₂). Von dem in Tabelle 5 definierten Emissionsbudget nach dem Gleichheitsansatz (3,75 Gt CO₂) stehen den Metallen demnach ein Zehntel der Umweltwirkung zu; ca. **0,326 Gt CO₂** Emissionen. Nach dem ethischen

Prinzip Rechts auf Entwicklung stehen den Metallen (je nach Unsicherheitsbereich) hingegen zwischen **-0,06 – 0,09 Gt CO₂** zu. Die Ergebnisse sind in Tabelle 23 dargestellt.

Tabelle 23: Übersicht der Emissions- und Nutzungsbudgets der Metalle nach dem Gleichheitsprinzip und dem Recht auf Entwicklung, in Gt CO₂

Operationalisierungsansatz	Restbudget Deutschland [Gt CO ₂]	Verbleibendes Budget Metalle [Gt CO ₂] aggregiert (Anteil von 10,13 % an Gesamtemissionen)	Verbleibende Nutzungsmenge in kt (Metallgehalt) aggregiert
Gleichheitsprinzip	3,75	0,3261	235.785
Recht auf Entwicklung (konsumbasiert) (Verteilung globales Budget ab 2020), unterer Unsicherheitsbereich	-0,69	-0,0600	-
Recht auf Entwicklung (konsumbasiert) (Verteilung globales Budget ab 2020), oberer Unsicherheitsbereich	1,14	0,0991	71.689

Quelle: Eigene Berechnungen basierend auf Umrechnungskoeffizienten (siehe Tabelle 30)

Die zur Umrechnung Mengen verwendete Koeffizienten sind Tabelle 30 im Anhang zu entnehmen. Unter Fortschreibung des Anteils der Metallproduktion an den Gesamtumweltwirkungen (CO₂-Emissionen) und unter der Annahme, dass die genutzten Metallmengen gleichbleiben, ergibt sich:

- Nach dem Gleichheitsansatz eine maximale Nutzungsmenge (Verarbeitung bis zur Produktion) von **235,8 Mio. t reinen Metalls** (siehe Tabelle 24). Unter Annahme eines konstanten Rohstoffkonsums (51,6 Mio. t reines Metallgehalt in 2010) ist **diese Menge bereits nach knapp 4,5 Jahren aufgebraucht**.
- Nach dem Recht auf Entwicklung (oberer Unsicherheitsbereich) eine maximale Nutzungsmenge (Verarbeitung bis zur Produktion) von **71,7 Mio. t reinen Metalls**. Unter Annahme eines konstanten Rohstoffkonsums (51,6 Mio. t reines Metallgehalt in 2010) ist **diese Menge bereits nach etwa 1,4 Jahren aufgebraucht**.
- Nach beiden ethischen Prinzipien stünden die größten Nutzungsmengen der Verarbeitung von Eisen und Stahl (primär und sekundär) sowie Aluminium (primär und Sekundär) zu.

Die verbleibenden Nutzungsmengen sind (in Anlehnung an das jeweilige ethische Prinzip) in Tabelle 24 für die betrachteten Metalle differenziert aufgelistet.

Tabelle 24: Verbleibende Nutzungsmenge der Metalle (differenziert), in kt Metallgehalt

	Gleichheitsansatz	Recht auf Entwicklung (oberer Unsicherheitsbereich)
Metall	Nutzungsmenge in kt Metall (Metallgehalt)	

	Gleichheitsansatz	Recht auf Entwicklung (oberer Unsicherheitsbereich)
Eisen (primär)	105.630	32.116
Kupfer (primär)	3.329	1.012
Nickel	510	155
Blei	215	65
Zink	1.733	527
Zinn	57	17
Silber	2	1
Aluminium (primär)	10.717	3.258
Tantal	0	0
Eisen Sekundär	106.197	32.289
Kupfer Sekundär	2.548	775
Aluminium Sekundär	4.847	1.474
Summe	235.785	71.689

Quelle: Eigene Berechnungen

Dimension Süßwassernutzung: Die verbrauchte Süßwassermenge ($0,762 \text{ km}^3$) (konsumbasiert) hat einen Anteil von ca. **5,9 %** am gesamten durch den deutschen Konsum verursachten Süßwassernutzung im Jahr 2010 (13 km^3). Von dem in Tabelle 5 definierten maximalen jährlichen Nutzungsbudget nach dem Gleichheitsansatz ($43,2 \text{ km}^3/\text{a}$) stehen den Metallen demnach 5,9 % der Umweltwirkung zu; ca. **$2,53 \text{ km}^3/\text{a}$** . Nach dem ethischen Prinzip Recht auf Entwicklung (maximal $140,8 \text{ km}^3/\text{a}$ vergleiche Tabelle 7) stehen den Metallen hingegen **$8,25 \text{ km}^3/\text{a}$** zu. Durch Verrechnung mit den aus ecoinvent verfügbaren Koeffizienten (m^3/t Metall; vergleiche Tabelle 30) lässt sich auf die verbleibende Nutzungsmenge der Metalle (in Metallgehalten) schließen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 25 dargestellt.

Tabelle 25: Übersicht des Süßwasserbudgets der Metalle nach dem Gleichheitsprinzip und dem Recht auf Entwicklung, in kt (Metallgehalt) pro Jahr

Operationalisierungsansatz	Grenze Süßwassernutzung Deutschland [km^3/a]	Maximale Süßwassernutzung i.R. der PG durch Metalle [km^3/a]	Verbleibende Nutzungsmenge Metalle in kt (Metallgehalt) pro Jahr (aggregiert)
Gleichheitsprinzip	43,2	2,53	189.342
Recht auf Entwicklung (konsumbasiert)	140,8	8,25	616.732

Quelle: Eigene Berechnungen basierend auf Umrechnungskoeffizienten (siehe Tabelle 30)

Unter Fortschreibung des Anteils der Metallproduktion an den Gesamtumweltwirkungen (Süßwassernutzung) und unter der Annahme, dass die genutzten Metallmengen gleich bleiben, ergibt sich:

- ▶ Nach dem Gleichheitsansatz eine maximale (jährliche!) Nutzungsmenge (Verarbeitung bis zur Produktion) von **189,3 Mio. t reinen Metalls**.
- ▶ Nach dem Recht auf Entwicklung eine maximale (jährliche!) Nutzungsmenge (Verarbeitung bis zur Produktion) von **616,7 Mio. t reinen Metalls**.

Das Fallbeispiel zeigt, dass je nach betrachteter Umweltwirkung (CO₂ Emissionen und Süßwassernutzung) und gewähltem ethischen Prinzips deutlich divergierende Aussagen erfolgen. Für die Dimension Klimawandel können für Metalle absolute Nutzungsgrenzen abgeleitet werden, für Süßwasser jährliche Nutzungsmengen, die die absoluten Nutzungsmengen (vergleiche Klimawandel) teils übersteigen. Es wird deutlich, wie groß das Spektrum möglicher Nutzungsmengen ausfallen kann.

5.6.4 Herausforderungen

Die Verknüpfung von MFA Daten der gesamten Rohstoffkategorie der Metalle mit Umweltwirkungen aus Sachbilanzdatensätzen ist grundsätzlich möglich und liefert erste Ergebnisse, welche Umweltwirkungen mit der Produktion von konsumierten Metallen in Verbindung stehen. Grundsätzlich zeigt sich deutlich die ökologische Relevanz und Bedeutung von Sekundärmetallen. Eine verstärkte Kreislaufführung hätte einen direkten Einfluss auf die mit der Metallverarbeitung in Verbindung stehenden Umweltwirkungen (CO₂ Emissionen).

Folgende Herausforderungen stellen sich:

- ▶ Daten und Datenqualität:
 - Ein grundsätzliches Problem bei der Herangehensweise des aggregierten Ansatzes liegt darin, dass in den Vorketten der Ökobilanzen zu einem gewissen Anteil auch Produktionsanlagen und Verbrauchsgüter bei der Produktion enthalten sind. D.h., für die Produktion von Kupfer sind Maschinen erforderlich, die beispielsweise Stahl enthalten. Die Aufwendungen für den Stahl sind anteilsmäßig in der Ökobilanz von Kupfer enthalten. Auch wenn der Anteil gering ist, muss man sich dieser methodisch bedingten Doppelzählung bewusst sein. ecoinvent bietet die Möglichkeit diese infrastrukturbedingten Umweltwirkungen auszuklammern. Sowohl für die Dimension Klimawandel als auch Süßwassernutzung konnte ein recht geringer Anteil (ca. 2,8 % für Klimawandel, bzw. 4,5 % für Süßwassernutzung) festgestellt werden. Gleichzeitig ist davon auszugehen, dass die empirischen Unsicherheiten bei der Erhebung der Materialflüsse und bei der Erhebung von Ökobilanzen (einschließlich der Übertragung von einzelnen Ökobilanzen auf alle Stoffflüsse) ein Vielfaches größer sind. Weitere Verbrauchsgüter könnten ebenfalls zu Doppelzählungen führen. Wie groß dieser Anteil der Doppelzählungen ist, konnte im Rahmen des Fallbeispiels nicht quantifiziert werden.

- Die Ergebnisse umfassen ausschließlich Umweltwirkungen der Produktion (bis zum reinen Metall), Umweltwirkungen der Nutzungsphase werden nicht quantifiziert. Die Quantifizierung von Umweltwirkungen während der Nutzung von Metallen und metall-enthaltenden Produkten ist zum aktuellen Stand über ecoinvent nicht möglich. Für eine ausreichende Berücksichtigung des gesamten Lebenswegs von Metallen bedarf es einer umfangreichen Recherche, welche etwaigen Umweltwirkungen (für alle planetaren Grenz-Dimension) im Anschluss an die Produktion sämtlicher Metalle, durch die Nutzung entstehen. Auch Weiterverarbeitungsschritte nach der Produktion des reinen Metalls, z.B. Walzen, Schneiden, oder Ziehen des Metalls, sowie deren Anteil an den Herstellungsemissionen eines finalen (metall-enthaltenden) Produktes, können aufgrund ihrer Komplexität, fehlenden Sachbilanzdatensätzen in ecoinvent und bislang nicht zentral verfügbaren Informationen über Metallkonzentrationen in Produkten, derzeit (noch) nicht abgedeckt werden. Es ist also zukünftig relevant, alle wesentlichen Verarbeitungsschritte zu quantifizieren und ihre Umweltwirkungen zu erheben. Auch kann die mögliche Vermeidung von Umweltwirkungen z.B. durch die Substitution von fossil-basierten Prozessen mit auf Metallen basierenden erneuerbaren Energietechnologien oder E-Mobilität nicht mitberücksichtigt werden (dafür bedarf es produkt-spezifischen Einzelanalysen z.B. mittels LCA). Weiterverarbeitungsprozesse könnten dazu für sämtliche Metalle geclustert werden (z.B. Produktion Rohr/Blech/Draht, Produktion der wichtigsten Legierungen). Da Metalle in kleinsten Konzentrationen in diversen Produkten eingesetzt werden, müssen idealerweise für sämtliche Produkte Konzentrationsanteile bekannt sein. Dies gilt sowohl für inländisch als auch im Ausland produzierte und importierte Produkte. Die Erhebung der Konzentrationsanteile sollte zudem die Menge des reinen Metalls ausweisen, bzw. nicht-100 % reine Metallgehalte transparent ausweisen.
- Um die Komplexität möglicher Weiterverarbeitungsprozesse einzugrenzen ist denkbar, nur stark energieintensive Weiterverarbeitungsschritte (z.B. Walzen, Pressen, Ziehen), von denen signifikante Umweltwirkungen ausgehen, zu berücksichtigen. Die Setzung dieses Fallbeispiels, Umweltwirkungen bis einschließlich der Produktion des reinen Metalls zu bewerten, ist aufgrund des dominierenden energetischen Aufwands dieser Prozessschritte legitim. Die ökobilanzielle Abbildung der weiteren Verarbeitungsschritte ist, wie beschrieben, nur mittels eines erheblichen Rechercheaufwandes sowie Setzungen und Annahmen z.B. bzgl. der Systemgrenze(n) möglich. Erfahrungen der Fallbeispiele Li-Ionen Akkus, Kupfer und Kobalt zeigen deutlich auf, wie herausfordernd und umfangreich dies bereits für einzelne Metalle ist. Insbesondere für die komplexen und vielfältigen Verarbeitungsmöglichkeiten von Metallen zu Legierungen sind Abschneidekriterien zu treffen, um die unzähligen Kombinationsmöglichkeiten und entsprechenden Produktionsprozesse eingrenzen zu können.

- Die ökobilanzielle Bewertung basiert vorwiegend auf ausgewählten Sachbilanzen der metallischen Verarbeitung des REFINE Projekts. Regionale Unterschiede der Verarbeitung wurden vereinzelt, jedoch nicht vollständig, einbezogen (vgl. Tabelle 22). Die Auswahl der cradle-to-gate Sachbilanzen bestimmt maßgeblich die Ergebnisse und ist daher kritisch zu prüfen.
- Annahmen und Setzungen:
 - Die Fortschreibung des Anteils an den gesamten Umweltwirkungen ist zu hinterfragen. Die Setzung bedeutet, dass umweltintensive Materialien zukünftig mehr Anteile an Umweltbelastungen erhalten. Geringere Umweltwirkungen implizieren gleichzeitig nach der Herangehensweise, dass der Anteil der Metalle an den gesamten (konsumbasierten) Umweltwirkungen geringer ist. Das den Metallen zustehende, „verbleibende“ Emissionsbudget fällt somit kleiner aus, was sich auf die abgeleitete Nutzungsmenge auswirkt. Die Schlussfolgerung darf jedoch nicht sein, dass „umweltintensiven“ Sektoren, also der Primärverarbeitung von Metallen, einer größere Nutzungsmenge zusteht als der „umweltschonenderen“ Sekundärverarbeitung. Das bedeutet, die Fortschreibung der Anteile ist ein Weg, der nicht überzeugt. (Weitere Ausführungen siehe Kapitel 8.6)
 - Ein alternativer Ansatz zur Verteilung von verbleibenden Umweltbudgets nach dem Konzept der Planetaren Grenzen könnte auf Zukunftsszenarien und der Entwicklung einzelner Sektoren z.B. vor dem Hintergrund der Erreichung der Klimaziele erfolgen. Dabei würden z.B. Metallen, welche für die Energiewende zentral sind, ein größerer Anteil am verbleibenden Budget zugeordnet werden als fossilen Rohstoffen (z.B. Erdöl), dessen Nutzung zeitnah verringert werden muss. Für planetare Grenzen wie den Klimawandel gibt es einen gesellschaftlichen Konsens zur Erreichung von Zielen (THG-Neutralität bis 2050), wohingegen für andere Umweltinanspruchnahmen (z.B. Wassernutzung) die Narrative zu zukünftigen sektoralen Entwicklungen weniger konkret formuliert werden könnten.
 - Die Auswahl der Perspektive auf Materialien (Zielmaterialien) bedeutet, dass keine Aussagen zu Umweltwirkungen während der Nutzungsphase von Metallen oder metallhaltigen Produkten getroffen werden können.

5.6.5 Übertragbarkeit auf weitere abiotische Ressourcen

Das Fallbeispiel deckt die Umweltwirkungen der Hauptmaterialgruppe Metalle, nicht aber der fossilen Energieträger oder der nicht-metallischen Mineralien ab. Die Übertragung der aufgezeigten Herangehensweise bringt für die weiteren abiotischen Materialgruppen verschiedene Herausforderungen hervor:

- **Fossile Energieträger:** Grundsätzlich gelten für den fossilen Rohstoff Erdöl die im Fallbeispiel Erdöl erarbeiteten Herausforderungen (vgl. Kapitel 5.2.5). Da allgemein bei fossilen Energieträgern die Nutzungsphase (bzw. Verbrennung) die

dominierenden Umweltwirkungen verursacht, muss diese zwingend in der ökobilanziellen Bewertung berücksichtigt sein. Die ökobilanzielle Bewertung der Nutzungsphase der fossilen Energieträger verursacht jedoch, dass Emissionen (bzw. Umweltwirkungen), z.B. in der metallverarbeitenden Industrie, doppelt gezählt werden. Es ist demnach notwendig, die energiebedingten Umweltwirkungen der bereits über LCIs abgedeckten Prozesse, auszuklammern. Dies betrifft bei Integration der Hauptmaterialgruppe der nicht-metallischen Rohstoffe ebenso sämtliche Produktionsprozesse die auf fossilen Energieträgern basieren.

- **Nicht-metallische Mineralien:** In URMOD wird der Konsum nicht-metallischer Mineralien aggregiert nach Gruppen (z.B. Sand, Kies und Schotter oder Kalk und Dolomitgestein) ausgewiesen, wodurch eine Verknüpfung mit LCIs nicht eindeutig möglich ist. Erforderlich wäre eine weitere Ausdifferenzierung der nicht-metallischen Mineralien sowie die entsprechende Erhebung von Ökobilanzen für die Extraktion und Bereitstellung dieser Mineralien. Erneut entstünde durch die energieintensive (meist auf fossilen Energieträgern basierende) Verarbeitung nicht-metallischer Rohstoffe eine Doppelzählung fossiler Emissionen – unter der Voraussetzung, dass die Nutzungsphase fossiler Rohstoffe ökobilanziell betrachtet wird.

6 Vertiefungsstudie 1: Weiterentwicklung der Statistiken

6.1 Ziel der Weiterentwicklung

Im Folgenden wird diskutiert, inwieweit öffentlich verfügbare Statistiken zur Verknüpfung von Materialinanspruchnahme und Umweltwirkungen bereits genutzt werden können bzw. welche Anpassungen notwendig wären, um diese zukünftig mit dem Konzept der Planetaren Grenzen zu verknüpfen.

Die konsumbasierten Erhebungen der aktuellen UGR berücksichtigen bei der Berechnung der Stoffströme und der Treibhausgasemissionen alle Materialflüsse. Im Durchschnitt ist in 2014 jede Tonne Rohmaterial(äquivalent), die in Deutschland (in der Abgrenzung des RMC) genutzt wird, mit 0,67 Tonnen CO₂-Emissionen⁷⁷ verbunden. Zu diesem Zeitpunkt ist es nicht möglich, differenziertere Aussagen darüber zu treffen, welche Materialien mit welchen Treibhausgasemissionen (und weiteren Umweltwirkungen) verbunden sind sowie eine Unterscheidung zwischen materialbedingten und weiteren Umweltwirkungen zu treffen.

Für Deutschland sollten Materialien einschließlich deren Vorketten und nachgelagerten Nutzungen erfasst werden. Vor dem Hintergrund, dass der Geltungsbereich des Deutschen Ressourceneffizienzprogramms (ProgRess)⁷⁸ auf stofflich und nicht-energetisch genutzten Rohstoffen liegt, sollte idealerweise auch eine Unterscheidung zwischen allen Materialien und nur stofflich genutzten und nicht-energetischen Materialien möglich sein. Letzteres bedeutet, dass Energierohstoffe, die für die Bereitstellung von Materialien (z.B. im Hochofen zur Stahlerzeugung oder für den Transport der Erze) erforderlich sind, berücksichtigt werden, jedoch Energierohstoffe, die anderweitig genutzt werden (z.B. zur Wärmeerzeugung in Haushalten oder in Büros) nicht berücksichtigt werden. Nahrungs- und Futtermittel sind ebenfalls außerhalb des Scopes von ProgRess. Da die Inanspruchnahme von Landflächen, von Süßwasser und die P- und N-Flüsse von der Produktion der Nahrungs- und Futtermittel dominiert werden, bedeutet der Fokus auf ProgRess-Materialien, dass der Klimawandel die zentrale Dimension aus dem Konzept der Planetaren Grenzen ist.

Ausgangspunkt sind die Studien von Dente et al. (2018), Cabernard et al. (2019) und IRP (2019) (siehe auch Kapitel 5.6 bzw. 6.3), auch wenn diese Studien eine etwas andere Auswahl der Materialien getroffen und andere Systemgrenzen definiert haben. Dente et al. (2018) berücksichtigen weder Importe noch Sekundärmaterialien noch Nebenprodukte. Im Folgenden wird insbesondere von Dente et al. (2018) ausgegangen, da das Vorgehen sehr transparent beschrieben ist.

Es soll ein methodisch-konzeptioneller Weg aufgezeigt werden, wie bestehende UGR-Modelle verknüpft werden können, um eine Zuordnung von Rohstoffnutzung und Umweltwirkungen zu erlauben.

6.2 Ausgangspunkt öffentliche Datenquellen und Statistiken

Ausgangspunkt für eine Weiterentwicklung sind öffentliche Statistiken der UGR. Destatis errechnet im Rahmen der UGR (siehe auch Kap. 3.1.1) sowohl den Rohstoffkonsum als auch die THG-Emissionen sowie (ausgewählte) Flächenbelegungen aus der Konsumperspektive. Konsumperspektive bedeutet, dass Rohstoffe und Treibhausgase der Vorketten der Im- und

⁷⁷ In 2014: RMC = 1.303 Mio. Tonnen, direkte und indirekte CO₂-Emissionen der letzten inländischen Verwendung = 879 Mio. Tonnen. (Destatis 2018a, 2019a)

⁷⁸ <https://www.bmu.de/themen/wirtschaft-produkte-ressourcen-tourismus/ressourceneffizienz/deutsches-ressourceneffizienzprogramm/>

Exporte berücksichtigt sind: Rohstoffe und THG-Emissionen der Importe bzw. Exporte werden von den heimisch entnommenen Rohstoffen und den territorial emittierten THG-Emissionen addiert bzw. subtrahiert.

Die Flächenbelegung wurde nur für Nahrungs- und Futtermittel berechnet. Im Folgenden werden die Rohstoff- und die CO₂-Emissionsberechnungen vorgestellt, da diese sowohl für die Rohstoffnutzung allgemein sowie für den Fokus von ProgRess auf stofflich und nicht-energetisch genutzte Rohstoffe relevant sind.

6.2.1 Das Destatis Rohstoffmodell

Das Rohstoffmodell von Destatis wurde im Projekt „Evaluierung des Ressourcenverbrauchs“ (UFOPLAN Förderkennzeichen 3711 12 102) methodisch entwickelt und ist ausführliche in Kaumanns / Lauber (2016) beschrieben. Aktuelle Weiterentwicklungen sind in Destatis (2020e) beschrieben.

Mit dem Rohstoffmodell werden deutsche Importe und Exporte in Rohstoffäquivalenten ausgewiesen, so dass die Ressourcenindikatoren Rohmaterialinput (RMI) und Rohmaterialkonsum (RMC) sowie die Gesamtrohstoffproduktivität (LV⁷⁹/RMI) berechnet werden können.

Das Rohstoffmodell kombiniert LCA-Koeffizienten und IOT-Ansätze. LCA-Koeffizienten werden insbesondere bei wenig verarbeiteten Gütern, die in Deutschland nicht produziert werden, eingesetzt. Dies gilt insbesondere für Rohstoffe, die in Deutschland nicht abgebaut werden wie nahezu alle Metallerze sowie wenig verarbeitete metallische Zwischenprodukte. Für mehr als 100 Zwischenprodukte wurden durchschnittliche Metallgehalte von 28 Metallen bzw. Legierungen bestimmt.

Weiterverarbeitete Importe werden mit einem auf dem Domestic-technology-Ansatz basierenden Input-Output-Schätzverfahren (72 mal 72 Produktionsbereiche) berechnet.

Sonderrechnungen erfolgen ferner für die Produktgruppen Glas und elektrische Energie.

Die Ergebnisse werden in vier aggregierten Rohstoffgruppen, unterteilt nach 19 Rohstoffgruppen ausgewiesen:

- ▶ Biotische Rohstoffe: aus Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Fischerei und Jagd,
- ▶ Metallische Rohstoffe: Eisen- und Manganerze, nicht-Eisenmetalle, darunter Aluminium und Kupfer
- ▶ Nicht-metallische Minerale: Sand, Kies, gebrochene Natursteine; Naturwerksteine; Kalkstein und Gips; Tone; Quarzsande; Natriumchlorid; Düngemittelmineralien sowie chemische Mineralien.
- ▶ Fossile Rohstoffe: Erdöl, Erdgas, Braunkohle, Steinkohle, Torf.

6.2.2 Das Emissionsmodell

Mit dem Energie- und Treibhausgasmodell berechnet Destatis (2019) die CO₂-Emissionen der Güter der letzten Verwendung.

Destatis nutzt dazu ein hybrides IO-Model. Ausgangspunkt ist die IO-Tabelle der VGR. Energieintensive Sektoren (Kohlenbergbau, Kokereien, Elektrizitätsgewinnung, Chemie,

⁷⁹ LV ist die Letzte Verwendung, die Summe des Bruttoinlandprodukts und der Importe.

Erzeugung und Bearbeitung von NE-Metallen, Landverkehrsleistungen und Rohrfernleitungen sowie Schifffahrt) werden weiter differenziert; insgesamt werden 34 Energieträger und 71 Produktionsbereiche unterschieden. Datenquellen sind die Energiebilanz, die amtliche Energie- und Mineralölstatistik und weitere Statistiken. Für die Importe unterscheidet Destatis 17 relevante Importländer, für die länderspezifische Informationen (Energiebilanzen) berücksichtigt werden. Die Informationen zu den restlichen Ländern werden aus dem Projekt CREEA⁸⁰ übernommen.

Besonders CO₂-emissionsintensive Sektoren werden mittels Sonderrechnungen detaillierter erfasst. Zu den emissionsintensiven Sektoren zählen die Energiebereiche und energieintensive Produktionsbereiche, darunter die Herstellung von Glas und Glaswaren, von Keramik, von Stahl, von NE-Metallen (mit einer Sonderrechnung zu Aluminium) und von Gießereierzeugnissen, sowie Chemie.

Für die Berechnung der CO₂-Emissionen werden im Wesentlichen nationale Inventarberichte (bzw. Biennial Reports) und Energieflussrechnungen genutzt. Energiebedingte und prozessbedingte CO₂-Emissionen werden berücksichtigt.

Die Zuordnung der Emissionen der letzten inländischen Verwendung erfolgt über das Leontief-Verfahren.

Im Ergebnis liegen die CO₂-Gehalte der Güter der letzten Verwendung vor, unterteilt nach Exporten, privater Konsum und Anlageinvestitionen, differenziert nach 52 Produktionsbereichen. Die Ergebnisse sind ferner nach Produktionsbereichen und nach Gütergruppen ausgewiesen.

6.3 Weiterentwicklungsoptionen

6.3.1 Definition der Zielmaterialien

Ausgehend von ProgRes sind alle stofflich genutzten Materialien einschließlich ihrer Vorketten, jedoch nicht Energierohstoffe und nicht Nahrungs- und Futtermittel, zu berücksichtigen. Sollen alle Materialien, d.h. auch die energetisch genutzten und die Nahrungs- und Futtermittel, einbezogen werden, so ist das im folgenden beschriebene Prozedere gleich, nur die ausgewählten Materialien sind umfanglicher.

Dente et al. (2018), Cabernard et al. (2019) und IRP (2019) gehen von sogenannten Zielmaterialien (target materials) aus. Die nachfolgende Tabelle stellt die Zielmaterialien dem Geltungsbereich von ProgRes II bzw. III gegenüber.

Tabelle 26: Zielmaterialien und Geltungsbereich von ProgRes

	Dente / Carbernard / UNEP	ProgRes II bzw. III	Beispiele
Nahrungsmittel	enthalten	nicht enthalten	Getreide, Gemüse
Futtermittel	enthalten	nicht enthalten	Heu, Weidegras, Kraftfutter
Stofflich genutzte biotische Rohstoffe	enthalten	Enthalten	Textilien, Konstruktionsholz

⁸⁰ CREEA steht für Compiling and Refining Environmental and Economic Accounts; <https://cordis.europa.eu/project/id/265134/reporting/de>

	Dente / Carbernard / UNEP	ProgRess II bzw. III	Beispiele
Energetisch genutzte biotische Rohstoffe	teilweise enthalten	nicht enthalten	Brennholz, Biokraftstoffe
Fossile Rohstoffe, energetisch genutzt	teilweise enthalten	nicht enthalten	Erdöl, Erdgas, Kohle
Fossile Rohstoffe, stofflich genutzt	enthalten	Enthalten	Erdöl für die Chemie
Metallische Rohstoffe	enthalten	Enthalten	Eisen, Kupfer
Mineralische Rohstoffe	enthalten	enthalten	Kalk, Sand
Sekundärrohstoffe	nicht enthalten	enthalten	Schrotte, Straßenaushub

Quelle: eigene Zusammenstellung auf der Basis von Dente et al. (2018), Cabernard et al. (2019), BMU (2016, 2020)

Neben der Berücksichtigung in ProgRess ist ein weiteres Kriterium für die Disaggregation, inwieweit sich die Umweltwirkungen der Materialien unterscheiden. Sind beispielsweise die Treibhausgasemissionen bei der Produktion und Nutzung aller Materialien einer Produktgruppe sehr ähnlich (bspw. bei der Zementherstellung), so ist eine Differenzierung weniger relevant als wenn sie sich unterscheiden (bspw. Hochofenstahl versus Elektrostahl).

In der folgenden Tabelle sind Zielmaterialien von Dente et al. (2018) einzeln aufgeführt und den Wirtschaftszweigen der deutschen Systematik gegenübergestellt. Die Spalte CPA (Statistical classification of products by activity) zeigt die Differenzierung, die im Rohstoffmodell unterlegt ist, die Spalte Wirtschaftszweige (WZ) zeigt, welche weiteren Differenzierungen in der Wirtschaftssystematik vorliegen. Die Zeilen sind:

- grau unterlegt, wenn sie nicht in den Geltungsbereich von ProgRess fallen,
- gelb unterlegt, wenn Anteile der Zielmaterialien in den Geltungsbereich von ProgRess fallen
- orange unterlegt, wenn die Zielmaterialien in den Geltungsbereich von ProgRess fallen.
- Blau unterlegt sind zusätzliche Primärmaterialien, die in den Geltungsbereich von ProgRess fallen, jedoch nicht enthalten sind.

Die Spalte CPA zeigt, zu welchem Wirtschaftszweig im Rahmen der Differenzierung der VGR das Zielmaterial gehört – diese Differenzierung ist in den Rohstoffrechnungen in der UGR genutzt. Die Spalte WZ zeigt eine genauere Differenzierung nach den Wirtschaftszweigen.

Tabelle 27: Zielmaterialien nach Dente et al (2018) und Entsprechung in den Wirtschaftszweigen (WZ) bzw. Gütergruppen (CPA)

Zielmaterialien nach Dente et al. (2018)	Rohstoffgruppe nach Dente et al. (2018)	CPA	WZ nach Destatis (2008)	Bemerkung
Reis	Biomasse	01	01.12.0	
Weizen, Roggen und Getreide	Biomasse	01	01.11.0	
Kartoffel, Süßkartoffeln	Biomasse	01	01.13.2	
Hülsenfrüchte	Biomasse	01	01.11.0	
Gemüse	Biomasse	01	01.13.1	
Früchte	Biomasse	01	01.21 – 01.24	

			01.26	
Zucker	Biomasse	01	01.14.0	
Pflanzen für Getränke	Biomasse	01	01.21 01.27	
Diverse essbare Pflanzen	Biomasse	01		
Blumen und Pflanzen	Biomasse	01	01.19.1 01.19.2	
Diverse nicht essbare Pflanzen	Biomasse	01	01.15, 01.16	
				Ölhaltige Pflanzen, deren Öl stofflich genutzt wird
Milch	Biomasse	01 oder 10	10.5	
Rindfleisch	Biomasse	01 oder 10	10.1	
Schweinefleisch	Biomasse	01	10.1	
Hühnereier	Biomasse	01	01.47.1	
Hühner	Biomasse	01 oder 10	01.47, 10.12	
Nutztiere, sonstige	Biomasse	01 oder 10	10.1, 10.1	
Spezielle Waldprodukte (einschl. Jagd)	Biomasse	02	01.7, 02.3	
Meeresfischfang	Biomasse	03	03.11	
Meeresfischzucht	Biomasse	03	03.11	
Inländischer Fischfang und – zucht	Biomasse	03	03.12, 03.2	
Holz	Biomasse	02 oder 16	02.20.0	Industrieholz zu integrieren, Brennholz nicht – zu prüfen, ob Holz und Holzprodukte zusammengefasst werden können
Sperrholz, geklebtes Holz	Biomasse	16	16.21.0	
Diverse Holzprodukte	Biomasse	16	16 ohne 16.21.0	
Papier	Biomasse	17	17.1	könnte zusammengefasst werden
Pappe	Biomasse	17	17.1	
Kohlenbergbau, Rohöl und Erdgas	Fossile Rohstoffe	05 und 06	05 und 06	
Compressed Gas und Flüssiggas	Fossile Rohstoffe	06	06.20	
Aliphatic intermediates	Fossile Rohstoffe	06 oder 19	06.20 oder	Zu prüfen, inwieweit Differenzierung verzichtbar
Cyclic intermediates	Fossile Rohstoffe	06 oder 19	06.20 oder	
Synthetic dyes and organic pigments	Fossile Rohstoffe	20	20.12, 20.3	Zu prüfen, inwieweit Differenzierung verzichtbar ist
Synthetic rubber	Fossile Rohstoffe	20	20.17	
Methan Derivate	Fossile Rohstoffe	20		
Weichmacher	Fossile Rohstoffe	20		
Organische Chemikalien	Fossile Rohstoffe	20	20.14	
Harze, wärmehärtend	Fossile Rohstoffe	20		
Harze, thermoplastisch	Fossile Rohstoffe	20		
Harze, hohe Funktion	Fossile Rohstoffe	20		
Harze, synthetisch, divers	Fossile Rohstoffe	20		
Viskose und Azetate	Fossile Rohstoffe	20		
Synthetische Fasern	Fossile Rohstoffe	20	20.6	
Erdölprodukte	Fossile Rohstoffe	19		Dopplung zu 06 – 06 ggf. verzichtbar
Straßendeckenmaterial	Fossile oder mineralische Rohstoffe			Weitere Differenzierung prüfen
Hochfenstahl	Metalle	24.1-24.3	24.10.0	Differenzierung sinnvoll
Elektrostahl	Metalle	24.1-24.3	24.10.0	
Kupfer	Metalle	24.4.	24.44	Differenzierung primär – sekundär sinnvoll
Blei und Zink (einschl. Sekundärblei)	Metalle	24.4	24.43 (einschl. Zinn)	
Aluminium (incl. Sekundär-AL)	Metalle	24.4	24.42	
Diverse nicht-Eisen Metalle	Metalle	24.4	24.41, 24.45	Weitere Differenzierungen nach Metallen (insb. Edelmetalle) und nach Primär-/Sekundärmaterialien sinnvoll
Kies und Schotter	Nicht-metallische Minerale	07-09	08.12	
Crushed stones	Nicht-metallische Minerale	07-09	08.11	
Industrie Soda chemicals	Nicht-metallische Minerale	21		
Anorganische Pigmente	Nicht-metallische Minerale	21		
Salz	Nicht-metallische Minerale	07-09	08.93	

Flachglas und Sicherheitsglas	Nicht-metallische Minerale	23.1	23.11 und 23.12	Zusammenlegung von Flachglas und diversen Glasprodukten prüfen
Glasfasern und -produkte	Nicht-metallische Minerale	23.1	23.14	
Glasprodukte, divers	Nicht-metallische Minerale	23.2-23.9	23.13 und 23.19	
Zement	Nicht-metallische Minerale	23.2-23.9	23.51	Ggf. Erweitern um Beton
Töpferware	Nicht-metallische Minerale	23.2-23.9		
Feuerfeste Lehmprodukte	Nicht-metallische Minerale	23.2-23.9	23.2	
Lehm- und Tonprodukte	Nicht-metallische Minerale	23.2-23.9	23.2, 23.4,	
Karbon und Graphitprodukte	Nicht-metallische Minerale	23.2-23.9	23.52	
Schleifands, -mittel	Nicht-metallische Minerale	23.2-23.9	23.9	
Keramik, Steine und Lehmprodukte, divers	Nicht-metallische Minerale	23.2-23.9	23.7,	Differenzieren von Gips

Quelle: eigene Zusammenstellung auf der Basis von Dente et al. (2018) und Destatis (2008)

Die Tabelle zeigt, dass die Zielmaterialien von Dente et al. (2018) nicht ohne Veränderungen in den deutschen Kontext übernommen werden können. Folgende Veränderungen sind erforderlich:

- Aus den gelb markierten Zeilen müssen ausschließlich die stofflich genutzten Anteile berücksichtigt werden, beispielsweise der Anteil stofflich genutzten Erdöls für Kunststoffe. Diese Anteile müssten für alle gelb unterlegten Produktgruppen bestimmt werden, wie dies im Fallbeispiel Erdöl (Kapitel 5.2) beispielhaft erfolgte. Der jeweilige energetisch bzw. nahrungsseitig genutzte Anteil der Zielmaterialien sollte nicht berücksichtigt werden, da diese Anteile nicht im Geltungsbereich von ProgRess liegen. Im Falle einer erweiterten Materialauswahl werden natürlich auch die energetisch genutzten Materialien sowie die Nahrungs- und Futtermittel einbezogen.
- Die Aufbereitung von Sekundärrohstoffen ist oftmals mit geringeren Umweltwirkungen verbunden. Die Förderung der Nutzung von Sekundärrohstoffen ist ein Ziel in ProgRess (I-III). Daher ist die Integration und getrennte Ausweisung von Sekundärrohstoffen (Glas, Kunststoff, unterschiedliche Metalle, Sand, Schotter und Kies, Papier, etc.) in die Zielmaterialien sinnvoll.
- Weitere Disaggregationen betreffen mineralische Rohstoffe. So sind beispielsweise Gips und Kalk (-sandsteine) in Deutschland weitverbreitete Baustoffe, die mit spezifischen Umweltbelastungen verbunden sind. Es ist folglich sinnvoll, diese Rohstoffe gesondert zu erfassen.
- Gleichzeitig finden sich bei Dente et al. (2018) Differenzierungen, die für die deutsche Ökonomie und ProgRess nicht so relevant sind. Die Relevanz bei der Aufteilung der Harze erschließt sich beispielsweise nicht. In der obigen Liste wurden verschiedene Vorschläge zur Zusammenlegung von Zielmaterialien gemacht.

6.3.2 Differenzierung des Rohstoffmodells entlang der Zielmaterialien

In einem nächsten Schritt ist das Rohstoffmodell entlang der definierten Zielmaterialien zu disaggregieren. Bei Dente et al. (2018) wurde dazu auf eine sehr differenzierte Gütermatrix der japanischen Volkswirtschaft aus dem Jahr 2011 zurückgegriffen. Für die Disaggregation des deutschen Modells kann auf eine sehr differenzierte Gütermatrix der deutschen Volkswirtschaft zurückgegriffen werden. Das letzte update der deutschen IOT erfolgte 2015.

Verschiedene Autor*innen haben nachgewiesen, dass eine Hybridisierung der Modelle zu besseren Ergebnissen führt (z.B. Dittrich et al. (im Erscheinen); Schoer et al. 2012, 2018; Weinzettel (eingereicht bei Economic Systems Research)). Auch Dente et al. (2018) geben dies als wichtigen Aspekt ihres Ansatzes an. Hybridisierung bedeutet, dass die Zielmaterialien weitmöglich in physischen Einheiten hinterlegt sind. Dies ist insbesondere dann relevant, wenn die durchschnittlichen Preise der Gütergruppen nicht die physischen Mengen widerspiegeln bzw. wenn die Preise innerhalb der Gütergruppen sehr unterschiedlich sind. Der Umfang der Hybridisierung der Modelle unterscheidet sich teilweise recht stark. Dente et al. (2018) haben nur ausgewählte Materialien in physischen Einheiten hinterlegt⁸¹, im RME-Eurostat Modell sind insbesondere biotische und fossile Rohstoffe sowie nicht-metallischen Minerale in physischen Einheiten ausgewiesen⁸² und in URMOD ist die Mehrheit aller nicht- bzw. wenig verarbeiteten Rohstoffe, Sekundärrohstoffe zur stofflichen und energetischen Verwendung, die Energieerzeugung (jeweils in Tonnen Öläquivalenten) und eine Vielzahl von Beförderungsleistungen in physischen Einheiten⁸³ hinterlegt.

Auch das Rohstoffmodell von Destatis ist bereits ein hybrides Modell, das laut methodischer Beschreibung zudem relevante Zusatzinformationen zu Metallen und relevanten mineralischen Rohstoffen enthält. Zudem enthält das Energie- und CO₂-Modell wichtige Differenzierungen und Hybridisierungen im Bereich der Energieerzeugung, die für die Ausweisung der Treibhausgasemissionen relevant sind. Beide Modelle sollten daher in ein einziges Modell überführt werden. Bei der weiteren Differenzierung und Hybridisierung der Zielmaterialien kann auf die bereits vorliegenden Arbeiten aufgebaut werden.

6.3.3 Umweltwirkungen der Vor- und nachgelagerten Sektoren

Mengenmäßig relevante CO₂-Emissionen werden im Energie- und CO₂-Modell von Destatis berücksichtigt. Für die Berechnung der CO₂-Emissionsgehalte der Importe werden zusätzliche Sonderrechnungen für relevante CO₂-Emissionen durchgeführt. Dies ist nun auf alle Zielmaterialien auszuweiten. Es ist relevant zu beachten, dass im Ansatz von Dente et al. (2018) Importe unberücksichtigt blieben, die in der hier betrachteten Weiterentwicklung berücksichtigt werden sollen. Dadurch wird die Weiterentwicklung bezüglich der empirischen Datenvorbereitung und –aufbereitung aufwändiger als dies im japanischen Fallbeispiel erforderlich ist.

Die **Vorketten** wurden im japanischen Fallbeispiel den Zielmaterialien über ein Allokationsverfahren zugeordnet, das sicherstellt, dass Doppelzählungen vermieden werden. Im ersten Schritt wurden die materiellen Vorketten anteilmäßig den Zielmaterialien zugeordnet, im zweiten Schritt die Treibhausgasemissionen. Das Verfahren kann für das Inland wahrscheinlich direkt übernommen werden. Dente et al. (2018) haben die Importe nicht

⁸¹ In der Einheit Tonnen: Reis, Kupfer, thermoplastics resins, Pappe, Aluminium, synthetischen Kautschuk, thermo-setting resins, Zement, gebrochene Steine, Kartoffeln, Pflanzen für Getränke, Rayon and acetate, Zucker und Getreide. In der Einheit Stückzahl: Rinder, Schweine, Hühner

⁸² Getreide, Gemüse, Ölfrüchte, Knollen, Zucker, Taback, Faser- und Futterpflanzen, Früchte, Waldprodukte, Fisch, Braun- und Steinkohle, Öl, Bitumen, Gas, Uran und Thorium, Steine, Kalk und Gips, Lehm, Ton, Kreide, Dolomit, Sand, Kies und Schotter, Düngeminerale, Torf, Salze, andere nicht-metallische Mineralien.

⁸³ Zusätzlich zu den Ausweisungen in FN 82: Industrieholz, Brennholz, Eisen, Kupfer, Nickel, Aluminium, Gold, Silber, Platin, Blei, Zink, Zinn, Wolfram, Tantal, Titan, Magnesium, Mangan, Chrom, sonstige Metalle, Holzprodukte, Mineralölprodukte, Kokereiprodukte, Kunststoffe in Rohform, Biokraftstoffe, Kunststoffprodukte, Glas und Glasprodukte, Zement, Produkte aus Zement, Beton und Mörtel, Eisen- und Stahllegierungen, Hochofengase, Schlacken, weiter verarbeitetes Aluminium bzw. Kupfer, Nukleare Brennstoffe, Strom, Energie aus Wasserkraft, Windkraft, Solar bzw. Ozeanen, Energie aus Erdgas, Biogas, Abwärme, Solarwärme, Geothermie, Sekundärrohstoffe Holz, Papier, Kunststoffe (sortenrein und nicht- sortenrein), Eisenschrotte, Kupferschrotte, Aluminiumschrotte, Bauabfälle zur Wiederverwendung Hochbau bzw. Wegebau, energetisch verwertete Holz- und Bioabfälle zur Strom- bzw. zur Biogas- bzw. zur Kraftstofferzeugung, energetisch verwertete Abfälle für Deponiegas, Klärschlammgas, Hausmüll, Industrieabfälle, sowie diverse Unterkategorien bei den Beförderungsleistungen.

einbezogen; das Verfahren wurde jedoch von Cabernard et al. (2019), basierend auf einem MRIO-Modell, auf die Importe ausgeweitet. Da sowohl das Rohstoffmodell als auch das Energie- und CO₂-Modell von Destatis die Vorketten der Importe nicht weiter differenziert, ist eine Übertragung der Zuordnung der Vorketten auf die Importe nicht möglich. Um dies zu ermöglichen, müsste das kombinierte Rohstoff-Modell und das Energie und CO₂-Modell zu einem multiregionalen Modell erweitert werden.

Interessant ist in diesem Zusammenhang, dass Dente et al. (2018) bemerken, dass der Doppelzählungsfaktor für den Großteil der Materialien bei etwa 10 % liegt und nur bei wenigen Materialien (vorwiegend fossile Rohstoffe und biotischen Materialien) höher ist.

Auch **nachgelagerten Flüsse** wurden im japanischen Beispiel teilweise den Zielmaterialien zugeordnet. Dabei wurden ausschließlich prozessbedingte Emissionen berücksichtigt. Das Allokationsverfahren kann, angepasst auf die deutschen Zielmaterialien, übernommen werden. Die Größenordnung liegt bei Dente et al. (2018) bei 12 % der gesamten, materialbedingten THG-Emissionen, die auf diese nachgelagerten Flüsse entfallen. Für eine Weiterentwicklung der UGR-Modelle ist es empfehlenswert, auch Emissionen aus dem (nachgelagerten) Güterverkehr der Zielmaterialien anteilmäßig zu berücksichtigen, um mögliche (zukünftige) Einspareffekte durch (aufgrund von Ressourceneffizienzmaßnahmen) leichtere Produkte ermitteln zu können. Hierfür müsste ein geeignetes Verfahren entwickelt werden.

6.4 Zusammenfassung

Ausgehend von den öffentlichen Statistiken der UGR sind folgende Schritte zu leisten, um die CO₂-Emissionen, die mit den Materialien, die im Fokus von ProgRess stehen, verbunden sind, aus der Perspektive der Wertschöpfungskette und unter Einbeziehung der Importe zu ermitteln:

1. Finale Definition der Zielmaterialien;
2. Kombination des bestehenden Rohstoffmodells und des Energie- und CO₂-Emissionsmodells;
3. Erweiterung des kombinierten Modells vor dem Hintergrund der Zielmaterialien, und Erweiterung zu einem MRIO-Modell, um die Vorketten der Importe einbeziehen zu können;
4. Identifizierung und Aufbereitung fehlender Daten, einschl. stofflich genutzter Anteile von fossilen und biotischen Rohstoffen und empirisch abgesicherter Informationen für das Ausland;
5. Anteilige Zuordnung (über das von Dente et al. vorgeschlagene Verfahren) der Materialien und Emissionen der Vorketten und der (ggf. erweiterten) nachgelagerten Flüsse.

Eine Ausweitung auf weitere Umweltwirkungen, die im Rahmen des Konzepts der planetaren Grenzen relevant sind, ist nach einem ähnlichen Schema denkbar: Die Dimension der Landnutzungen und Landnutzungsänderungen sind bezüglich der Forstprodukte und der Fasern sicherlich relevanter als bei den abiotischen Rohstoffen.

7 Handlungsmöglichkeiten bei Überschreitung der Planetaren Grenzen

7.1 Einleitung

“Transgressing a boundary increases the risk that human activities could inadvertently drive the Earth System into a much less hospitable state, damaging efforts to reduce poverty and leading to a deterioration of human wellbeing in many parts of the world, including wealthy countries.” Prof. Dr. Will Steffen (PIK 2015)

Aktuell werden vier der neun Planetaren Grenzen global durch die Umweltauswirkungen unseres Wirtschaftens überschritten. Dies betrifft den Klimawandel, die Intaktheit der Biosphäre, die Landnutzung und biogeochemische Kreisläufe.

Wie im Bericht in Kapitel 2 festgestellt, werden auch von Deutschland gegenwärtig mehrere der disaggregierten Planetaren Grenzen überschritten. Dazu gehört etwa die Klimawandelgrenze, die nach den Prinzipien der Development Rights und der Historischen Verantwortung für das 1,5-Grad-Ziel bereits überschritten ist. Selbst nach dem für Staaten mit hohen Umweltauswirkungen vorteilhaften Prinzip der Souveränität (engl. Grandfathering) verbleiben für das 1,5-Grad-Ziel nur noch 6,65 Gt oder 9,4 Jahre auf dem Emissionsniveau von 2019. Auch für die Grenze der Biogeochemischen Flüsse als auch der Landnutzungsveränderung kann eine Überschreitung festgestellt werden. Zudem ist auch für die Intaktheit der Biosphäre, die nicht disaggregiert wurde, angesichts immer neuer Berichte zum Verlust der Artenvielfalt eine Überschreitung anzunehmen.

Dies wirft die Frage auf, wie mit solchen Überschreitungen der Planetaren Grenzen umzugehen ist und welche Handlungsoptionen bestehen. Dieser Frage widmet sich dieses Kapitel. Konkret wird die Frage ins Zentrum gestellt:

- Welche (politischen) Optionen bestehen, das Überschreiten der Grenzen rückgängig zu machen bzw. auszugleichen, und welche (rohstoffbezogenen) Instrumente könnten geeignet sein bzw. unterstützend wirken?

Um diese Frage zu untersuchen, wird sie anhand der Planetaren Grenzen des Klimawandels und der Biogeochemischen Flüsse (Stickstoff) detaillierter diskutiert. Hierfür wird jeweils zunächst der Stand der Forschung zusammengefasst als auch, welche natürlichen Prozesse eine Grenzüberschreitung nach sich zieht. Im Rahmen der Konzeptstudie ist weiterhin ebenfalls relevant welche Rohstoffe (nach heutigem Kenntnisstand) für die Grenzüberschreitung besonders ausschlaggebend sind. Anschließend wird qualitativ analysiert, ob bzw. welche Handlungsmöglichkeiten bestehen, die Grenzüberschreitung auszugleichen und was dies für die Nutzung von Rohstoffen bedeutet. Schließlich wird diskutiert, welche politischen Instrumente geeignet sind, die Überschreitungen zu unterbinden bzw. Ausgleiche zu ermöglichen. Auch diese Frage wird insbesondere mit Fokus auf rohstoffliche Ansatzpunkte beleuchtet.

7.2 Klimawandel

7.2.1 Stand der Wissenschaft

Global betrachtet nehmen die Konzentrationen von wichtigen Treibhausgasen wie Kohlenstoffdioxid CO₂ und Methan CH₄ in der Atmosphäre weiter zu. Die durch die Maßnahmen im Rahmen der Covid-19-Pandemie zeitweise erreichten drastischen Reduktionen an CO₂-

Emissionen waren nur von kurzer Dauer, weswegen für das Gesamtjahr 2020 nur von einer Reduktion um 4 – 7 % ausgegangen wird (WMO 2020). So fielen die CO₂-Emissionen im April global um 17 % auf das Niveau des Jahres 2006, doch schon im Juni 2020 erreichten sie wieder fast das Niveau des Vorjahresmonats. Der Bericht der Weltorganisation für Meteorologie (WMO 2020) stellt damit fest, dass die Staaten der Erde sich auf einem Emissionspfad befinden der nicht mit den Zielen des Pariser Klimaabkommens kompatibel ist. Derzeit befinde man sich mit den zugesagten Maßnahmen der Staaten (Nationally Determined Contributions, NDCs) auf einem Pfad, der eine Erwärmung um 3 °C bis Ende des Jahrhunderts zu Folge hätte. Es besteht eine steigende Wahrscheinlichkeit (derzeit 20 %), dass eine globale Erwärmung von 1,5 °C schon bis zum Jahr 2024 erreicht wird.

Auch Deutschland trug im Jahr 2019 mit knapp 805 Megatonnen an Treibhausgasemissionen zu einer weiteren Klimaerwärmung bei. Die für Deutschland disaggregierte Klimawandelgrenze ist je nach angewandtem ethischem Prinzip bereits heute überschritten. Nach dem Prinzip der Development Rights ist das Budget für das Erreichen des 1,5-Grad-Ziels mit 66-%iger Wahrscheinlichkeit schon um 0,69 Gt, nach dem Prinzip der Historischen Verantwortung um 0,22 Gt im Jahr 2020 überschritten. Doch auch für das Erreichen des 2-Grad-Ziels nach gleicher Wahrscheinlichkeit verbleiben bei dieser Disaggregation nur noch 1,28 bzw. 2,73 Gt (in 1,8 bzw. 2,7 Jahren aufgebraucht). Selbst nach dem für Staaten mit hohen Umweltauswirkungen vorteilhaften Prinzip der Souveränität (engl. Grandfathering) verbleiben für das 1,5-Grad-Ziel nur noch 6,65 Gt oder 9,4 Jahre auf dem Emissionsniveau von 2019.

Folgen einer Grenzüberschreitung

Die Überschreitung der Klimawandelgrenze zieht vielfältige Konsequenzen für natürliche Prozesse nach sich und hat Auswirkungen für weitere Planetare Grenzen. So ist der Klimawandel und eine sich weiter schnell erhöhende globale Mitteltemperatur eine der wesentlichen Ursachen des globalen Biodiversitätsverlusts. Weitere Steigerungen der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre wirken sich weiterhin stark auf die Grenze der Versauerung der Ozeane aus. Im Zuge eines Anstiegs des Meeresspiegels durch das Abtauen von Gletschern sowie durch die Zunahme an Extremwetterereignissen wie etwa Dürren ist davon auszugehen, dass sich der Klimawandel weiterhin stark auf die Grenze des Landnutzungswandels auswirkt. Schon in den vergangenen Jahren sind etwa in Deutschland extreme Effekte für die Wälder zu beobachten (Schuldt et al. 2020).

Weiterhin führt eine Überschreitung der Planetaren Klimawandel-Grenze dazu, dass natürliche Prozesse in Gang gesetzt werden, die eine weitere Steigerung der globalen Mitteltemperatur oder auch weitere Emissionen von Treibhausgasen mit sich bringen. Ein Erreichen solcher Kipppunkte (Lenton et al. 2008) löst „abrupte“ Änderungen aus, die zum Teil unumkehrbar sind und weitere Rückkopplungen in Gang setzen können. Dazu zählt etwa der Verlust von Permafrost in Sibirien oder des Regenwaldes im Amazonas (Steffen et al. 2018). Aktuelle Studien weisen nun darauf hin, dass einige dieser Kipppunkte schon früher erreicht sein könnten als zuvor angenommen (Lenton et al. 2019). Demnach wurden neun der 15 Kipppunkte, die im Jahr 2008 identifiziert wurden aktuell schon ausgelöst. Dazu gehört etwa das Tauen des Permafrostbodens in Sibirien (Farquharson et al. 2019), häufigere Dürren im Amazonas sowie ein sich beschleunigender Verlust des grönländischen Eisschildes.

Relevante Rohstoffe

Wie im Bericht zu AP3 dargelegt, sind insbesondere fossile Energieträger und ihre Verbrennung für die Grenzüberschreitung relevant. Die wichtigsten sind Erdöl, Stein- und Braunkohle sowie Erdgas. Weitere wichtige, nicht-rohstoffbezogene Faktoren sind Emissionen, durch

landwirtschaftliche Aktivitäten wie etwa durch Entwaldung, Methan-Emissionen durch die Tierhaltung, sowie Stickstoffdioxidemissionen durch Düngemittel (IPCC 2015a).

7.2.2 Optionen mit einer Grenzüberschreitung umzugehen

Im Folgenden werden drei Möglichkeiten diskutiert, wie grundsätzlich politisch auf die Überschreitung der Klimawandelgrenze reagiert werden kann. Dazu gehören 1) ambitioniertere und schneller umgesetzte Klimaschutzmaßnahmen, 2) verschiedene Formen des Carbon Dioxide Removal (CDR), insbesondere die in (IPCC 2018) enthaltene Annahme von negativen Emissionen, sowie 3) Kompensationszahlungen, für Klimaschutzmaßnahmen in anderen Ländern. Für die Nutzung von Rohstoffen bedeutet eine Einhaltung der Klimawandelgrenze, unabhängig von den hier diskutierten Optionen, die Verbrennung fossiler Energieträger kurz- bis langfristig vollständig einzustellen.

7.2.2.1 Ambitioniertere, schnellere Klimaschutzmaßnahmen

„Die Verhandler bei der UN-Klimakonferenz in Paris sollten sich klar machen, dass das Wetten auf negative Emissionen uns nicht davon entbindet, jetzt schon CO₂ zu reduzieren“, Prof. Dr. Sabine Fuss (Mercator Research Institute on Global Commons and Climate Change) (MCC / Change 2015)

Auch vor dem Hintergrund der sich verschärfenden Situation bezüglich des Erreichens von Kipppunkten, ist die wichtigste Handlungsoption die derzeitigen Emissionen so schnell wie möglich zu reduzieren. Dafür notwendig sind vielfältige, ambitionierte Maßnahmen, die zumeist schon seit Jahren oder Jahrzehnten bekannt sind. Daher sollen in diesem Abschnitt nur die wichtigsten nochmals genannt werden.

Preismechanismen

Zu den wichtigsten Maßnahmen zählen die Abschaffung von Subventionen für fossile Energieträger und die Einführung einer Bepreisung von Treibhausgasemissionen bzw. die Anhebung entsprechender Preise.

Eine große Zahl an Staaten der Welt, so auch Deutschland, haben sich im Rahmen zahlreicher internationaler Vereinbarungen bzw. Verpflichtungen⁸⁴ dazu bekannt Subventionen für fossile Energieträger abzubauen. Doch werden auch im Jahr 2020 in Deutschland fossile Energieträger in vielfältiger Weise subventioniert. Die finanziell umfangreichsten Einzelsubventionen sind dabei allesamt im Verkehrssektor zu finden, wie etwa der reduzierte Energiesteuersatz für Dieselkraftstoffe, die Energiesteuerbefreiung für Kerosin, die Mehrwertsteuerbefreiung für internationale Flüge, sowie steuerliche Vorteile für Dienstwagen (Zerzawy et al. 2017). Subventionen wie diese behindern somit auch heute noch eine Dekarbonisierung der Wirtschaft und Gesellschaft. Das Umweltbundesamt hat zuletzt für das Jahr 2012 umweltschädliche Subventionen in Höhe von 57 Mrd. Euro festgestellt (UBA 2016c). Eine aktuelle Studie stellt fest, dass fossile Energieträger im Energiebereich (d.h. exkl. Verkehr, Haushalte etc.), mit 17 Mrd. Euro pro Jahr subventioniert werden (Zerzawy 2020). Eine schnellstmögliche Abschaffung dieser Subventionen, stellt einen wichtigen Hebel dar, die Anreize im Wirtschaftssystem weniger zugunsten der fossilen Energieträger zu verzerren.

Große Einigkeit besteht in der Wissenschaft, dass eine Bepreisung von Treibhausgasemissionen, sei dies in Form von Ökosteuern oder von Cap-and-Trade-Systemen wie dem EU ETS, notwendig

⁸⁴ Dazu zählen etwa das Kyoto-Protokoll, die G20-Beschlüsse in Pittsburgh im Jahr 2009, das Abschlussdokument der Rio+20 Konferenz, sowie die 2030-Agenda (UBA 2016c)

für eine ambitionierte Klimapolitik ist⁸⁵. Im vergangenen Jahr hat die Bundesregierung in ihrem Klimaschutzprogramm 2030 die Bepreisung von CO₂-Emissionen für die Bereiche Verkehr und Gebäude zum Jahr 2021 beschlossen. Dies ist eine zentrale Maßnahme, die übergreifend zur Senkung der Treibhausgasemissionen in beiden Bereichen beitragen kann. Die Höhe des Preises wurde jedoch von verschiedenen Seiten, insbesondere aus der Wissenschaft, als deutlich zu niedrig kritisiert (vgl. etwa Edenhofer et al. (2019)⁸⁶).

Sektorale Maßnahmen und Verhaltensänderungen

Wie oben dargelegt, sind viele der sektoralen Maßnahmen lange bekannt. Hier wird nur in einem Überblick skizziert was aus Sicht eines ambitionierten Klimaschutzes angesichts der Überschreitung der Planetaren Grenze notwendig wäre. Dass solch ambitionierte Maßnahmen, kombiniert mit Veränderungen im Konsumverhalten, deutliche Auswirkungen auf die Erreichbarkeit des 1,5-Grad-Ziels (ohne bzw. mit deutlich weniger negativen Emissionen) haben, zeigt etwa van Vuuren et al. (2018). Im Gegensatz zu van Vuuren et al. (2018), die von einer nicht weiter erklärten Veränderung in den sozialen Normen ausgehen, müssten diese Lebensstiländerungen durch entsprechende Politiken gefördert werden, wie etwa Creutzig et al. (2018) diskutieren. Zu den wichtigsten Bereichen für Änderungen im Konsumverhalten zählen im Verkehr der motorisierte Individualverkehr (MIV) und die Flugzeugnutzung, die Ernährung mit Fleisch- und Milchprodukte, sowie Wärme bzw. Kühlung in Haushalten und die Wohnfläche (Dubois et al. 2019; Lettenmeier et al. 2019; IRP 2020).

Im Verkehrsbereich ist eine Mobilitätswende notwendig. Diese zielt erstens auf eine starke Reduzierung des motorisierten Individualverkehrs (MIV), die u.a. durch Restriktionen für Autos insb. in Städten (autofreie Innenstädte, Verkehrsberuhigung, flächendeckendes Parkraummanagement, Citymaut) sowie einen Ausbau an Alternativen (ÖPNV und Bahn, Verbesserung der Fahrradinfrastruktur, multimodale Mobilitätsplattformen uvm.) erreicht werden kann. Außerdem gilt es auch die Elektromobilität zu fördern. Dabei darf allerdings, vor dem Hintergrund der Ressourcenbedarfe als auch einer notwendigen Minimierung des Stromverbrauchs, nicht von einer Substitution der heutigen Pkw-Flotte mit Verbrennermotoren durch Elektro-Pkw ausgegangen werden. Weiterhin muss auch der Flugverkehr, solange keine klimaneutralen Alternativen vorhanden sind, auf ein Minimum reduziert werden. Dies kann durch Preisanreize, durch Anreize zu Video-Konferenzen sowie durch den Ausbau und die Beschleunigung der Bahnverbindungen erreicht werden.

Im Bereich der Landwirtschaft ist eine Agrarwende erforderlich, die auf eine möglichst schnelle Reduzierung der Treibhausgasemissionen abzielt. Dazu zählt etwa eine starke Minderung des Fleischkonsums und des Konsums tierischer Produkte etwa auf das Niveau der Empfehlungen der Deutschen Gesellschaft für Ernährung (Kahiluoto et al. 2014; Conijn et al. 2018; Willett et al. 2019). Diese kann durch eine entsprechende politische Instrumentierung, wie der Verteuerung von Fleischprodukten und eine finanzielle Förderung pflanzenbasierter Ernährung erreicht werden. Weitere Optionen sind die Verminderung von Lebensmittelverlusten sowie die Förderung des Ökolandbaus.

In der Energiewende muss der Ausbau der Erneuerbaren Energien deutlich beschleunigt und die Elektrizitätsnutzung in anderen Sektoren (wie Wärme und Verkehr) – die sogenannte Sektorkopplung – deutlich verstärkt werden (van Vuuren et al. 2018; Purr et al. 2019). Weitere

⁸⁵ Zur Einhaltung auch anderer Planetarer Grenzen müsste eine solche Bepreisung bzw. Mengenbegrenzung vermutlich noch auf weitere Rohstoffe ausgeweitet werden

⁸⁶ Zuletzt wurde der Preis je Tonne CO₂ zwar im Rahmen der Verhandlungen im Bundesrat von den zunächst geplanten 10 auf 25 EUR/tCO₂ erhöht. Damit liegt der Preis jedoch immer noch deutlich unterhalb, der von Seiten der Wissenschaft bezifferten 40 EUR/tCO₂, die als notwendig erachtet werden, um eine Lenkungswirkung zu erreichen.

Steigerungen in der Energieeffizienz in allen Bereichen sind anzustreben. Ebenfalls müssen die Anstrengungen zur Erreichung der Treibhausgasneutralität in der Industrie, wie etwa durch eine Förderung für die Nutzung von „Grünem Wasserstoff“, deutlich gesteigert werden.

Doch selbst, wenn die skizzierten Maßnahmen und Ziele nicht nur in Deutschland, sondern auch global erreicht werden, könnte es für die Erreichung des 1,5-Grad-Ziels ohne weitere Maßnahmen zu spät sein. Dies zeigen etwa die Modellierungen von van Vuuren et al. (2018). Doch schon basierend auf IPCC (2018) ist davon auszugehen, dass weitere Maßnahmen etwa zum Entzug von Treibhausgasen aus der Atmosphäre notwendig sind. Wie Smil (2019) darlegt dauert es Dekaden, um Veränderungen etwa in der Energiebasis von Volkswirtschaften zu erreichen. Und auch im Jahr 2020 sind, trotz des Ausbaus erneuerbarer Energien, die fossilen Energieträger immer noch Basis für das Funktionieren von Gesellschaft und Wirtschaft – sie stellen immer noch über 78 % des Primärenergieverbrauchs, gegenüber 15 % durch erneuerbare Energien (UBA 2020).

7.2.2.2 Geoengineering

“The IPCC report achieves 1.5° only with a huge trick, namely immense negative emissions. I think this is a slightly dishonest take on the situation because nobody can really imagine how you could create this huge amount of negative emissions. I think this is not a good answer to a problem, which is actually an existential threat to civilisation.” — Prof. Dr. Dr. h.c. Schellnhuber (Scientists for Future 2020)

Angesichts der Herausforderung der weit fortgeschrittenen Überschreitung der Klimawandelgrenze müssen in diesem Abschnitt verschiedene Optionen für Negative Emissionen diskutiert werden. Schon im Jahr 2014 stellten Fuss et al. (2014) fest, dass 85 Prozent der IPCC-Szenarien zur Erreichung des 2-Grad-Ziels negative Emissionen bis zum Jahr 2100 annehmen. Will die Weltgemeinschaft im Jahr 2020 das 1,5-Grad-Ziel noch ernsthaft weiter anstreben, ist diese Diskussion unumgänglich (IPCC 2018; van Vuuren et al. 2018), auch wenn es wie unten dargelegt berechnete Zweifel und Kritik an diesen Maßnahmen gibt. Aus diesen Gründen sollten, wie hier angelegt schnelle und ambitionierte Maßnahmen zur Reduktion der Treibhausgasemissionen oberste Priorität haben (dies deckt sich mit der Position des UBA (2019c)). Im Folgenden wird vor dem Hintergrund der Annahmen in IPCC (2018) die Option von negativen Emissionen etwas vertiefter beschrieben, während weitere Maßnahmen des Geoengineerings nur skizziert werden.

7.2.2.2.1 Natürliche Kohlenstoff-Senken

Die „naturnahe CO₂-Entnahme“ umfasst Maßnahmen wie eine nachhaltige Landnutzung zur Stärkung der natürlichen Kohlenstoffsenken, Biokohleherstellung und -nutzung und eine verstärkte Nutzung von Holz und Karbonmaterialien im Bausektor zur Substitution von Beton und Stahl. Zur nachhaltigen Landnutzung zählen Maßnahmen wie bodenschonende und humusmehrende Landbewirtschaftung, Moorschutz und -renaturierung, Grünlanderhalt und Wiederaufforstung (UBA 2019c). Diese Maßnahmen insbesondere die Aufforstung und Biokohle könnten unter Umständen auch Synergieeffekte mit anderen Planetaren Grenzen (Landnutzungswandel, Biogeochemische Flüsse, Biodiversität) aufweisen (Heck et al. 2018; Tisserant / Cherubini 2019). Weiterhin tragen Maßnahmen zur nachhaltigen Landnutzung zur Anpassung an die Folgen des Klimawandels und zur Erreichung der Sustainable Development Goals (SDGs) bei (vgl. etwa SDG 15 Landökosysteme schützen). Heck et al. (2018) berechnen, dass die Möglichkeiten der nachhaltigen Landnutzung das Potential haben 98 GtC zu binden und gleichzeitig das Risiko für Biodiversitätsverlust um 53 % reduzieren können. Allerdings würden in diesem Szenario einige Länder, die heute ihre Nahrungsmittel überwiegend selbst herstellen zu Nahrungsmittelimporteuren, da heutige Acker- und Weideflächen wieder aufgeforstet

würden, während andere Länder mehr Nahrungsmittel produzieren würden. Smith (2016) geht davon aus, dass die Kohlenstoffbindung im Boden und die Anwendung von Biokohle, insgesamt ein Potential von 1,4 GtC-Bindung pro Jahr haben.

7.2.2.2 Technische Möglichkeiten zum CDR

Da negative Emissionen durch die Verbesserung natürlicher Kohlenstoffsinken möglicherweise nicht ausreichend sind, werden Vorschläge für Geoengineering in Form von Technologien für negative Emissionen, der Ozeandüngung und dem Strahlungsmanagement hier kurz vorgestellt. Den hier vorgestellten Möglichkeiten ist gemein, dass sie heute noch überwiegend technisch als auch ökonomisch unausgereift sind und von Forschungsseite auf damit verbundene teils enorme Risiken verwiesen wird.

Bioenergy with carbon capture and Storage und Direct Air Capture

Eine erste Gruppe an verschiedenen technischen Maßnahmen setzt auf die Speicherung von Kohlendioxid. Dazu zählt etwa Bioenergie mit CO₂-Abscheidung und Speicherung (engl. bioenergy with carbon capture and storage, BECCS), die direkte Abscheidung von Kohlenstoffdioxid aus der Luft (Direct Air Capture, DACCS), sowie die pyrogene Kohlenstoffabscheidung und Speicherung (PyCCS). Insbesondere BECCS wird auch in IPCC (2018) verstärkt in jenen Szenarien angenommen, in denen eine Emissionsminderung zu einem späteren Zeitpunkt erfolgt. Je nach Szenario müssen zwischen 100 und 1.000 Gt CO₂ der Atmosphäre wieder entzogen werden (UBA 2019d). Die dafür notwendige Fläche (bis zu 6 Mio. km²) zum Anbau von Energiepflanzen entspricht der 17-fachen Fläche Deutschlands oder der doppelten Fläche Indiens. Annahmen wie diese, werden in der Wissenschaft aus verschiedenen Gründen teils stark kritisiert (s. auch das Zitat in der Einleitung von Prof. Schellnhuber hierzu (Larkin et al. 2018). So zeigen Smith et al. (2016), als auch Heck et al. (2016); Heck / Gerten / et al. (2018) und Heck / Hoff / et al. (2018), dass negative Emissionen mit BECCS zur Überschreitung der Planetaren Grenzen Süßwassernutzung, Intaktheit der Biosphäre, Landnutzungswandel und Biogeochemischen Flüßen beitragen würden. Die Technologien seien heute noch nicht in der Art und Weise verfügbar, wie sie in den Szenarien angenommen werden. Aus diesem Grund kritisieren weitere Autorinnen und Autoren diese Annahmen als „ungerechtes Glücksspiel mit hohem Einsatz“ (Anderson / Peters 2016; Asayama / Hulme 2019). Auch wegen der zu erwartenden Kosten bestehen Zweifel, ob negative Emissionen im Umfang wie in IPCC 2018 angenommen realistisch sind (Bednar et al. 2019; Hepburn et al. 2019). In Bezug auf die Alternative der DACCS geht zwar etwa Fuhrman et al. (2020) davon aus, dass im Jahr 2035 dadurch 7 % der Emissionen in 2019 der Atmosphäre entzogen werden könnten. Jedoch hat diese Technologie einen großen Energie- und Wasserbedarf. Voraussetzung wäre also zunächst eine vollständige Transformation des Energiesystems hin zu Erneuerbaren Energien. Generell zeigen vergangene Transformationsprozesse, dass Veränderungen in großindustriellen Maßstäben viele Dekaden benötigen (Smil 2019).

7.2.2.3 Weitere Möglichkeiten des Geoengineerings

Enhanced Weathering

Die zweite Gruppe zur Erreichung negativer Emissionen setzt an den Ozeanen an. Bei der „verbesserten Verwitterung“ (engl. enhanced weathering) werden natürliche oder künstliche Mineralien (Silikate oder Karbonate) etwa an Küsten ausgebracht. Im Ozean bilden kalkbildende Organismen daraus Karbonatmineralien formen, die von der Oberfläche absinken. Während dieses auch natürlich ablaufenden Prozesses wird der Atmosphäre CO₂ entzogen. Bei der Ozeandüngung werden Nährstoffe wie Phosphor, Stickstoff und Eisen in die Ozeane ausgebracht. Diese stimulieren das Wachstum von Phytoplankton, wofür dieses Kohlenstoffdioxid benötigt.

Ein Teil der Biomasse (und des darin gespeicherten) CO₂ sinken an den Meeresboden und lagert sich dort als Sediment ab.

Strahlungsmanagement (Solar Radiation Management, SRM)

Eine dritte Gruppe an verschiedenen Methoden des Strahlungsmanagements zielt darauf ab, die einfallende Sonneneinstrahlung zu reduzieren. Auf unterschiedlichen Ebenen (Erdoberfläche, Troposphäre, Stratosphäre, Weltall) sollen Eingriffe dazu führen einen Anteil der Sonneneinstrahlung zu reflektieren, und dadurch zu einer Abkühlung des Erdklimas zu bewirken (Robock et al. 2009). Bisher stehen Technologien zum Strahlungsmanagement noch nicht zur Verfügung (Smith / Wagner 2018). Zwei Optionen zählen zu den meist untersuchten: 1) Die Erzeugung einer Schwefelsäure-Wolke, wie sie bei Vulkanausbrüchen vorkommen, 2) Die Aufhellung von Wolken über Ozeanen. Weitere Optionen, wie die Aufhellung der Erdoberfläche oder Reflektoren im Weltall, gelten als nicht praktikabel oder zu teuer. Auch die anderen beiden genannten Vorschläge stellen aktuell keine realistische Option zur Minderung des Klimawandels und seiner Folgen dar, da keine belastbaren Forschungsergebnisse deren Wirksamkeit belegen bzw. deren Risiken sehr groß und teilweise kaum abzusehen sind. Für die Erzeugung von Schwefelsäure-Wolken geht die Forschung aktuell von Kosten zwischen 20-200 Mrd. \$ pro Jahr aus (Robock 2020). Bei allen Maßnahmen zum Strahlungsmanagement bestehen jedoch große Bedenken zu Risiken (Unmüßig 2020).

7.2.2.4 Kompensationszahlungen

Schon heute können Bürgerinnen und Bürger die durch sie verursachten Emissionen durch Zahlungen an verschiedene Anbieter⁸⁷ kompensieren. Diese investieren das Geld zumeist in zertifizierte Klimaprojekte, wie etwa Erneuerbare Energieanlagen oder Umweltbildung. Solche Zahlungen sind auch möglich an das Programm „Climate Neutral Now“ des UN-Klimasekretariats. An diesem nehmen große Unternehmen wie die Commerzbank oder SAP, als auch Organisationen wie die Weltbank teil⁸⁸. Radermacher (2018) geht davon aus, dass die Bemühungen der Staaten im Rahmen des Paris-Abkommens ungenügend bleiben werden, weswegen er auf solche Kompensationszahlungen durch wohlhabende Bürgerinnen und Bürger als auch Unternehmen setzt, um die notwendigen Emissionsminderungen zu erreichen. Der Autor ist auch Kooperationspartner des Programms „Allianz für Klima und Entwicklung“ des Bundesministeriums für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung. Diese Allianz verfolgt eben dieses Ziel. Die Bundesregierung hat bereits im Jahr 2014 beschlossen, für nicht-vermeidbare Emissionen durch Dienstreisen Kompensationszahlungen zu leisten (UBA 2019d). Vorstellbar wäre somit auch ein solches Programm um mehrere Größenordnungen zu steigern, um damit staatliche Kompensationszahlungen für Treibhausgasemissionen zu leisten, die über das nationale Budget hinausgehen. Schon alleine die Kosten, die Deutschland möglicherweise aus den Verpflichtungen des europäischen Effort-Sharing-Mechanismus für die Verfehlung von Klimazielen in nicht EU-ETS-Sektoren, entstehen lassen vermuten, dass solche Kompensationszahlungen enorm sein könnten (Agora Energiewende 2018). Ekardt et al. (2018) gehen von jährlichen zweistelligen Milliardenbeträgen für Deutschland und die EU alleine aufgrund der historischen Emissionen (seit 1990) und der daraus resultierenden Verpflichtung zur Finanzierung von Emissionsreduktionen im globalen Süden aus. Ekardt et al. (2019) berechnen für Deutschland unter Berücksichtigung der Emissionen seit 1990 und für die Erreichung des 2-Grad-Ziels eine notwendige Zahlung von 35 Mrd. Euro für

⁸⁷ Dazu zählen etwa die Anbieter Atmosfair, Myclimate oder Klima-Kollekte. Diese investieren das Geld in verschiedene zertifizierte Klimaprojekte. Durch Zahlungen an den Verein Compensators e.V. können Bürgerinnen und Bürger Zertifikate aus dem Europäischen Emissionshandel (EU ETS) stilllegen, d.h. dem Markt entziehen.

⁸⁸ <https://unfccc.int/climate-action/climate-neutral-now/i-am-a-company/organization/climate-neutral-now-signatories>

Klimaschutzmaßnahmen im globalen Süden. Unter Berücksichtigung der Emissionen seit 1850 und notwendiger Anpassungsmaßnahmen erhöht sich die Summe auf bis zu 56 Mrd. Euro.

7.2.3 Zwischenfazit Überschreitung der Grenze Klimawandel

Wie gezeigt, bestehen verschiedene Optionen um mit einer Grenzüberschreitung für die Planetare Grenze Klimawandel umzugehen. Es ist davon auszugehen, dass zumindest naturnahe Optionen der negativen Emissionen notwendig sein werden. Andere Optionen wie BECCS sind bisher noch nicht ausgereifte Technologien. Vor dem Hintergrund des Vorsorgeprinzips als auch der absehbaren negativen Effekte auf andere Planetare Grenzen werden sie als problematisch eingeschätzt. Dies deckt sich mit den Positionen des Umweltbundesamts, wie sie zum Beispiel in (UBA 2019d) dargelegt wurden. Jedoch sollten die Annahmen zu negativen Emissionen in Szenarien sowie die Konsequenzen, die sich daraus ergeben, sowohl politisch als auch in der Gesellschaft deutlich stärker diskutiert werden. So zeigen Lamontagne et al. (2019) in einer Analyse von 5,2 Millionen Klimaszenarien, dass zur Erreichung des 2-Grad-Ziels die globalen Emissionen im Jahr 2030 auf Null reduziert werden müssen, wenn keine Technologien zu negativen Emissionen angewandt werden sollen. Dies scheint auch für Deutschland heute unrealistisch. Es müsste somit eine Diskussion geführt werden, ob die Gesellschaften bereit sind Klimaerwärmungen über 2 Grad hinaus zu akzeptieren oder stattdessen doch negative Emissionstechnologien angewandt werden sollen inklusive einer Diskussion zu den hierdurch hervorgerufenen ökonomischen als auch ökologischen Kosten (inkl. potentiell negative Auswirkungen auf weitere Planetare Grenzen).

Der Fokus sollte darauf liegen weitaus ambitioniertere Maßnahmen als bisher in deutlich höherem Tempo einzuführen. Angesichts der Dringlichkeit als auch des enormen Umfangs notwendiger Treibhausgasreduktionen gilt es: 1) neben technischen Maßnahmen wie dem Ausbau der erneuerbaren Energien und Steigerungen in der Energieeffizienz auch politische Maßnahmen zu treffen, die Änderungen in zentralen Aspekten von Lebensstilen (Heizen, Mobilität, Konsum tierischer Produkte) stimuliert, sowie 2) Möglichkeiten zu identifizieren, wie Wirtschafts- und Sozialsysteme wachstumsunabhängiger ausgestaltet werden können. Dies gilt insbesondere angesichts von Lebensstiländerungen⁸⁹ sowie bis dato mindestens ungenügender Entwicklungen in Bezug auf die Entkopplung von Emissionen und Wirtschaftswachstum (Parrique et al. 2019; Haberl et al. 2020; Hickel / Kallis 2020).

Nach dem Pariser Abkommen von 2015 bestehen derzeit keine internationalen Mechanismen zur Sanktionierung von Staaten, die ihr Treibhausgasbudget überschreiten. Im Rahmen der Klimapolitik der Europäischen Union bestehen zwar Sanktionsmöglichkeiten bei nicht-Erreichung bestimmter Sektorziele (Agora Energiewende 2018). Jedoch sind die bisherigen Ziele, als auch der aktuell diskutierte Vorschlag der EU-Kommission diese Ziele auf 55 % Emissionsreduktion (ggü. 1990) bis zum Jahr 2030 anzuheben, ungenügend für das Paris Agreement (Climate Action Tracker 2020)⁹⁰. Momentan wird im Rahmen des European Green Deal auch die Möglichkeit einer Carbon Border Adjustment Tax diskutiert. Diese zielt hauptsächlich darauf ab, die Verlagerung von Industrien bei steigenden Preisen im Rahmen des EU ETS zu vermeiden. Jedoch könnte eine solche Maßnahme auch andere Länder dazu bewegen, das Ambitionsniveau ihrer Klimaschutzpolitiken zu erhöhen (Barrett et al. 2012; Anouliès 2015; van Asselt / Mehling 2020).

⁸⁹ Politiken, die auf Reduktionen des Konsumniveaus zielen, dürften sich mindestens mittelfristig auch mindernd auf das Wirtschaftswachstum insgesamt auswirken.

⁹⁰ Gleichzeitig stuft der Climate Action Tracker die EU27 im globalen Vergleich trotzdem als „climate leader“ ein.

Rohstoffbezogene Maßnahmen, die ergriffen werden können, bestehen in den oben genannten Möglichkeiten der Abschaffung fossiler Subventionen als auch einer Besteuerung bzw. ein Zertifikathandel, die die Verfeuerung fossiler Energieträger begrenzen. Der derzeitige EU-ETS ist dabei als Downstream-Emissionshandel ausgestaltet. Vorstellbar wäre jedoch auch eine Revision und eine Umgestaltung zu einem Upstream-Emissionshandel (Ekardt 2016; Eitze / Schebesta 2019), der dazu führen würde fossile Energieträger schrittweise direkt aus dem Markt zu nehmen. Ein so gestalteter Emissionshandel würde direkt bei den Unternehmen ansetzen, die fossile Energieträger auf den Markt bringen und die Menge die in den Markt gebracht werden darf somit an der Quelle begrenzen.

Weitere rohstoffbezogene Maßnahmen, die die Erreichung des 1,5-Grad-Ziels unterstützen würden, bestehen in der der Abschaffung von Subventionen für und der Einführung einer Besteuerung auf mineralische Primärrohstoffe, sowie Verordnungen zur Nutzung von Sekundärrohstoffen (IRP 2020).

Vor dem Hintergrund bisher als auch weiterhin ungenügender Maßnahmen zur Reduktion der Treibhausgasemissionen ist jedoch insgesamt zweifelhaft, ob das 1,5-Grad-Ziel noch erreicht werden kann. Schon eine Analyse aus dem Jahr 2010 äußerte zum damaligen Zeitpunkt Zweifel, ob dies noch möglich ist. Diese Zweifel bestanden u.a. an der in einigen Reduktionspfaden angenommen notwendigen jährlichen Reduktion der Emissionen um 4 % (Ranger et al. 2010). Doch heute würde eine Emissionsminderung um jährlich 6 % benötigt, alleine um das 2-Grad-Ziel zu erreichen (Andrew 2020). Eine solche Reduktion ist in diesem Jahr 2020 im Zeichen der Maßnahmen der Corona-Pandemie möglich (Le Quéré et al. 2020; WMO 2020). Sie müssten jedoch über Jahre weiterhin erreicht werden. So kommt WMO (2020) zum Ergebnis, dass mit einer 24-%igen Chance die globale Mitteltemperatur schon bis Ende 2024 sich zumindest in einem einzelnen Jahr um 1,5°C gegenüber der vorindustriellen Zeit erhöht haben wird.

Es besteht somit heute eine hohe Wahrscheinlichkeit einer Überschreitung sowohl des 1,5- als auch des 2-Grad-Ziels und damit die Überschreitung der Planetaren Grenze. Das bedeutet jedoch nicht, dass damit jegliche Anstrengung sinnlos ist. Anders als der Begriff „Planetare Grenze“ suggerieren könnte, handelt es sich beim Klimawandel nicht um eine scharfe Skala deren Ende bei 2°C-Temperatursteigerung erreicht ist. Vielmehr wurde das Konzept der Planetaren Grenzen formuliert, um unter Unsicherheit Pufferabstände von möglichen Kipp-Punkten zu definieren. Es wird auch berücksichtigt, welches Risiko die Gesellschaften bereit sind zu tragen. Dabei gilt aber, dass die Lage der Kipp-Punkte nicht genau bekannt ist. Der Umfang der Grenzüberschreitung sollte also möglichst klein bleiben. Nach einer (kurzzeitigen) Überschreitung sollten sich die Gesellschaften wieder innerhalb der Grenzen bewegen. Außerdem gilt ganz grundsätzlich, dass die Vermeidung jeder weiteren Temperatursteigerung auch jenseits von 2°C die negativen Auswirkungen auf die Umwelt und den Menschen verringert (vgl. bspw. Burning Embers Darstellung in (IPCC 2015b)).

7.3 Stickstoff

„Staying below the upper ranges for nitrogen and phosphorus required the most ambitious improvements in food production practices, dietary shifts, and reductions in food loss and waste.“ (Willett et al. 2019)

7.3.1 Stand der Wissenschaft + Benchmarking der Disaggregierten Grenzen

Weltweit und auch in Deutschland übersteigt die Freisetzung reaktiven Stickstoffes die Planetare Stickstoffgrenze, definiert als industrielle und absichtliche biologische Stickstoff-

Fixierung (industriell: = Produktion und Nutzung von Düngemitteln durch industrielle Fixierung von Stickstoff; absichtliche biologische Fixierung: = Fixierung von N durch Pflanzenbau in der Landwirtschaft). de Vries et al. (2013) schätzen eine globale Stickstoff-Fixierung im Sinne dieser Definition von 130 Tg pro Jahr, Steffen et al. (2015) sogar von ca. 150 Tg pro Jahr.

Demgegenüber liegt die Planetare Grenze bei nur 62 Tg pro Jahr (Unsicherheitsbereich bis 82 Tg pro Jahr) und wird somit global um mehr als das Doppelte überschritten.

Für Deutschland ergaben Berechnungen im Rahmen dieses Projektes, dass die disaggregierte Stickstoffgrenze je nach gewähltem ethischen Verteilungsprinzip bei 0,75 Tg N pro Jahr (Pro-Kopf für die Gesamtbevölkerung) bzw. 0,92 – 1,06 Tg N pro Jahr (Souveränitätsprinzip).

Demgegenüber liegt die Freisetzung in Deutschland durch Mineraldünger und biologische N-Fixierung bei 2,0 Tg pro Jahr, zählt man Futtermittelimporte noch hinzu bei 2,3 Tg (UBA 2015a). Dies übersteigt die disaggregierte Planetare Grenze damit bis um den Faktor 2-3.

Die globale Stickstoff-Freisetzung ist seit Beginn der Industrialisierung stark gestiegen. Sie lag im Jahr 1900 geschätzt noch unter 40 Tg N pro Jahr (UBA 2015a). Für die Zukunft ist davon auszugehen, dass die globale Freisetzung von Stickstoff ohne Gegenmaßnahmen weiter steigen wird. Im Jahr 2050 könnte sie im SSP-3-Szenario „Regional Rivalry“ auf bis zu 260 Tg pro Jahr allein durch Dünger ansteigen (Mogollón et al. 2018). Mogollón et al. (2018) kommen zum Ergebnis, dass nur das SSP-1 Szenario „Taking the Green Road“ fast die Planetaren Stickstoff-Grenze erreicht (in diesem Szenario wären es 85 Tg Stickstoff pro Jahr, die obere Grenze des Unsicherheitsbereichs liegt bei 82 Tg pro Jahr).

Der größte Anteil an der globalen Stickstoff-Freisetzung wird durch die Landwirtschaft verursacht. Geringere Anteile entstammen Verbrennungsprozessen in Industrie und Verkehr. In Deutschland liegt der Anteil der Landwirtschaft bei geschätzt sechzig Prozent (UBA 2015a).

Weltweit betrachtet existieren sowohl Regionen mit Unter- als auch mit Überversorgung von Stickstoff. Zu letzteren zählen viele Industrieländer; unterversorgt sind einzelne Entwicklungsländer u.a. in Subsahara Afrika (Mueller et al. 2012; Willett et al. 2019).

Folgen einer Grenzüberschreitung

Stickstoff ist als limitierender Faktor für Pflanzenwachstum in Form von Dünger essentiell für die Landwirtschaft und Welternährung (Bodirsky et al. 2014). Das Konzept der Planetaren Grenzen und auch die Disaggregation im Rahmen von Willett et al. (2019) beziehen diesen für die Sicherung menschlicher Entwicklung notwendigen Anteil explizit mit ein. Gleichzeitig zieht die übermäßige Freisetzung von Stickstoff, vor allem auf lokaler und regionaler Ebene, Folgen für die Umwelt nach sich. Zusätzlich verdeutlicht das Planetare Grenzen Konzept die Folgen für die Stabilität des Erdsystems bei Überschreitung der Stickstoffgrenze. Umweltfolgen entstehen vor allem in Böden, Luft und Wasser. In Deutschland betrifft dies vor allem Regionen mit hohen Tierbeständen.

So kommt es in Regionen mit einer übermäßigen Freisetzung zu einer Eutrophierung von Gewässern durch Überversorgung mit Nährstoffen. Dadurch wird ein zu starkes Wachstum von Algen und Wasserpflanzen hervorgerufen. Dies wiederum schädigt andere Pflanzenarten, Kleinlebewesen und Tiere, da diesen beispielsweise Sauerstoff entzogen wird. Weiterhin wird die Trinkwasserqualität beeinträchtigt und die Luft verschmutzt. Zudem zeigt aktuelle Forschung, dass die Überdüngung zum Verlust der Artenvielfalt beiträgt, da erhöhte Stickstoffwerte in Pflanzen etwa Schmetterlinge schädigen (Kurze et al. 2018). Hinzu treten auf höherer Ebene die Bildung anoxischer Zonen in Ozeanen und durch die Bildung des Treibhausgases Lachgas Beiträge zu einer weiteren globalen Erwärmung (Hoff et al. 2017). Dies

zeigt, dass eine Grenzüberschreitung starke Effekte auf weitere Planetare Grenzen, insbesondere die Intaktheit der Biosphäre als auch den Klimawandel, hat.

Relevante Rohstoffe

Die Stickstoffgrenze ist nach Steffen et al. (2015) durch die industrielle Fixierung von Stickstoff durch das Haber-Bosch-Verfahren für Düngemittel sowie absichtliche biologische Fixierung definiert (Pflanzenbau).

In Deutschland liegt der Anteil durch die biologische N-Fixierung bei 6 % der Eintragsrate. Der weitaus größere Anteil (74 %) wird durch die Düngemittelherstellung nach dem Haber-Bosch-Verfahren hervorgerufen (UBA 2015a). In diesem wird aus atmosphärischem Stickstoff und Wasserstoff Ammoniak produziert. Auch wenn dieser Prozess prinzipiell mit erneuerbaren Energien möglich ist, basiert er heute noch stark auf der Nutzung fossiler Energieträger. Auch die Ausbringung mit Traktoren bedarf insbesondere fossiler Brennstoffe. Diese dürften den größten Anteil relevanter abiotischer Rohstoffe im Rahmen der heutigen Grenzüberschreitung ausmachen.

7.3.2 Optionen mit der Grenzüberschreitung umzugehen

Im Folgenden werden drei grundsätzliche Elemente eines Maßnahmenprogramms vorgestellt, die dazu dienen können die Überschreitung der Stickstoff-Grenze in und durch Deutschland zu reduzieren. Diese sind: 1) die produktionsseitige Optimierung der Stickstoff-Nutzung u.a. durch die Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe, Vorgaben zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger sowie Flächenbindung in der Nutztierhaltung, 2) die Verringerung von Lebensmittelverlusten und -abfällen über die gesamte Wertschöpfungskette um 50 % bis 2030 und 3) die Erhöhung des Anteils pflanzenbasierter Lebensmittel in der Ernährung entsprechend der EAT-Lancet Referenzernährung (in Analogie zu SDG 12.3).

Den größten Effekt versprechen Maßnahmen, die direkt in der Landwirtschaft ansetzen, die den größten Anteil an der Grenzüberschreitung hervorruft. Willett et al. schätzen, dass durch Optimierung, höhere Effizienz in der Nutzung sowie Umverteilung von Stickstoffüberschussregionen zu unterversorgten Regionen die Stickstoff-Freisetzung bis 2050 um bis zu 26 % weltweit reduziert werden kann; durch Verminderung von Lebensmittelverlusten kann eine Reduktion von bis zu 15 % und durch Wandel in der Ernährung bis zu 10 % erreicht werden (Willett et al. 2019).

Allerdings zeigen die Berechnungen von Willett et al. (2019), dass selbst bei den optimistischsten Annahmen (Halbierung von Abfällen, verbesserter Produktionsweise, veganer Ernährung) die globale Stickstoff-Freisetzung im Jahr 2050 immer noch bei ca. 114 Tg pro Jahr läge und damit noch 24 Tg höher als der obere Wert des Unsicherheitsbereichs der Planetaren Stickstoff-Grenze. Willett et al. (2019) operationalisieren die Stickstoffgrenze nur für Ernährungssysteme und kommen auf einen höheren Wert von 90 Tg pro Jahr als Grenze, mit einem unteren Unsicherheitsbereich von 65-90 Tg pro Jahr, und einem oberen von 90-130 Tg pro Jahr (der obere Unsicherheitsbereich gilt für den Fall eines zusätzlichen 50 %igen Recyclings). Notwendig sind dementsprechend sogar noch zusätzliche Maßnahmen wie Recycling und Wiederverwendung von Nährstoffen sowie die Erforschung weiterer Ansätze (Willett et al. 2019).

7.3.2.1 Optimierung der Stickstoff-Nutzung

Verschiedene politische Maßnahmen können zusammengenommen geeignet sein, die Stickstoff-Nutzungseffizienz zu verbessern und übermäßige Freisetzung zu verringern.

Die **Stickstoffüberschussabgabe** ist eine Steuer auf überschüssige Mengen an ausgebrachtem Stickstoff auf Ebene des landwirtschaftlichen Betriebs. Maßgeblich hierfür sind die Stickstoff-Inputs auf Betriebsebene, bspw. Düngemittel, sowie die Stickstoff-Outputs, bspw. Erzeugnisse des Betriebs. Die Steuer würde direkt vom Betrieb erhoben. Durch die Abgabe soll ein Anreiz zur Minderung von Stickstoff-Freisetzung gesetzt werden, indem etwa Dünger besser und effizienter ausgebracht werden.

Mithilfe von **verpflichtenden Vorgaben** zur **Ausbringung von Wirtschaftsdüngern** können Ammoniakemissionen (NH_3) reduziert werden. Zu möglichen Maßnahmen gehören unter anderem die „Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger auf bestelltem Acker und Grünland nur mit Injektions-/Schlitztechniken bzw. Neutralisation durch Säurezugabe“, „Kein Einsatz von Breitverteiltern auf unbestelltem Ackerland“ und die „Sofortige Einarbeitung (< 1 h) fester Wirtschaftsdünger auf unbestelltem Ackerland“ (BMU 2019). Aktuell wird flüssiger Wirtschaftsdünger in Deutschland nach Zahlen des Statistischen Bundesamtes (Stand 2015) vor allem mit Breitverteiltern ausgebracht (117.000 Betriebe), Schlitzverfahren und Injektionstechniken werden nur von ca. 16.000 Betrieben angewandt (Statistisches Bundesamt 2015). Breitverteiler bringen Wirtschaftsdünger über die Fläche und Pflanzen aus (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2020a), Schlitz- und Injektionsverfahren bringen den Dünger gezielter aus. Durch die Düngeverordnung (Neufassung) sind Breitverteiler nur noch auf unbestelltem Ackerland zulässig (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2020b).

Durch **Einführung einer Flächenbindung** in der Nutztierhaltung soll der Viehbestand in Regionen mit hoher Dichte von Nutztieren reduziert werden, um so u.a. die übermäßigen Stickstoffeinträge durch Wirtschaftsdünger zu vermindern. Bei der Flächenbindung wird die Anzahl der Großvieheinheiten (GVE) pro Hektar bzw. Landkreis festgelegt. Das Öko-Institut schlägt bspw. die Anzahl von 1 bis 1,5 GVE pro Hektar vor (Scheffler / Wiegmann 2019). Mithilfe der GVE können verschiedene Nutztiere miteinander verglichen werden (Kälber, Mastschweine, Milchkuh...).

7.3.2.2 Halbierung von Lebensmittelverlusten und –abfällen in der gesamten Wertschöpfungskette bis 2030

Weltweit und in Deutschland entstehen immense Lebensmittelverluste und -abfälle

Die FAO definiert Lebensmittelverluste und –abfälle als „Abnahme in Quantität oder Qualität von Lebensmitteln entlang der Lieferkette“ (FAO / Nations 2019; Übersetzung durch die Autor*innen). *Verluste* entstehen nach der Definition in der Erzeugung und Verarbeitung, *Abfälle* werden in der Wertschöpfungsstufe des Handels und beim Konsum erzeugt. Weltweit betragen nach den aktuellsten Zahlen der FAO die Lebensmittelverluste 14 % (Stand 2016), Abfälle wurden in der Studie noch nicht berechnet (FAO / Nations 2019). Eine frühere Studie der FAO von 2011 kam zu dem Ergebnis, dass knapp ein Drittel der Lebensmittel durch Lebensmittelverluste und –abfälle verschwendet werden (FAO / Nations 2011). Nach Zahlen des Thünen Instituts entstanden 2015 in Deutschland 12,7 Millionen Tonnen Lebensmittelabfälle (Schmidt et al. 2019). Mit knapp 6,9 Millionen Tonnen hat der Haushalt den höchsten Anteil an den Lebensmittelabfällen (55 %), gefolgt von der Lebensmittelverarbeitung (17 %) und Außer-Haus-Verzehr (13 %) (Schmidt et al. 2019). Zu Hause werden in Deutschland vor allem Obst (25 %) und Gemüse (25 %) sowie Getränke (21 %) und Gekochtes (8 %) entsorgt (GfK 2017).

Eine Reduzierung der Lebensmittelverluste und –abfälle reduziert die Freisetzung von reaktivem Stickstoff

Mit dem globalen Nachhaltigkeitsziel (SDG) 12.3 wird als Ziel festgehalten, Lebensmittelabfälle pro Kopf auf *Ebene des Handels und auf Ebene von Konsumenten* bis 2030 zu halbieren sowie Lebensmittelverluste in der Lieferkette zu reduzieren. In Willett et al. (2019) werden als Szenarien die Halbierung von Lebensmittelverlusten *und* –abfällen berechnet. Willett et al. (2019) schätzen, dass durch die Halbierung der Lebensmittelverluste und –abfälle global bis zu 15 % weniger reaktiver Stickstoff freigesetzt werden würde bis 2050 mit Baseline 2010; das entspräche ca. 20 Tg N ($0,15 \times 131,8$ Tg N).

In Deutschland sind für die Halbierung von Lebensmittelverlusten und -abfällen umfassende Schritte notwendig

Die Halbierung der Lebensmittelabfälle in Deutschland würde einer Reduktion um ca. 6,35 Millionen Tonnen entsprechen. Nach Einschätzung des Thünen Instituts wäre diese Halbierung auch erreichbar – sie schätzen das Aufkommen an vermeidbaren Abfällen in Deutschland auf 7 Millionen Tonnen (Schmidt et al. 2019), davon ca. 3 Millionen Tonnen in Haushalten.

In Deutschland gehört zu wichtigen Elementen auf Konsumentenebene Aufklärung bspw. auch zur Bedeutung des Mindesthaltbarkeitsdatums; auf Ebene der weiteren Wertschöpfungsstufen erscheinen finanzielle Anreize und Gebote bzw. Verbote zur Reduzierung der Verluste notwendig (Willett et al. 2019). Das Ziel der Halbierung von Lebensmittelverschwendung sollte darüber hinaus auch neben Konsum und Handel auf die weiteren Wertschöpfungsstufen ausgeweitet werden.

Die Bundesregierung hat 2019 die „Nationale Strategie gegen Lebensmittelverschwendung“ beschlossen. Teil davon ist unter anderem die Initiative „Zu gut für die Tonne!“ sowie ein Dialogprozess, unter anderem mit dem Lebensmitteleinzelhandel und –großhandel. Im Juni 2020 unterzeichneten 16 Unternehmen des Lebensmitteleinzelhandels wie Aldi, Lidl und Rewe als auch des Lebensmittelgroßhandels eine Selbsterklärung und verpflichteten sich zur „Weitergabe noch verkehrsfähiger Lebensmittel durch Kooperationen mit einer sozialen Einrichtung bzw. Zusammenarbeit mit anderen Organisationen (z. B. Gastronomiebetriebe)“ sowie zur „Erfassung aussagekräftiger Lebensmittelabfalldaten und Verbesserung der Datenlage“ (BMEL 2020). Außerdem verpflichteten sich die Unternehmen zu vier weiteren Maßnahmen in den Bereichen „Maßnahmen an den Schnittstellen zu den Lieferanten“, „Interne Markt-Maßnahmen“ und „Verbesserung der Weitergabe nicht mehr verkaufs- aber noch verzehrfähiger Lebensmittel“ (BMEL 2020).

7.3.2.3 Erhöhung des Anteils pflanzlicher Lebensmittel an der Pro-Kopf-Ernährung in Deutschland

Die Freisetzung reaktiven Stickstoffs kann durch die Erhöhung des Anteils pflanzlicher Lebensmittel an der Pro-Kopf-Ernährung verringert werden

Je nach Ernährungsweise entstehen unterschiedliche Umweltfolgen. Dies zeigt sich bspw., wenn man die Deckung des Proteinbedarfs durch Lebensmittel auf pflanzlicher Basis vergleicht mit der Deckung des gleichen Proteinbedarfs durch Produkte auf tierischer Basis (Poore / Nemecek 2018) oder wenn die Umweltfolgen von *Gerichten* auf pflanzlicher Basis mit *Gerichten* auf tierischer Basis verglichen werden (Willett et al. 2019). Eine Ernährungsweise, welche den Proteinbedarf durch Lebensmittel auf tierischer Basis deckt, hat wesentlich höhere Umweltauswirkungen als eine Ernährungsweise, die diesen Proteinbedarf durch Lebensmittel auf pflanzlicher Basis deckt (vgl. Poore / Nemecek 2018; Springmann et al. 2018; Willett et al. 2019). Ein Gericht auf Basis tierischer Produkte verursacht höhere Treibhausgasemissionen, hat eine höhere Naturraumbeanspruchung, einen höheren Energieverbrauch und

Versauerungspotenzial⁹¹; die größten Umweltfolgen entstehen durch rotes Fleisch (vor allem Rindfleisch, außerdem mit Abstand Schweinefleisch) (Willett et al. 2019). Auch weisen Gerichte auf Basis tierischer Produkte ein wesentlich höheres Eutrophierungspotenzial auf, tragen potenziell also in höherem Maße zu Nährstoffeinträgen in Gewässern bei.

Durch einen Ernährungswandel und die Verringerung des anteiligen Konsums tierischer Produkte lassen sich die Freisetzung sowie die Umweltfolgen reaktiven Stickstoffs verringern. So schätzen Bodirsky et al. (2014) beispielsweise für das Szenario „weniger Konsum tierischer Produkte“ (15 % der Kalorien werden durch tierische Produkte gedeckt), dass die Nachfrage nach reaktiven Stickstoff weltweit bis 2050 um 30 Tg pro Jahr gesenkt werden kann. Dies wird durch die Verminderung von Stickstoff-Verlusten in der Landwirtschaft durch Wirtschaftsdünger und Tierhaltung erreicht. Willett et al. (2019) gehen von bis zu 10 % Verringerung bis 2050 gegenüber dem Jahr 2010. Das entspricht einer Reduzierung der Freisetzung reaktiven Stickstoffs um ca. 13 Tg pro Jahr entspräche (0,1 x 131,8 Tg N).

Umfassender Umbau des Ernährungssystems und der Ernährung in Deutschland wäre notwendig

Der erforderliche Ernährungswandel in Deutschland wäre umfassend. 2019 wurden in Deutschland ca. 60 kg Fleisch pro Kopf pro Jahr konsumiert, umgerechnet auf einen Tag 164 g (BLE 2020a) davon 34,1 kg Schweinefleisch, 13,8 kg Geflügel, 10 kg Rind- und Kalbfleisch. Verbraucher konsumierten im Wirtschaftsjahr 2018/2019 ca. 5 kg Nüsse & Schalenfrüchte (BLE 2019) sowie im Jahr 2017 ca. 2,5 kg Hülsenfrüchten (BLE 2020b).

In der EAT-Lancet-Studie wurde eine Ernährung definiert, die bis 2050 bei wachsender Weltbevölkerung innerhalb der Planetaren Grenzen verbleibt. EAT-Lancet formuliert als Referenzwert 43 g Fleisch pro Tag bei einer isokalorischen Ernährung (d.h. jeden Tag wird die gleiche Menge konsumiert), davon 7 g Rind und Lamm, 7 g Schwein, 29 g Geflügel. Hinzu kommen 13 g Eier und 28 g Fisch. Für die Deckung des Proteinbedarfs werden außerdem 100 g Hülsenfrüchte konsumiert, sowie 25 g Nüsse. Es ergibt sich so ein Wert von 15,7 kg Fleisch pro Kopf und Jahr (365 x 43 g), sowie von 36,5 kg Hülsenfrüchten und 9,1 kg Nüssen.

Der Fleischkonsum müsste in Deutschland dementsprechend drastisch gesenkt werden, um durchschnittlich knapp 45 kg pro Kopf und Jahr. Der Konsum von Hülsenfrüchten müsste dagegen drastisch gesteigert werden, um ca. 34 kg pro Kopf und Jahr. Außerdem müsste der Anteil an Geflügel am Fleischkonsum steigen und ca. 4 kg mehr Nüsse verzehrt werden.

Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit einer umfassenden Ernährungswende in Deutschland – produktionsseitig ergäben sich wesentliche Veränderungen bei der Nachfrage nach tierischen Produkten und hiermit verknüpft Auswirkungen für die Tierproduktion, Verarbeitung und Großhandel von Fleisch und tierischen Produkten; konsumseitig ergäbe sich eine umfassende Veränderung der jetzigen Ernährungsgewohnheiten.

Nur ambitionierte Ziele und politische Instrumente erscheinen geeignet den Umbau zu gewährleisten

Um diese Veränderungen zu erreichen sind nur sehr ambitionierte politische Ziele und Instrumente geeignet.

Willett et al. (2019) empfehlen den Zugang und die Verfügbarkeit gesunder (pflanzlichen) Ernährung zu erhöhen, sowie die nachhaltige Beschaffung auf gesunde Lebensmittel auszurichten (Kantinen, Außer-Haus-Konsum). Gesunde Nahrungsmittel sollten bezahlbar sein, während gleichzeitig der Preis von Lebensmitteln auch die Umweltkosten reflektieren sollte.

⁹¹ Das Versauerungspotenzial ist eine Wirkungskategorie in Ökobilanzierungen, welche die mögliche Versauerung durch das betrachtete Produkt bzw. die betrachteten Produkte angibt.

Dies kann u. a. erreicht werden durch die Abschaffung von Subventionen auf Düngemittel und die Anpassung der Steuern auf Lebensmittel in Abhängigkeit von Umwelt- und Gesundheitskosten. Um soziale Auswirkungen einer Besteuerung zu verringern, sollten Kompensationszahlungen integriert werden. Außerdem sollte Werbung für ungesunde Lebensmittel eingeschränkt werden. Produktionsseitig sollten u.a. finanzielle Anreize für die Produktion pflanzlicher Produkte gesetzt werden.

Die Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt fordert ebenfalls u.a. die Internalisierung externer Kosten bei Produkten, die Ausrichtung der Außer-Haus-Verpflegung auf gesunde und nachhaltige Lebensmittel sowie die Veränderung des Steuersatzes bei Fleisch und weiteren tierischen Produkten von sieben Prozent auf 19 Prozent (Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt 2019).

7.3.3 Zwischenfazit zum Überschreiten der Grenze Biogeochemische Flüsse - Stickstoff

Um weltweit bis 2050 innerhalb der planetaren Stickstoff-Grenze zu verbleiben sind mindestens sowohl ambitionierte Schritte der landwirtschaftlichen Erzeugung (Stickstoff-Überschussabgabe, Flächenbindung in der Nutztierhaltung, Verbesserung der Ausbringung von Wirtschaftsdünger) als auch die Halbierung von Lebensmittelverlusten und -abfällen über die gesamte Wertschöpfungskette sowie die Änderung des Ernährungsverhaltens hin zu einer stärker pflanzenbasierten Ernährung notwendig. Allerdings sind darüber hinaus noch zusätzliche Maßnahmen wie Recycling und Wiederverwendung von Nährstoffen notwendig.

Insgesamt impliziert dies eine umfassende Transformation des Ernährungssystems. Dabei ist die besondere Bedeutung von Stickstoff für die globale Ernährungssicherung im Blick zu behalten. Analysen im Rahmen von EAT Lancet und von Springmann et al. (2018) sowie Bodirsky et al. (2014) verdeutlichen, dass ein Verbleib innerhalb der Planetaren Grenzen auch bei wachsender Weltbevölkerung und einer gesünderen Ernährung für alle möglich ist, wenn die Transformation ambitioniert angegangen wird.

7.4 Fazit

“It is becoming abundantly clear that (i) this [economic] system is incompatible with a well-functioning Earth System at the planetary level; (ii) this system is eroding human- and societal-well being, even in the wealthiest countries, and (iii) collapse is the most likely outcome of the present trajectory of the current system, as prophetically modelled in 1972 in the Limits to Growth work,” Prof. Dr. Will Steffen (Moses 2020)

Wie die Untersuchung am Beispiel der Planetaren Grenzen für Klimawandel und Biogeochemische Flüsse (Stickstoff) zeigt, sind für die Einhaltung der Grenzen sehr ambitionierte, schnelle Maßnahmen erforderlich. Dazu zählen einerseits technische Maßnahmen – wie etwa der Ausbau der erneuerbaren Energien und Steigerungen der Energieeffizienz im Bereich des Klimawandels, oder Maßnahmen zur Optimierung der Düngernutzung bei der Stickstoff-Grenze. Andererseits erfordert die Einhaltung der Planetaren Grenzen weitreichende Änderungen in Lebensstilen – wie etwa eine starke Reduktion des Konsums tierischer Produkte, und für den Klimawandel eine drastische Reduktion des motorisierten Individualverkehrs, der Flugzeugnutzung, als auch der Wohnfläche und Heizenergie.

Die Maßnahmen zur Einhaltung der Grenzen sind für beide Planetaren Grenzen bereits seit langem bekannt. Zur Einhaltung der Klimawandelgrenze sind viele übergreifende, als auch kleinteilige Politikinstrumente erforderlich, die alle Bereiche von Wirtschaft und Gesellschaft betreffen. Zur Einhaltung der Stickstoff-Grenze können insbesondere Maßnahmen, die in der Landwirtschaft ansetzen, einen großen Beitrag zur Reduktion der Umweltauswirkungen leisten;

diese müssen aber verknüpft werden mit Ernährungswandel und der Verringerung von Lebensmittelabfällen und -verlusten bis 2030.

Bezogen auf die Nutzung abiotischer Rohstoffe als Fokus des Forschungsprojekts bedeutet die Einhaltung der Planetaren Klimawandel-Grenze die vollständige Einstellung der Verbrennung fossiler Energieträger, sowohl bezogen auf Deutschland als auch global. Die Zeitpunkte zu denen eine solche Einstellung erreicht werden muss variieren je nach Land, Zielsetzung, ethischem Prinzip und dem jeweiligen Reduktionspfad. Wie oben dargestellt, könnte für die Prinzipien der Development Rights als auch der historischen Verantwortung für das 1,5-Grad-Ziel für Deutschland schon heute eine sofortige Einstellung erforderlich sein. Diese ist jedoch natürlich unter Berücksichtigung von gesellschaftlichen, wirtschaftlichen und politischen Aspekten unrealistisch. Eine rohstoffbezogene Maßnahme um diese Einstellung zu erreichen wäre die Einführung eines Upstream-Emissionshandels, der die Menge der in die Volkswirtschaften in Verkehr gebrachten fossilen Energieträger begrenzt und graduell auf null absinkt (Ekardt 2016; Eitze / Schebesta 2019). In Bezug auf die Einhaltung der Stickstoffgrenze sind die Implikationen für die Rohstoffnutzung weniger klar, da die Herstellung von Stickstoff-Düngern im Haber-Bosch-Verfahren prinzipiell auch durch erneuerbare Energien erfolgen kann.

Bei der Planetaren Klimawandel-Grenze ist zunehmend fraglich, ob die Grenzüberschreitung global noch aufzuhalten ist. Werden Kippunkte erreicht und Rückkopplungseffekte ausgelöst, könnte sich die globale Mitteltemperatur auch weiter erhöhen, selbst wenn die menschlichen Treibhausgasemissionen komplett gestoppt würden (Steffen et al. 2018). Laut Lenton et al. (2019) sind bereits neun Kippunkte erreicht oder stehen kurz davor erreicht zu werden. Insbesondere das tauende Eis in der Arktis, die schon vor dem Jahr 2030 im Sommer eisfrei sein könnte, das immer stärkere Abtauen des Grönländischen Eisschildes sowie das Tauen des Permafrostbodens gehören dazu (Schoolmeester et al. 2019). Dies wiederum könnte eine weitere Erwärmung hervorrufen. Im Fall der eisfreien Arktis beispielsweise, gehen Pistone et al. (2019) davon aus, dass dies durch die geringere Reflektion der Sonnenstrahlen im schlechtesten Fall zu einer Zunahme an Strahlungswärme von 0.71 W/m^2 führen könnte. Dies entspricht etwa dem Effekt von einer Billion Tonnen CO_2 -Emissionen.

Dies zeigt, dass möglicherweise schon heute Kompensationszahlungen und Investitionen in negative Emissionen angebracht wären. Es müsste somit eine Diskussion geführt werden, ob die Gesellschaften bereit sind Klimaerwärmungen über 2 Grad hinaus zu akzeptieren oder stattdessen negative Emissionstechnologien angewandt werden sollen inklusive einer Diskussion zu den hierdurch hervorgerufenen ökonomischen als auch ökologischen Kosten. Gleichzeitig können Kompensation und negative Emissionen nur für Übergang (Teil)Lösungen sein. Denn notwendig ist ein tiefgreifender Wandel zu einer Wirtschaft und Gesellschaft mit deutlich geringeren Umweltauswirkungen in fast allen Planetaren Grenzen⁹². Ein solch tiefgreifender Wandel würde intensivierte Forschungsanstrengungen und Schritte in Richtung einer zunehmenden Unabhängigkeit von Wirtschaftswachstum sowie vermutlich deutliche Reduktionen in heutigen Konsumniveaus erfordern (Petschow et al. 2018). Denn eine absolute Entkopplung von Ressourcenverbrauch und damit Umweltauswirkungen vom Bruttoinlandsprodukt (BIP), erscheint nach aktuellem Forschungsstand mindestens auf globaler Ebene unwahrscheinlich (Parrique et al. 2019; Haberl et al. 2020; Hickel et al. 2020; Vadén et al. 2020; Vadén et al. 2020).

Dabei zeigen Maßnahmen, die aktuell im Zuge der Sars-Cov-2-Pandemie getroffen wurden, dass Regierungen in der Lage sind, in schneller Zeit auch radikale, weitreichende Maßnahmen zu ergreifen. Solch weitreichenden Maßnahmen müssten zur Einhaltung der Planetaren Grenzen

⁹² Dies zeigt auch das Eingangszitat zu diesem Abschnitt.

allerdings deutlich über ein kurzfristiges Handeln hinausgehen und auf einen langfristigen Umbau ausgerichtet sein. Ein solcher Umbau gesellschaftlicher und wirtschaftlicher Systeme kann jedoch für Demokratien herausfordernd sein und zu einer weiteren Polarisierung der Gesellschaften führen.

Unter der Berücksichtigung der enormen Herausforderungen als auch der anzunehmenden Trägheit gesellschaftliche und wirtschaftliche Systeme zu transformieren, muss daher zu den beschriebenen Maßnahmen, die zur Einhaltung der Planetarer Grenzen ergriffen werden, auch jene der Anpassung an veränderte ökologische Systeme und steigende Temperaturen und einer Stärkung der Resilienz menschlicher Gesellschaften hinzutreten. Notwendig erscheint, dass sich Gesellschaften zunehmend nicht nur auf Extremwetterereignisse, sondern ggf. auch auf regionale Katastrophen, wie etwa Hungersnöte, steigende Meeresspiegel und lebensfeindliche Temperaturen, einstellen müssen und wie mit diesen am besten umgegangen werden kann (IPCC 2015b; Aisch 2019). Dies geschieht unter der Unsicherheit, dass bisher kaum abzusehen ist, wie sich die absehbaren Umweltveränderungen auf Gesellschaften auswirken können und welche Folgen sie nach sich ziehen könnten (Breeze 2019; Vince 2019).

8 Resümee

Im Projekt sollte abgeleitet werden, welche Rohstoffmengen von Deutschland innerhalb der planetaren Grenzen genutzt werden können. Im Folgenden wird ein erstes Resümee gezogen, das die gewonnenen Erkenntnisse aus Kapitel 2 (Regionalisierung), Kapitel 3 (Daten), Kapitel 4 (Ökobilanzen), Kapitel 5 (Fallstudien), sowie Kapitel 6 und 7 (Vertiefungsstudien) einbezieht.

8.1 Perspektive und Systemgrenzen

Das Konzept der Planetaren Grenzen beinhaltet die gesamte Erde. Selbst wenn die Planetaren Grenzen für Deutschland regionalisiert werden, so bleibt die Erd-Perspektive sachlich bestehen.

In den meisten Fallbeispielen und wo entsprechende Daten vorlagen (Erdöl, Kupfer, Kobalt, aggregierter Ansatz) wurde daher die Konsumperspektive eingenommen, welche die Umweltwirkungen ausgehend vom Konsum im In- und Ausland quantifiziert. Angemessen ist ebenso eine territoriale Perspektive, welche die Umweltwirkungen in Deutschland quantifiziert und damit die von der Politik direkt regulierbaren Umweltbelastungen berücksichtigt.

Die Produktionsperspektive (Importe und heimische Produktion) kann auch eingenommen werden; sie führt – global übertragen – zu Dopplungen, und ist daher nur bedingt geeignet.

Eine Herausforderung stellt ferner die Wahl der zeitlichen Perspektive. Die Planetaren Grenzen sind sowohl absolut (z.B. als maximale CO₂-Konzentration, als maximale Fläche, die umgewandelt werden darf) als auch mit jährlichen Kontingenten (Süßwassernutzung pro Jahr, Phosphor pro Jahr, etc.) formuliert. Die CO₂-Emissionen fallen mitunter nicht im Jahr der Nutzung des Rohstoffs an, sondern im Jahr der Entsorgung, wie das Beispiel der Kunststoffe (Fallbeispiel Erdöl, siehe Kapitel 5.2.5) verdeutlicht hat. Sind diese Emissionen bereits dem Erdöl bei der Kunststoffproduktion zuzuschreiben oder erst, wenn der Kunststoff verbrannt wird? Werden sie bereits bei der Kunststoffproduktion berechnet, senkt dies die verbleibende Nutzungsmenge, die – theoretisch – auch anders entsorgt werden könnte. Werden die CO₂-Emissionen der Entsorgung erst zum Zeitpunkt der Entsorgung bilanziert und ist die Grenze bereits überschritten, so wurde die Nutzungsmenge zu hoch angesetzt. Gemäß dem Vorsichtsprinzip ist es vorteilhafter, die Entsorgung bei der Quantifizierung verbleibender Nutzungsmengen einzubeziehen. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Festlegung individueller Systemgrenzen je nach Material und seinen Nutzungspfaden sowie abhängig von der Datenverfügbarkeit unterschiedlich ist. Eine einheitliche Systemgrenze über eine Reihe von Materialien hinweg lässt sich (nur) bis zum Fabrikator (cradle-to-gate) ziehen wie im Fallbeispiel 5 (aggregierter Ansatz) oder in Cabernard et al. (2019) durch die gewählten „target sectors“ aufgezeigt wird.

8.2 Materialflussdaten

Um jährliche oder absolute Mengenbudgets für im Rahmen der planetaren Grenzen in Deutschland noch nutzbare Rohstoffe zu quantifizieren, werden aktuelle und vor allem vollständige Nutzungsmengen der Rohstoffe gebraucht. Ökonomieweite Erhebungen zu Materialflüssen, sei es über MFA oder über EW-MFA, sind dafür unverzichtbar. Die erforderliche Einheit ist die Masse (Tonnen, Kilogramm). Grundsätzlich eignen sich beide Methoden für den Zweck: EW-MFA ist weniger aufwändig als die MFA-Methode im Falle von Massenrohstoffen. Für die MFA-Methodik gilt das Gegenteil, der Aufwand ist bei kleinen Mengen weniger groß.

Für einzelne Rohstoffe und für viele Rohstoffe (summiert) lassen sich konkrete Mengen ableiten, wie die Beispiele Erdöl, Kupfer und (eingeschränkt) Kobalt bzw. das aggregierte Fallbeispiel gezeigt haben. Für diese Rohstoffe lagen konkrete Nutzungsmengen der deutschen

Volkswirtschaft vor. Eine wichtige Frage ist, an welchem Punkt der Wertschöpfungskette die Rohstoffmenge gemessen wird.

- ▶ Die Rohstoffmengen (Rohmaterialäquivalente), die der Umwelt entnommen werden, sind kein sinnvoller Verknüpfungspunkt; zum einen, weil in Ökobilanzen dieser Prozessschritt nicht abgegrenzt quantifizierbar ist, und zum anderen, weil die Extraktionsmengen in RME – insbesondere von Metallen – immer eine durchschnittliche, und eine mit Unsicherheiten behaftete Schätzgröße darstellt.
- ▶ Die Mengen der aufbereiteten, reinen Rohstoffe (am Fabrikator) stellen einen sinnvollen Verknüpfungspunkt dar; die Mengen sind relativ gut bekannt und für viele Rohstoffe existieren Ökobilanzen. Zu beachten ist, dass oftmals unterschiedliche (metallurgische, u.ä.) Prozesse zur Aufbereitung der Rohstoffe unterschieden werden.
- ▶ Der Ansatzpunkt bei Halbzeugen oder Legierungen ist aufgrund der Vielfalt aufwändiger. Im Falle von Kupfer und Erdöl konnte dies gelingen, weil die dominierende Menge der Halbzeuge abgrenzbar und überschaubar ist (Rohre bzw. Drähte oder Kraftstoffe und Heizöle). Ist dies nicht gegeben, wie das Beispiel Naphtha zeigte, ist eine Verknüpfung zwischen Rohstoffen und Ökobilanzen sehr aufwändig.
- ▶ Dies gilt auch für Zwischen- oder Endprodukte. Das zunächst eingrenzbare Beispiel der Lithium-Ionen-Akkumulatoren hat gezeigt, dass selbst diese Akkus bereits so vielfältig sind, dass keine systematisch vergleichbare, vollständige Datengrundlage (Mengenflüsse und Ökobilanzen) existiert. Wollte man über den Produktweg kommend Rohstoffbudgets ableiten, müssten *alle* Produkte vergleichbar und ohne Doppelzählung bilanziert werden. Gleichzeitig müsste für alle Produkte die Umweltwirkungen bilanziert werden – ohne Doppelzählungen in den Vorketten. Der Aufwand wäre immens.

Die (reinen) Rohstoffmengen können an verschiedenen Schnittpunkten in der Ökonomie gemessen werden, darunter die Menge, die nach Deutschland importiert wird, die in Deutschland verarbeitet wird (RMI bzw. entsprechende Differenzierung in MFAs), die in Deutschland verbleibt (RMC bzw. entsprechende Differenzierung in MFAs) oder auch die Mengen, die exportiert werden.

8.3 Ökobilanzdaten

Im Projekt wurden Informationen zu Umweltwirkungen genutzt, die im Rahmen von Ökobilanzdaten erhoben wurden. Im Arbeitspaket 2 konnte eine konkrete Anleitung erarbeitet werden, welche LCI und LCA-Informationen konsistent zu den Dimensionen der Planetaren Grenzen sind. Diese Informationen wurden ohne Probleme in den Fallbeispielen ausprobiert.

Folgende Herausforderungen stellen sich:

- ▶ es liegt keine Ökobilanz vor. Ein Beispiel dafür war die Weiterverarbeitung von Naphtha, oder die Direkteinschmelzung von Kupfer. Diese Lücken können über die Erhebung einer (möglichst aggregierten) Ökobilanz geschlossen werden.
- ▶ die vorliegende Ökobilanz konnte nicht eindeutig den Prozessschritten zugeordnet werden (z.B. Kupfer-Halbzeugverarbeitung); dies kann über eine bessere Beschreibung gelöst werden.
- ▶ die vorliegende Ökobilanz ist nicht repräsentativ für die Umweltwirkungen der Verarbeitungsschritte (z.B. Li-Ionen Akku Verwertung). Dies gilt in zeitlicher und räumlicher

Dimension. Eine Herausforderung ist insbesondere der sich ändernde Strommix, aber auch unterschiedliche Recyclinganteile (insb. aufgrund der unterschiedlichen Energiemenge) oder ein sich verändernder Produktionsländermix (d.h. Länder, aus denen Deutschland importiert und die vom globalen Produktionsmix häufig in den LCIs unterstellt abweichen). Dies ist deswegen ein Problem, weil der Strommix die CO₂-Emissionen stark bestimmt und das deutsche Budget für CO₂-Emissionen (unabhängig davon, wie es abgeleitet wird) eng begrenzt ist. Jede Erhöhung des EE-Anteils bei der Stromerzeugung führt zu anderen Ergebnissen der verbleibenden Nutzungsmengen der Rohstoffe (in dem hier genutzten Ansatz der Fortschreibung des aktuellen Anteils an Umweltwirkungen / Umweltinanspruchnahmen), wenn – wie es in Ökobilanzen Standard ist – die Vorkette dem Rohstoff zugeschrieben wird.

- Die Ökobilanzen decken nicht oder nicht ausreichend relevante Umweltwirkungen ab. Dies trifft insbesondere auf dissipative Verluste während der Nutzung zu (Reifenabrieb, Mikroplastiken). Gleichzeitig sind diese dissipativen Verluste keiner Dimension der Planetaren Grenzen eindeutig zuzuordnen, sie werden bislang nur vage mit dem Konzept, und zwar mit der Dimension „Einbringung neuartiger Substanzen und Organismen“, in Verbindung gebracht.

8.4 Regionalisierungen des Konzepts der Planetaren Grenzen

Wie in Kapitel 2 herausgearbeitet, gibt es verschiedene Prinzipien, wie die Grenzwerte der Planetaren Grenzen auf einzelne Länder aufgeteilt werden können. Das gängigste Prinzip ist die Gleichverteilung pro Person, aber auch die anderen Prinzipien (Prinzip der historischen Verantwortung, Recht auf Entwicklung, Fähigkeit, etc.) sind gut begründbar.

Die Wahl des Regionalisierungsprinzips kann nur politisch begründet werden. Es geht bei der Wahl unter anderem darum, wie man das Leben und Wirken der heutigen Menschen gegenüber dem Leben vergangener bzw. zukünftiger Generationen bewertet. Die Wahl des Regionalisierungsprinzips hat einen großen Einfluss auf das Ergebnis.

Eine wichtige Herausforderung bei der Regionalisierung besteht ferner darin, dass für viele Dimensionen der Planetaren Grenzen unterschiedliche Definitionen der konkreten Grenzen existieren. Eine eindeutige Definition ist bzw. sollte das Ergebnis von wissenschaftlicher Forschung und gesellschaftlicher Akzeptanz der Risiken, die mit dem Ausmaß der Überschreitung einhergehen, sein. Bis sich Fachleute und Gesellschaft auf eine eindeutige Definition geeinigt haben, hat die Wahl der konkreten Definition einen Einfluss auf das Ergebnis der abgeleiteten Rohstoffmengen.

Eine weitere Herausforderung bei Grenzen, die absolute Budgets definieren, ist die Wahl des Ausgangsjahrs und die Art der Verrechnung – dies wurde am Beispiel der CO₂-Emissionen gezeigt, gilt aber ebenso für alle absoluten Budgets.

8.5 Verknüpfungen

8.5.1 Materialfluss und Ökobilanzen

Grundsätzlich lassen sich ökonomieweite Materialflussdaten und die Umweltwirkungen aus Ökobilanzen gut verbinden. Auch wenn Materialflussdaten in jährlichen Zeitabschnitten und Ökobilanzen ohne Zuordnung der Vorketten zu einer zeitlichen Periode erhoben werden, kann

angenommen werden, dass die Umweltwirkung auch tatsächlich im Jahr der Nutzung des Rohstoffs angefallen ist. Das kann im Einzelfall falsch sein, aber im Allgemeinen ist die Lagerung ein Kostenfaktor, der seitens der Unternehmen vermieden wird. Problematisch wird es, wenn zwischen Inanspruchnahme der Rohstoffe und Entsorgung eine lange Zeit vergeht, dies wurde in Kap. 8.1 bereits thematisiert.

Eine weitere Herausforderung besteht darin, dass die Systemgrenzen nicht eindeutig zusammenpassen. Als gute Schnittstelle wurde im Kap. 8.2 der reine Rohstoff benannt. Allerdings werden Doppelzählungen nicht ganz vermieden, wenn mehrere Rohstoffe zusammen betrachtet werden: Bei der Erzeugung von einem reinen Rohstoff (z.B. Eisen) werden Maschinen u.ä. gebraucht, für die andere Rohstoffe (z.B. Kupfer) genutzt wurde. Diese Rohstoffe sind – anteilmäßig – in Ökobilanzen enthalten. Das heißt, es entstehen zwangsläufig Doppelzählungen, wenn verschiedene Rohstoffe aufsummiert werden. Besonders relevant ist das Problem beim Energieinput.

8.5.2 Verknüpfungen Planetare Grenzen und Ökobilanzen

Die Verknüpfung der Umweltwirkungen, die in Ökobilanzen ausgewiesen werden, mit den Dimensionen im Konzept der Planetaren Grenzen widmete sich ein Arbeitspaket, in dem eine konkrete Anleitung herausgearbeitet wurde. Eine noch nicht in Kapitel 3 herausgearbeitete Limitierung besteht darin, dass Ökobilanzen immer von einem IST-Zustand bei der Produktion ausgehen. In verschiedenen Fallbeispielen zeigte sich, dass die Energie der Faktor war, der letztendlich die Rohstoffmengen determinierte. Die Produktionstechnologien können sich jedoch ändern, und im Zuge der Energiewende werden sich insbesondere die Energieinputs ändern. D.h., um zukünftige Mengen abzuleiten, müssen die Umweltwirkungen unter zukünftigen Produktionsbedingungen berechnet werden. Das leisten die Ökobilanzen gegenwärtig noch nicht, kann aber berechnet werden, wenn die LCI Daten als Einheitsprozesse (engl. unit processes) vorliegen, so dass Änderungen z.B. zum Energiemix nach Bedarf angepasst werden können.

8.6 Festlegung des Anteils pro Rohstoff

Jeder Rohstoff trägt im Verlauf seiner Nutzung nur zu einem Teil der gesamten Umweltwirkungen bei. In den Fallbeispielen wurde dieser Anteil ausgewiesen und aus pragmatischen Erwägungen fortgeschrieben. Dabei stellten sich verschiedene Fragen:

- ▶ Woran wird der Anteil konkret bemessen? Am Anteil der Umweltwirkungen, territorial oder konsumbezogen gemessen, oder als Anteil an den Haushaltsausgaben für dieses Produkt? In den Fallbeispielen wurde der letzte Vorschlag verworfen, aus Datengründen und weil, wie im Falle Erdöl gezeigt wurde, die Preise die Relevanz der Umweltwirkungen nicht sachgerecht widerspiegeln.
- ▶ Eine pragmatische Herausforderung stellt sich, wenn Umweltwirkungen, die in einem anderen Jahr anfallen, mitgerechnet werden. Dann muss der Wert der Gesamtumweltwirkung (in dem betrachteten Jahr) diese zusätzliche Umweltwirkung aus dem anderen Jahre beinhalten und die früheren abziehen.
- ▶ Die Nutzung des Anteils führt zum Paradoxon, dass Rohstoffe mit wenigen Umweltwirkungen über den Weg der Anteile an Umweltwirkungen auch nur wenig Budget

bekommen. Das erscheint prinzipiell fragwürdig. Anhand des Fallbeispiels Kupfer lässt sich dies vertiefend darstellen:

- Die Aufbereitung von Kupferschrotten geht mit weniger Umweltwirkungen einher. Dem Vorgehen (Fortschreibung des 2010er Anteils) folgend, würde ein Land mit einem geringeren [höheren] Schrottanteil höhere [niedrigere] verbleibende Nutzungsmengen erhalten. Wieso ist dies so? Zur Ermittlung der verbleibenden Nutzungsmenge wird der (aktuelle) Anteil des Rohstoffs an den Gesamtumweltwirkungen fortgeschrieben. Ist der Anteil hoch, wird der hohe Anteil für die Zukunft fortgeschrieben, ist der Anteil niedrig, wird der niedrige Anteil angesetzt. Das ist ein paradoxes Ergebnis. Tabelle 28 zeigt anhand einer Beispielrechnung, wie die Annahme unterschiedlicher Primär- und Sekundärkupferanteile die produktionsbedingten CO₂ Emissionen der Kupferverarbeitung schmälern bzw. erhöhen.

Tabelle 28: Vergleich verschiedener Primär- und Sekundärkupferanteile und Auswirkungen auf CO₂ Emissionen der Kupferverarbeitung

	Primärkupfer	Sekundärkupfer	Produktionsbedingte CO ₂ Emissionen [kt]
Anteil (2010)	57 %	42 %	6.998
Anteil	100 %	0 %	8.664
Anteil	0 %	100 %	4.822

Quelle: Eigene Berechnungen

- Die Beispielrechnung zeigt, dass weitere Überlegungen zur Ableitung der Anteile für den Rohstoff überlegt werden müssen. Kupfer ist zwingend erforderlich für die Energiewende und damit für die Reduktion von CO₂-Emissionen. Die Fortschreibung aktueller Anteile drückt dies nicht aus. Weitere Kriterien müssen folglich entwickelt werden, die ein „notwendiges“ Budget für Rohstoffe, die für die Einhaltung der Planetaren Grenzen erforderlich sind, berücksichtigen.
 - Ein Land mit hohen Schrottanteilen im Kupferverbrauch sollte – z.B. bei einem vorgegebenen CO₂-Emissionsbudget oder Süßwassernutzung - höhere Nutzungsmengen erhalten, als ein Land mit geringer Sekundärkupfernutzung. Allgemeiner formuliert bedeutet das, wer den Rohstoff umweltschonender produziert, sollte bei der Fortschreibung der Anteile der in diesem Projekt erarbeiteten Methodik mehr einsetzen dürfen. Das wäre in der Logik der Projektfragestellung ein sinnvolles Ergebnis.
- Es stellt sich ferner die Frage, ob der Anteil bei der Ableitung der verbleibenden Rohstoffmenge fortgeschrieben werden sollte, d.h., ob angenommen werden soll, dass das Erdöl bis zur Überschreitung der Planetaren Grenze Klimawandel etwa ein Drittel der CO₂-Emissionen „verursachen darf“, und gleichzeitig die Rohstoffe, die notwendig zur Einhaltung der Grenze sind (wie Kupfer), nur geringe Budgets erhalten. Hier ist eine andere Lösung erforderlich.

- Ein alternativer Ansatz zur Verteilung von verbleibenden Umweltbudgets nach dem Konzept der Planetaren Grenzen könnte auf Zukunftsszenarien und der Entwicklung einzelner Sektoren z.B. vor dem Hintergrund der Erreichung der Klimaziele erfolgen. Dabei würden z.B. Metallen, welche für die Energiewende zentral sind, ein größerer Anteil am verbleibenden Budget zugeordnet werden als fossilen Rohstoffen (z.B. Erdöl), dessen Nutzung zeitnah verringert werden muss. Für planetare Grenzen wie den Klimawandel gibt es einen gesellschaftlichen Konsens zur Erreichung von Zielen (THG-Neutralität bis 2050), wohingegen für andere Umweltinanspruchnahmen (z.B. Wassernutzung) die Narrative zu zukünftigen sektoralen Entwicklungen weniger konkret formuliert werden könnten. Allerdings stellen sich in Folge weitere Fragen:

- Welches Szenario unterstellt man? Welche Technologien, welche installierten Leistungen, welche Substitutionsoptionen? Allein für Deutschland liegen teilweise sehr verschiedene Szenarien zu Transformationspfaden vor. Allein die RESCUE-Szenarien (Dittrich et al. 2020; Purr et al. 2019), die vergleichsweise ähnliche Rahmenannahmen und Setzungen (z.B. zur Nutzung von Biomasse oder CCS) haben, resultieren bereits in teilweise recht unterschiedlichen Rohstoffbedarfen.
- Muss das restliche Materialbudget auch „verteilt“ werden? Wenn ja, Wie wird das restliche Materialbudget „verteilt“? Gibt es – wie bei der Energiewende – weitere prioritäre Sektoren, wie bspw. Krankenhäuser oder Fabriken, die Windkraftanlagen herstellen?

Hinter diesen Fragen stehen normative (politische) Setzungen, die geklärt werden müssten, bevor eine explizite Grenze für Rohstoffmengen abgeleitet werden kann.

8.7 Bewertung und Ableitung der Rohstoffmenge

Bei dem letzten Schritt, der konkreten Berechnung der verbleibenden Rohstoffmenge ist zusätzlich zu den bereits erwähnten Aspekten abzuwägen, welche Dimension konkret genutzt wird. Die Fallbeispiele haben gezeigt, dass die verbleibenden Rohstoffmengen unterschiedlich sind, je nachdem, ob Klimawandel, Süßwasser oder Landnutzung etc. betrachtet wurde. Im Konzept der Planetaren Grenzen darf die Grenze in keiner Umweltdimension überschritten werden. Daher muss zwangsläufig die Umweltdimension für die Ableitung der Rohstoffmengen entscheidend sein, die zuerst überschritten wird. In anderen Worten: die Dimension ist entscheidend, die die geringsten verbleibenden Rohstoffmengen quantifiziert.

8.8 Welche Rohstoffmengen verbleiben?

Im Kapitel 2 wurde erläutert, dass die Grenze für den Verlust von Waldfläche in Deutschland bereits überschritten wurde. Da der Waldbestand inzwischen wieder steigt, kann argumentiert werden, dass diese Grenzüberschreitung nicht zwingend das Maß der Rohstoffnutzung sein muss – wäre es dies, so dürften ab sofort keine Rohstoffe genutzt werden, die Waldfläche in Anspruch nehmen (also bspw. in der Vorkette Holz oder Papier nutzen, oder deren Extraktion zur Zerstörung von Wald beiträgt). Gleichzeitig ist die Waldzerstörung im Ausland durch Ressourcennutzung in Deutschland eine relevante Grenze.

Die nächste Grenze aus dem Konzept der Planetaren Grenzen, die entsprechend den Berechnungen zum Deutschen Anteil überschritten wird, ist der Klimawandel. Wird das Prinzip

der historischen Verantwortung genutzt, so darf Deutschland kein Kohlendioxid mehr emittieren, denn das Budget ist ausgeschöpft. Damit dürf(t)en konsequenterweise nur noch Rohstoffe genutzt werden, die ohne CO₂-Emissionen produziert (und transportiert) werden können. D.h., Kupfer, Stahl, Sand etc. dürfen nur noch genutzt werden, wenn sie ausschließlich mit erneuerbaren Energien bzw. synthetischen Rohstoffen auf Basis von erneuerbarer Energie extrahiert, aufbereitet, transportiert und verarbeitet würden. Zement bzw. Beton könnten dann theoretisch gar nicht mehr genutzt werden, wenn dabei CO₂-Emissionen anfallen.

Und auch wenn ein anderes Regionalisierungsprinzip genutzt wird, wird diese Schlussfolgerung in wenigen Jahren zutreffen; **bei nahezu allen Fallbeispielen ist die Dimension Klimawandel die begrenzende Planetare Grenze.** Die verbleibenden Kontingente werden unter anderem für den Umbau des Energiesystems gebraucht (Kupfer, Stahl, Beton etc. in Windenergieanlagen, Photovoltaik und weiteren Schlüsseltechnologien). Es wäre folglich von einer ökologischen Perspektive kommend und die Planetaren Grenzen im Blick habend sinnvoll, die für die Transformation notwendigen Mengen zu quantifizieren (z.B. über ausformulierte Szenarien), die vorrangige Nutzung der Rohstoffe festzulegen, und dann - darauf aufbauend und unter Berücksichtigung anderer Umweltwirkungen nach der Transformation - verbleibenden Nutzungsmengen für Rohstoffe zu quantifizieren.

Zugespitzt ausgedrückt: Ohne eine sofortige, vollständige und hundertprozentige Transformation des gesamten Energiesystems liegt die verbleibende Menge der noch im Rahmen der planetaren Grenzen nutzbaren abiotischen Rohstoffmenge (je nach Regionalisierungsprinzip heute oder spätestens in wenigen Jahren) bei null.

9 Anhang

9.1 Hintergrunddaten

Tabelle 29: Übersicht der verwendeten ecoinvent Datensätze mit Quellenangabe

Fallbeispiel	Produkt/Prozess	Link (Quelle ecoinvent 3.6)
Erdöl	Diesel	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/6783e496-593f-474e-a2e9-57a2750add20/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Erdöl	Ottokraftstoff	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/93725512-7b7c-44b9-a47f-75424a889168/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Erdöl	Rohbenzin / Naphtha	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/d37aaaf3-f363-413e-815c-1132ab2f059a/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Erdöl	Kerosin	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/ba236146-b923-4d59-a48b-17fcc8f00965/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Erdöl	Heavy fuel	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/0bb366c2-915f-4a7d-be43-fe50512f176a/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Erdöl	light fuel oil	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/78131900-d39c-4ec0-8b64-1dc32a399af5/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Erdöl	market for waste plastic, mixture, DE	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCIA/f41da0e2-190b-4430-bd29-e523891ef76f/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Erdöl	plastic film	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/30966c6b-3cd6-4604-8209-81e2ec7ba952/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Kupfer	treatment of copper scrap by electrolytic refining	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/356f99b4-c352-40ee-aad2-c27dcf54dbdb/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Kupfer	market for copper concentrate, sulfide ore, GLO, (Author: Guillaume Bourgault inactive)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/01c93321-0117-489f-a4f3-9d0ff730f903/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Kupfer	electrolytic refining of primary copper, GLO, (Author: Mischa Classen inactive)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/ffe1892e-60af-4c63-b080-fee850df7a61/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Kupfer	metal working, average for copper product manufacturing, RER,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/30a28c64-2ef5-453a-9459-a4a02c07101a/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce

Fallbeispiel	Produkt/Prozess	Link (Quelle ecoinvent 3.6)
Kupfer	market for wire drawing, copper, GLO, (Author: [System] inactive)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/384bea82-5d51-48e0-ad61-8f4492573a7e/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Kupfer	market for sheet rolling, copper	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/02de4fc9-479a-44bb-b2f2-49b7a3060873/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Kobalt	market for cobalt	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/2a8defe8-d6a6-450a-bfab-27e0286e7958/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce (LCI) https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCIA/2929f079-b285-40e4-9495-05a25996b134/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce (LCIA)
Li-Ionen Akku	market for battery, Li-ion, rechargeable, prismatic, GLO,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/b5f5813c-dbad-437d-b2a6-9eab7e161222/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce (LCI) https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCIA/45faefcd-d9f6-4d7a-a4c9-55326d3ebab7/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce (LCIA)
Li-Ionen Akku	battery production, Li-ion, rechargeable, prismatic, GLO,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCIA/d66a9a11-8061-46a0-aec7-b044bb075bd8/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Li-Ionen Akku	market for used Li-ion battery, GLO, (Author: Roland Hischier active)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/0bb3efbb-d175-4990-9c10-198b6471e314/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Li-Ionen Akku	electricity, high voltage, production mix, DE,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/ccda408c-dfe5-44ca-a317-052725a0f18a/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	market for pig iron, GLO,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/906c12c2-5a32-43d7-bb50-419223b2004f/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	steel production, electric, low-alloyed, RER,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/c2b09929-9d3a-482b-81ec-ed698c0034b5/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	market for aluminium, primary, ingot,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/6aa61f37-53d1-4170-a7ca-fe573eafeae7/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	market for zinc, GLO,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/5a5e29fe-040b-4f03-9b47-6d892f1186ef/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	market for lead, GLO,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/b95ae218-425b-45d4-932d-c1585bae4af3/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	market for silver, GLO,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/8152d5f5-02f6-4516-bc73-f4949bb5a784/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce

Fallbeispiel	Produkt/Prozess	Link (Quelle ecoinvent 3.6)
Metalle	market for nickel, 99.5 %, GLO,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/2ac1522c-3e3f-4c28-9908-7d6a1952475e/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	market for enriched uranium, 4.2 %, GLO,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/55cae1ac-06a7-42c4-bcb6-19b7ee849883/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	market for magnesium, GLO,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/91a6d4c1-fe43-4bc2-9d0e-51820d682ff8/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	market for titanium, primary, GLO,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/717a2b72-5eab-463b-acac-9973365a1975/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	market for manganese, GLO,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/f645b623-a5b6-4ee7-a4cb-bdd9a8d55305/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	market for chromium, GLO,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/1c3b4a16-0b1c-472c-858b-f847d7b99b0c/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	market for tantalum, powder, capacitor-grade, GLO,	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/276ce148-7568-42c4-93a4-2f277efc0b5e/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	Kupfer (primär)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/2493df5b-adf1-49a0-91d1-2a3d1042f40b/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	Kupfer (primär)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/ab899d12-5a07-4063-818f-4ccc21feba46/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	Kupfer (primär)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/96bc959b-6b29-40e1-aaea-055032d5f0d8/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	Kupfer (primär)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/c77b9644-1d79-4040-bb49-cfcc60f1dc50/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	Kupfer (primär)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/2e6919bc-eb80-4042-9468-d923673e3c7b/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	Kupfer (primär)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/7727c3bf-6806-4025-9b98-4aa1e88ef214/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	Kupfer (sekundär)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/356f99b4-c352-40ee-aad2-c27dcf54dbdb/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce

Fallbeispiel	Produkt/Prozess	Link (Quelle ecoinvent 3.6)
Metalle	Aluminium (sekundär)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/0b871b53-5bbf-4d52-8afe-1c3ac4d51345/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	Aluminium (sekundär)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/43858df1-a48a-409f-af43-e4ee7b566ea4/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	Aluminium (sekundär)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/d6b9a4ec-66d0-4d2f-9cb0-1c4bbd969e92/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	Aluminium (sekundär)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/bf16e475-2555-4116-b789-8be469df6e45/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	Aluminium (sekundär)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/74ea52ca-7232-433d-9301-61e30c967a8e/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	Aluminium (sekundär)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/04d33e34-ca87-4090-8ae4-1d6a4e8a5e90/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce
Metalle	Aluminium (sekundär)	https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/4850274d-2924-4a03-ab81-81a4324557e9/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce

Tabelle 30: Übersicht der Umrechnungskoeffizienten der Metalle, für Süßwassernutzung (linke Spalte) und CO₂ (rechte Spalte), ohne Infrastruktur

Metall	M ³ / kg Metall	Kg CO ₂ /kg Metall
Eisen (primär)	0,009	1,42
Kupfer (primär)	0,227	3,66
Nickel	0,369	11,45
Blei	0,058	1,27
Zink	0,354	2,71
Zinn	0,516	8,70
Silber	5,44	444,26
Aluminium (primär)	0,065	15,24
Tantal	7,43	229,90
Eisen Sekundär	0,001	0,33
Kupfer Sekundär	0,024	1,32
Aluminium Sekundär	0,021	0,61

Hinweis: Koeffizienten basieren auf Informationen der verwendeten LCIs siehe Tabelle 29

9.2 Planetare Grenzen in Ökobilanzen

Nachfolgend werden wesentliche Studien beschrieben, welche die Verknüpfung des Konzepts der Planetaren Grenzen und Ökobilanzen adressieren (Ryberg et al. 2018; Sandin et al. 2015). Weiterhin sind Studien aufgeführt, die sich mit Allokationsfragen befassen.

9.2.1 Sandin et al. (2015): Verwendung des KPG, um Reduktionsziele für Ökobilanzen festzulegen

Auf Sandin et al. (2015) wird bereits in Kapitel 2.1.3.3 eingegangen („Allokation auf Rohstoffe und Produkte“). Im Folgenden sind grundsätzliche Rahmenbedingungen nochmals zusammengefasst und v.a. die Aspekte erläutert, die sich auf die Verknüpfung der Kontrollvariablen des KPG mit den Wirkungskategorien der Ökobilanzmethode beziehen.

Ziel und Rahmen der Studie

Ziel der Studie ist es, globale Ziele auf Umweltwirkungsebene für z.B. Produktökobilanzen zu überführen bzw. Grenzwerte auf Produktebene für nationale Einheiten abzuleiten. Untersuchungsrahmen ist das Marktsegment Kleidung in Schweden für den Zeithorizont bis 2050.

Vorgehen

Vierstufiger Prozess

1. Identifizieren von Planetaren Grenzen, die mit Wirkungskategorien korrespondieren.
2. Interpretieren, welche Grenzen bzw. Reduktionsziele sich durch diese Planetaren Grenzen ergeben.
3. Übertragen der Reduktionsziele aus Schritt 2 auf ein bestimmtes globales Marktsegment dem das zu untersuchende Produkt angehört (3 Berechnungsmöglichkeiten).
4. Übertragen der Ergebnisse aus Schritt 3 auf Reduktionsziele für das zu untersuchende Produkt (4 unterschiedliche ethnische Prinzipien vorgeschlagen).

Schritt 1 und 2 sind nachfolgend genauer beschrieben, Schritt 3 und 4 sind in Kapitel 2.1.3.3 erläutert.

Zuordnung Planetare Grenzen und Wirkungskategorien (Schritt 1 und 2)

Es konnten nicht alle neun Prozesse der Planetaren Grenzen adressiert werden. Zum einen war dies nicht möglich, wenn keine Kontrollvariable definiert ist und zum anderen, wenn entweder Schwierigkeiten in der Zuordnung gesehen werden und/oder eine Zuordnung für den untersuchten Kontext – hier Marktsegment Kleidung in Schweden – als nicht relevant erachtet wurde.

Entsprechend ausgeschlossen wurden

- neue Substanzen und modifizierte Lebensformen -> fehlende Kontrollvariable,
- Ozonverlust in der Stratosphäre -> nicht relevant für Kleidung,
- Versauerung der Meere -> Ableitung Reduktionsziel schwierig, Grenze beschreibt absoluten Zustand anstatt Interventionsrate und bisher in Ökobilanzen nicht untersucht, aber über Klimawandel adressiert,
- Aerosolgehalt der Atmosphäre -> Ableitung Reduktionsziel schwierig, Grenze beschreibt absoluten Zustand anstatt Interventionsrate.

Aus den verbleibenden Prozessen wurden – mit Ausnahme des P-Kreislaufs – jeweils die globalen Planetaren Grenzen für die Ableitung von Reduktionszielen gewählt und Wirkungskategorien (qualitativ) zugeordnet. Zur Berechnung der Umweltwirkungen in der Ökobilanz wurden Umwelt-Fußabdrücke verwendet, um einem konsumbasierten Ansatz zu folgen. Grundsätzlich wurden folgende Zuordnungen getroffen und Reduktionsziele festgelegt:

Der Prozess **Klimawandel** ist der Wirkungskategorie Klimawandel zugeordnet. Als Reduktionsziel bis 2050 wurde festgelegt, dass die THG-Emissionen auf 0 reduziert werden müssen bzw. der Belastungsbeitrag muss um 100 % reduziert werden, um den sicheren Handlungsraum zu erreichen. Produkte müssen hierfür vielleicht Kohlenstoffsenken werden.

Für den Prozess **biogeochemische Flüsse** wurden Zuordnungen für den P- und den N-Kreislauf vorgenommen. Dem N-Kreislauf (globale Grenze der B-Fixierung 62 Mt/a, vgl. Kap. 4.1.4) sind die Wirkungskategorien marine und terrestrische Eutrophierung und Versauerung zugeordnet, dem P-Kreislauf die Wirkungskategorie Frischwasser-Eutrophierung. Das Reduktionsziel wurde für den P-Kreislauf aus der regionalen Planetaren Grenze abgeleitet, weil sich dadurch mit 56 % ein anspruchsvolleres Reduktionsziel ergibt ($1 - 62/14 = 56\%$, statt $1 - 11/22 = 50\%$). Für den P-Kreislauf berechnet sich das Reduktionsziel zu 59 % ($1 - 62/150$).

Dem Prozess **Süßwassernutzung** ist die Wirkungskategorie Süßwasserverbrauch zugeordnet. Das Reduktionsziel für die Süßwassernutzung ist negativ (-54 %), da die Planetare Grenze noch nicht überschritten ist und ein Abstand verbleibt ($1 - 4000/2600$).

Dem Prozess **Landnutzungswandel** ist die Wirkungskategorie „land transformation“, insbesondere Transformation von Waldflächen zugeordnet. Dies korrespondiert mit dem in Kapitel 4.1.6 vorgeschlagenen Vorgehen. Das Reduktionsziel ist auf 100 % festgelegt (Ableitung nicht beschrieben, Grenze 75 %, Status Quo mit 62 % im Unsicherheitsbereich).

Für die **Veränderungen der Intaktheit der Biosphäre** wurde die Kontrollvariable für die genetische Vielfalt, die Extinktionsrate, ausgewählt, da diese im Hinblick auf ein Reduktionsziel leichter zu interpretieren ist. Aus der Planetaren Grenze und dem Status Quo ergibt sich ein Reduktionsziel zwischen 90-99 % ($1 - 10/100$ bzw. $1 - 10/1000$) aus dem nach Vorsorgeprinzip der obere Bandbreitenwert übernommen wurde. Zugeordnete Wirkungskategorien sind die Landnutzung („land occupation“) und Landnutzungswandel („land transformation“) jeweils auf midpoint-Ebene und Biodiversitätsverlust auf endpoint-Ebene.

Umwelt-Fußabdrücke

Für die Anwendung der Ansätze und die Berechnung der konsumbasiert verursachten Umweltbelastungen wurden Umwelt-Fußabdrücke für Schweden ermittelt. Der blaue und der grüne Wasser-Fußabdruck (Hoekstra et al. 2011), der ökologische Fußabdruck (Global Footprint Network 2011) als Proxy für die Veränderung in der Biosphäre und der nationale Phosphor-Fußabdruck für den P-Kreislauf. Für den N-Kreislauf wurde kein passender Fußabdruck gefunden, hier wurde eine mögliche Bandbreite durch 2 wichtige N-Quellen aufgezeigt: die nationalen NO_x-Emissionen und der Anteil am grauen Wasser-Fußabdruck durch den nationalen N-Düngereinsatz. Für Klima- und Landnutzungswandel erübrigt sich die Datenrecherche für schwedische Anteile, da es für das 100 % Reduktionsziel bei diesen beiden Prozessen nichts zu teilen gibt.

Ergebnisse und Schlussfolgerungen der Studie

Die Ergebnisse geben an, um wieviel Prozent die Umweltbelastungen je Tag Nutzung des untersuchten Kleidungsstücks (funktionelle Einheit) bis 2050 reduziert werden müssen, um die Planetaren Grenzen einzuhalten. Abgesehen von den Ergebnissen für die Prozesse Klima- und Landnutzungswandel für die das Reduktionsziel immer 100 % sein muss, zeigen sich notwendigerweise Abhängigkeit durch die festgelegten Emissionsbudgets, deren Verteilung und die angenommene Bevölkerungsentwicklung (2 Varianten niedrig, hoch). Auch sind die Ergebnisse sehr stark abhängig vom betrachteten Systemraum. Eine analoge Berechnung für Nigeria führt je nach ethischem Prinzip zu gänzlich anderen Ergebnissen. Die Autor*innen schließen, dass grundsätzlich die Anwendbarkeit des KPG auf Ökobilanzen gezeigt werden konnte, dass die unterschiedlichen Ergebnisse helfen können Umweltwirkungen zu priorisieren, dass viele Unsicherheiten bestehen, aber mit der Arbeit klar gestellt wird, dass eine auf subjektiver Werterhaltung basierende Wahl notwendig und hochbeeinflussend ist. Aus diesem Grund wird die Berechnung auf Basis verschiedener ethischer Prinzipien als sinnvoll erachtet, um transparent deren Einfluss aufzuzeigen.

Fazit für diese Studie

Der Ansatz ist leicht umsetzbar, da aus den Planetaren Grenzen abgeleitete Reduktionsziele auf qualitativ zugeordnete Wirkungskategorien übertragen werden. Er bietet eine Möglichkeit Emissionsbudgets bzw. Reduktionsziele zu verwenden. Nachteilig ist, dass die qualitative Zuordnung von Wirkungskategorien nicht notwendigerweise eine starke Verbindung zu den Planetaren Grenzen aufweisen muss, worauf die Autor*innen auch selbst hinweisen. Für die Ergebnisse schwierig ist die große Unsicherheitsbandbreite, die sich durch die Annahmen und Randbedingungen ergibt: die Festlegung eines Emissionsbudgets, dessen Allokation auf ein Marktsegment bzw. ein Produkt, die Allokation eines globalen Budgets auf Nationen, die Bevölkerungsentwicklung bis 2050, den jeweils betrachteten Systemraum. Des Weiteren ist der Ansatz für die Prozesse denen ein 100 % Reduktionsziel zugeordnet ist (Klima- und Landnutzungswandel) weniger hilfreich bzw. obsolet, da immer und jederzeit gilt, die Belastungen auf 0 zu reduzieren. Für den Prozess Landnutzungswandel ist dieses Ziel zudem nicht erreichbar, da es im Gegensatz zum Prozess Klimawandel keine 100 %igen Alternativen zur Flächeninanspruchnahme gibt. Für diese Studie interessant ist, dass für den Landnutzungswandel die gleichen Sachbilanzparameter gewählt wurden wie in unserem Ansatz (Kap. 4.1.6) und eventuell kann die Idee Planetare Grenzen über Reduktionsziele in Ökobilanzen zu integrieren in den Fallstudien aufgegriffen werden.

9.2.2 Ryberg et al. (2018): Entwicklung einer mit den Planetaren Grenzen verbundenen LCA-Methode

Die Aussagen Ryberg et al. (2018) in stehen im Kontext einer Serie von Artikeln, die verschiedene Arbeitsschritte für eine Zusammenführung des KPG und der Ökobilanzmethodik beschreiben. In Ryberg et al. (2016) sind zunächst die dabei bestehenden Herausforderungen erläutert und bestehende Ansätze werden eingangs kurz bezüglich deren Beschränkungen eingeordnet, die es zu überwinden gilt: Im Ansatz nach Bjørn und Hauschild (2015) wurden Normalisierungsreferenzen entwickelt, die zum Teil auf Planetaren Grenzen basieren und mit Wirkungskategorien abgestimmt sind. Im Ansatz nach Tuomisto und de Mattos (2011) wurde versucht die Dringlichkeit für Wirkungskategorien hervorzuheben, indem die Ergebnisse anhand des Abstands zwischen Ist-Situation und Planetarer Grenze gewichtet und aggregiert wurden (s.a. Kap. 9.2.3). Nach Ryberg et al. (2016) haben die Ansätze zwei Beschränkungen: es fehlt die räumliche Differenzierung für die nicht-globalen Prozesse und durch den Versuch die

Kontrollvariablen der Planetaren Grenzen an bestehende Umweltwirkungskategorien anzupassen werden fragliche Verbindungen generiert. Ein Weg diese Beschränkungen zu überwinden liegt in der Integration der Erdsystemprozesse und Planetaren Grenzen in die Wirkungsabschätzung. Die entwickelte Methode wird in Ryberg et al. (2018) vorgestellt:

Ziel und Rahmen der Studie

Ziel der Arbeiten ist eine Verbindung zwischen den Planetaren Grenzen und der Ökobilanzmethode herzustellen. Weiterführende Arbeiten und Fallstudien bestehen für eine Waschmaschine Ryberg et al. (2018) und für die Stahlproduktion Ryberg et al. (2018). Im Folgenden wird nur die Methode erläutert, die als PB-LCIA („Planetare Grenzen Wirkungsabschätzung“) bezeichnet wird. Die Fallstudie für eine Waschmaschine beinhaltet v.a. die Thematik der Allokation, die in Kap. 2.1.3.3 beschrieben ist.

Vorgehen

Zur Herstellung der Verbindung zwischen den Planetaren Grenzen und der Ökobilanzmethode wurden neue Charakterisierungsfaktoren für die Umweltprozesse des KPG formuliert. Dies ist nicht einfach, da sich die Wirkungspfade der konventionellen Ökobilanzindikatoren und der Kontrollvariablen des KPG unterscheiden. Von den in Ryberg et al. (2016) identifizierten sechs Herausforderungen, sind in Ryberg et al. (2018) die folgenden drei adressiert:

- Berechnung von Charakterisierungsfaktoren für die Kontrollvariablen der Erdsystemprozesse zur Anwendung in der Wirkungsabschätzung.
- Identifizierung von und Umgang mit den Bereichen wo Wirkungen überlappen.
- Vereinfachung der räumlichen Differenzierung von Kontrollvariablen auf sub-globaler Ebene.

Für den ersten Punkt musste zunächst eine andere Herangehensweise für die Berechnung von Charakterisierungsfaktoren entwickelt werden. Üblicherweise sind Umweltwirkungen aus der Umweltwirkungsabschätzung über die Zeit integriert und haben keinen Bezug zu einem bestimmten Zeitpunkt. Für Ökobilanzen mit dem Zweck vergleichende Untersuchungen vorzunehmen (zwischen Systemen mit gleicher funktioneller Einheit, auch mit unterschiedlichen Zeithorizonten oder innerhalb von Systemen entlang der Prozessschritte) ist das der zielführende Ansatz. Allerdings können dadurch keine Veränderungen von Umweltzuständen oder Flussraten angezeigt werden (Ausnahme Klimawandel bei dem die Ursache-Wirkungskette auf einer Impulsemission beruht). Entsprechend wurden die neu für die PB-LCIA Methode entwickelten Charakterisierungsfaktoren auf eine funktionelle Einheit ausgelegt, die konstante Inputs repräsentiert (z.B. statt „kg Produkt“, „kg Produkt über die Zeit“).

Charakterisierungsmodelle für Planetare Grenzen

Als Basis für die PB-LCIA und die Charakterisierungsfaktoren (CFs) wurden die Planetaren Grenzen nach Steffen et al. (2015) verwendet, da diese am ausgereiftesten sind. Nicht betrachtet wurden

- neue Substanzen und modifizierte Lebensformen -> fehlende Kontrollvariable,
- Veränderung der Intaktheit der Biosphäre -> Charakterisierungsmodelle nicht ausgereift.

Für die anderen 7 Planetaren Grenzen wurden für alle Kontrollvariablen CFs entwickelt. Für den Prozess Aerosolgehalt der Atmosphäre erfolgte dies auch für die globale Kontrollvariable nach dem gleichen Vorgehen wie für die regionale Kontrollvariable, auch wenn für die globale Ebene noch kein Grenzwert festgelegt ist.

Bei den Kontrollvariablen für die Prozesse Versauerung der Meere, Ozonverlust in der Stratosphäre und Landnutzungswandel bedeuten zunehmende Werte eine Verbesserung des Zustands und abnehmende Werte eine Verschlechterung. Da in der Ökobilanzmethode generell zunehmende Werte eine Verschlechterung ausdrücken, wurden die CFs für diese Prozesse entsprechend angepasst.

In den Fällen, in denen keine kontinuierlichen Flüsse gegeben sind, sondern nur eine einmalige Emission, wurden die spezifischen CFs als absolute Größen angelegt („pro kg“ anstatt „pro kg und Jahr“), um sie als Einzelereignis zu kennzeichnen. Auf die Auswertung hat das keinen Einfluss, da die Indikatormetrik gleich bleibt. Dies ist z.B. bei Landnutzungsänderung der Fall, wo gespeicherter Kohlenstoff einmalig freigesetzt wird.

Insgesamt wurden für 85 als wichtigste erachtete Elementarflüsse CFs abgeleitet:

- für den Klimawandel für die Kontrollvariable Strahlungsantrieb CFs für 18 Substanzen; für die Kontrollvariable atmosphärische CO₂-Konzentration wurden auch die Emissionen einbezogen, die in der Atmosphäre zu CO₂ umgewandelt werden (insgesamt 7 Substanzen);
- für den Ozonverlust in der Stratosphäre wurden CFs für 16 ozonabbauende Substanzen entwickelt;
- für die Versauerung der Meere wurden aufgrund des Zusammenhangs zur CO₂-Konzentration in der Atmosphäre CFs für CO₂-Emissionen und Vorläufersubstanzen analog zum Klimawandel abgeleitet;
- für die biogeochemischen Flüsse wurden für den N-Kreislauf CFs für NO_x- und NH₃-Emissionen in Luft und Ngesamt-, Nitrat- und Nitritemissionen in Frischwasser berechnet; für den P-Kreislauf analog CFs für P-Emissionen in Frischwasser, dabei wurde für die regionale Kontrollvariable (P-Eintrag über Dünger in Böden) das Verhältnis zu P-Emissionen anhand eines Modells für Verlustraten ermittelt;
- für den Landnutzungswandel bezieht sich der abgeleitete CF für die globale Ebene auf Waldtransformation und die CFs für die regionale Ebene auf die drei im KPG unterschiedenen Biome;
- für die Süßwassernutzung bezieht sich der für die globale Ebene abgeleitete CF auf den maximalen Blauwasserverbrauch; für die räumliche und temporale Differenzierung wurden CFs für Monate mit niedrigem, mittlerem und hohem Wasserabfluss und für drei Ariditätstypen (arid, semi-arid, feucht) gebildet;
- für den Aerosolgehalt der Atmosphäre wurden CFs für insgesamt 13 Aerosole und Vorläufersubstanzen entwickelt; auch hier wurden regionale CFs abgeleitet mit der Annahme, dass interregionaler Transport begrenzt ist und der regionale Aerosolgehalt durch regionale Emissionen verursacht wird.

Anhand der entwickelten CFs wurden Berechnungen durchgeführt und evaluiert, wie die Ergebnisse sich zu analogen Ergebnissen einer Wirkungsabschätzung verhalten. Dazu wurden 10687 Prozesse durchgerechnet und nach den Gruppen „Material“, „Energie“, „Transport“ und „Verarbeitung“ ausgewertet. Die Ergebnisse für die 7 Prozesse des KPG wurden dabei ILCD-konformen Wirkungskategorien der Wirkungsabschätzung gegenübergestellt:

<i>PB-LCIA</i>	<i>ILCD-LCIA</i>
Klimawandel (beide Kontrollvariablen)	Klimawandel
Versauerung der Meere	Klimawandel
Ozonverlust in der Stratosphäre	stratosphärischer Ozonabbau

Landnutzungswandel – global	Landnutzung
Süßwassernutzung – Becken	Wasserverbrauch
Aerosolgehalt der Atmosphäre	photochemischen Ozonbildung (POCP)
Biogeochemische Flüsse N-Kreislauf	marine Eutrophierung
Biogeochemische Flüsse P-Kreislauf - regional	Frishwassereutrophierung

Die Zuordnung erfolgte soweit die gleiche Umweltwirkung bzw. Aktivität adressiert ist. Der POCP wurde dem Aerosolgehalt der Atmosphäre zugeordnet, da ähnliche Emissionen dahinterliegen, auch wenn sie gänzlich unterschiedliche Umweltwirkungen beschreiben und unterschiedliche Schutzgüter adressieren. Den Autor*innen ging es bei dieser Gegenüberstellung ausschließlich darum, die Ergebnisse der beiden Methoden zu vergleichen. Im Ergebnis zeigt sich eine gute Korrelation bei den meisten Kategorien. Ausnahmen sind „Biogeochemische Flüsse P-Kreislauf – regional“, wo sowohl die Korrelation der Größenordnung als auch der Rangfolge niedrig ist (Grund ist v.a., dass die Frishwassereutrophierung auch P-Emissionen ins Grundwasser umfasst) und „Landnutzungswandel – global“ mit einer geringen Korrelation der Größenordnung (keine Begründung angegeben). Eine etwas geringere Korrelation ergibt sich bei „Aerosolgehalt der Atmosphäre“ zu „photochemischen Ozonbildung“, da z.B. Partikelemissionen nur beim Aerosolgehalt der Atmosphäre relevant sind.

Schlussfolgerungen der Studie

Aus dem Ergebnisvergleich zwischen PB-LCIA und ILCD-LCIA wird aufgrund der überwiegend guten Korrelation gefolgert, dass beide Methoden gut zur Bewertung geeignet sind. Wobei die PB-LCIA nicht dazu gedacht ist die ILCD-LCIA zu ersetzen. Der zusätzliche Nutzen der PB-LCIA liegt darin, dass die Ergebnisse direkt in den Metriken der Kontrollvariablen angegeben werden. Damit kann bereits mit dem gegebenen Stand ermittelt werden, wie sehr die verschiedenen Planetaren Grenzen durch eine Aktivität beansprucht werden. Das eigentliche Ziel der Methode – die ökologische Nachhaltigkeit einer Aktivität zu bewerten – kann allerdings erst eingeschätzt werden, wenn für Aktivitäten deren jeweiliger Anteil am sicheren Handlungsraum bestimmt wird. Dies erfordert die Allokation des globalen Handlungsspielraums auf Aktivitäten

Fazit für diese Studie

Der entscheidende Vorteil der PB-LCIA Methode für eine Anwendung des KPG in der Ökobilanzmethode liegt darin, dass Ergebnisse in den Metriken der Kontrollvariablen generiert werden können. Vom Grundsatz her ist das in Kapitel 4.1 beschriebene Vorgehen ähnlich. Auch dort sind Elementarflüsse (und Parameter) auf Sachbilanzebene identifiziert, die geeignet sind, die Kontrollvariablen abzubilden. Das ist jedoch nur insoweit möglich, als dass die bestehenden Inventare Elementarflüsse beinhalten, die den Kontrollvariablen entsprechen (z.B. nicht für Versauerung der Meere, Aerosolgehalt der Atmosphäre). Auch sind die Einheiten die für die Sachbilanzebene üblichen („kg bzw. m^2 bzw. m^3 pro funktionelle Einheit). Für die Bearbeitung der Fallstudien in Kapitel 0 bietet es sich insofern an, die Empfehlungen aus Kapitel 4.1 mit den CFs der PB-LCIA zu kombinieren. Dazu wären, über die Auswertungen der ecoinvent-Datensätze wie sie in Kapitel 4.1 beschrieben sind hinaus, die Elementarflüsse für die beiden Kontrollvariablen für den Klimawandel auszuwerten sowie die Elementarflüsse für den Ozonverlust in der Stratosphäre (jeweils Emissionen in die Atmosphäre, siehe Table 3 in Ryberg et al. (2018)).

9.2.3 Weitere Studien

Weitere Studien, die ebenfalls Ansätze beschreiben, Planetare Grenzen und die Ökobilanzmethode zu verbinden, sind nachfolgend zusammenfassend beschrieben.

Der Gewichtungsansatz nach Tuomisto und de Mattos (2011) ist bereits in Kapitel 9.2.2 erwähnt, für den in Ryberg et al. (2016) die beiden Beschränkungen fehlende räumliche Differenzierung und fragliche Verbindungen zwischen Planetaren Grenzen und Umweltwirkungskategorien geäußert sind. Der Ansatz wird auch in Sandin et al. (2015) kritisiert, da er methodische Inkonsistenzen auslöst. Die Gewichtung und Aggregation widerspricht dem Anspruch des KPG, dass jeder Prozess für sich alleine steht und keine Verrechnungsmöglichkeiten erlaubt sind.

Der Ansatz in Bjørn und Hauschild (2015) ist ebenfalls bereits in Kapitel 9.2.2 im Zusammenhang mit den beiden Beschränkungen erwähnt. Der Ansatz will eine tragfähigkeitsbezogene Normalisierung in Ökobilanzen einführen. Er beinhaltet insofern eine Verbindung zu dem KPG, als dass versucht wird, „Plantare Grenzen“ bzw. besser „Tragfähigkeitskapazitäten“ auf midpoint-Ebene für Ökobilanzen zu entwickeln. Die Autoren haben dabei das KPG nach Rockström et al. (2009) herangezogen, insoweit Kontrollvariablen der Planetaren Grenzen in direktem Zusammenhang mit Charakterisierungsmodellen der Ökobilanzmethode stehen. Konkret ist das nur bei den Prozessen Klimawandel und Ozonverlust in der Stratosphäre der Fall. Beim Klimawandel wurde die Planetare Grenze für den Strahlungsantrieb (radiative forcing) von 1 W/m^2 (entspricht $1,06^\circ$ Anstieg gegenüber dem vorindustriellen Niveau) auf eine Tragfähigkeitskapazität pro Einwohner und Jahr umgerechnet ($522 \text{ kg CO}_2\text{-Äq/E/a}$), der als Normalisierungsreferenz (Normalisierungsfaktor) gilt. Für die CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre wurde das 2° -Ziel herangezogen und auf Basis des GWP100 für alle Klimagase ein Durchschnittswert ermittelt. Die resultierende Normalisierungsreferenz beträgt $985 \text{ kg CO}_2\text{-Äq/E/a}$. Alleine für CO_2 -Emissionen beträgt die Pro-Kopf-Tragfähigkeitskapazität aufgrund der sehr langen atmosphärischen Lebensdauer nur 4 bzw. 8 kg/a, je nach zugrunde liegender Grenze. Es wird darauf hingewiesen, dass dieser Wert viel niedriger liegt als das vielzitierte 2050 Ziel von $2 \text{ t CO}_2/\text{E}$, das auf den RCP2.6 Reduktionspfad zurückgeht, der das Zieljahr 2100 hat. Im Jahr 2100 sind die CO_2 -Emissionen nahe 0 und damit konsistent mit den niedrigen Normalisierungsreferenzen. Für den Ozonverlust in der Stratosphäre wird der Mittelwert aus der in Rockström et al. (2009) angegebenen Bandbreite für die Planetare Grenze herangezogen (5-10 % Reduktion der atmosphärischen Ozonkonzentration gegenüber dem vorindustriellen Niveau). Die auf Basis des ODP (s. Kap. 4.1.3) berechnete Normalisierungsreferenz beträgt $0,078 \text{ kg CFC-11-Äq/E/a}$. Weitere Tragfähigkeitskapazitäten wurden auf Basis anderweitiger Literaturangaben zu „Grenzen“ für das photochemische Ozonbildungspotenzial (POCP), die Versauerung, die terrestrische Eutrophierung, die aquatische Eutrophierung (auf Basis von P und N-Konzentrationen als Grenzwerte), die Frischwasser Ökotoxizität, Landnutzung und Wasserverbrauch abgeleitet.

Der Ansatz von Bjørn und Hauschild (2015) wird in Sala et al. (2016) aufgegriffen. Sala et al. (2016) haben das Ziel globale und konsumbasierte Normalisierungsfaktoren für Ökobilanzen zu entwickeln und diese „Planetaren Grenzen“ gegenüberzustellen. Die Normalisierungsfaktoren bilden dabei die Ist-Situation ab, die „Planetaren Grenzen“ repräsentieren den Nachhaltigkeitsreferenzpunkt für „gutes Leben“ auf der Erde. Für die Ist-Situation wurden umfassende internationale Daten zu Emissionen und Ressourcenentnahmen für das Jahr 2010 erhoben und für die EU27 sowie die globale Ebene ausgewiesen (territorial, konsum- und produktbasiert). Als „Planetare Grenzen“ wurden die Grenzen aus Bjørn und Hauschild (2015) übernommen insoweit sie auf Charakterisierungsmodellen beruhen, die mit der ILCD Methode kompatibel sind (Verweis auf EC-JRC (2011) und Sala et al. (2015); gilt für Klimawandel,

Ozonabbau, Photochemische Ozonbildung, aquatische Eutrophierung und Frischwasser Ökotoxizität). Für die anderen Kategorien (Versauerung, terrestrische Eutrophierung, Landnutzung und Wasserverbrauch) wurden in Abstimmung mit Bjørn und Hauschild (2015) neue Grenzwerte berechnet. Wie auch in Bjørn und Hauschild (2015) wird darüber hinaus darauf hingewiesen, dass weitere Normalisierungsreferenzen bzw. „Planetare Grenzen“ auch für Wirkungskategorien, die die weiteren Schutzziel (AoP) im Ökobilanzkontext adressieren – die menschliche Gesundheit und natürliche Ressourcen – entwickelt werden sollten⁹³. In der Schlussfolgerung beschreiben die Autoren den weiteren Forschungsbedarf in Folge der bestehenden Datenunsicherheiten und -lücken. Ungeachtet dieser zeigt sich bei den fünf untersuchten Ansätzen (territorial, konsum-, produktbasiert auf EU27 und globaler Ebene), dass die „Planetaren Grenzen“ für den Klimawandel und das POCP um den Faktor 10 überschritten werden. Die Autoren sehen die Arbeit als vorläufigen Versuch die Überschreitung von Planetaren Grenzen in Ökobilanzen zu quantifizieren.

Auch in Doka (2015) wird versucht die Planetaren Grenzen in die Ökobilanzmethode zu integrieren. Die entwickelte Methode wird als PBA'05 bezeichnet. PBA steht für „planetary boundary allowance“ und „05“ für ein generisches Mitte 2000 Datum, das sich auf die Zeitperiode bezieht für die Rockström et al. (2009) Daten erhoben haben. Neu gegenüber den zuvor beschriebenen ist in dieser Studie, dass auf Basis der Planetaren Grenzen nach Rockström et al. (2009) erlaubte Pro-Kopf-Werte abgeleitet werden („allowance“). Weitgehend wird dabei nur die Grenze betrachtet nicht aber der Ist-Zustand. Etwaige Überschreitungen werden nur beim Aerosolgehalt in der Atmosphäre berücksichtigt. Als Weltbevölkerung wird von 10 Mrd. Einwohner ausgegangen, um die künftige Entwicklung vorwegzunehmen. Für den Klimawandel wird auf Basis der Grenze für die Kontrollvariable für den Strahlungsantrieb (1 W/m^2) ein erlaubter Pro-Kopf-Emissionswert von $1150,75 \text{ kg CO}_2\text{-Äq/a}$ abgeleitet. Für Veränderungen der Intaktheit der Biosphäre wird auf Basis der Grenze für die Kontrollvariable Extinktionsrate (10 E/MSY bei Rockström et al. 2009) die Hypothese aufgestellt, dass diese irreversible Auslöschung mit der reversiblen nach der ReCiPe-Methode korreliert (Eliminierung bezieht sich auf 1 Jahr). Ausgehend von der nach der ReCiPe-Methode berechneten absoluten Wirkung der globalen anthropogenen Emissionen für das Jahr 2000 wird ein Sicherheitsabschlag angesetzt (20-fach niedriger) und der erlaubte Pro-Kopf-Wert für Extinktionen zu $0,0000281 \text{ Arten} \cdot \text{Jahr/Jahr}$ berechnet. Für den N-Kreislauf wird die Grenze 35 Mt/a nach Rockström et al. (2009) verwendet, die eine erlaubte Pro-Kopf Emission von $3,5 \text{ kg N/a}$ ergibt. Anzurechnen sind die reaktiven Emissionen NH_3 , Nitrat, NO_x . Für den P-Kreislauf wird die Planetare Grenze von 11 Mt P/a angesetzt (-> erlaubt $1,1 \text{ kg P/E/a}$), anzurechnen sind Phosphor und Phosphatmissionen in Meere. Für die Berücksichtigung von P-Emissionen in Luft und Frischwasser, die dominieren, wird eine Untersuchung zur Bestimmung der Auswaschung in Meere angeregt. Für den Ozonverlust in der Stratosphäre ist auf Basis von Literaturwerten für einen bestimmten Zeitraum der absolute „DU Verlust“ und die absoluten ODS-Emissionen ermittelt, woraus sich eine erlaubte Pro-Kopf-Emission von $0,04094 \text{ kg ODP-Äq/a}$ ergibt. Zugeordnet ist die Wirkungskategorie stratosphärischer Ozonabbau. Für die Versauerung der Meere wird auf den Klimawandel verwiesen. Für die Süßwassernutzung und den Landnutzungswandel sind die ermittelten erlaubten Pro-Kopf-Werte $400 \text{ m}^3/\text{a}$ bzw. $1995 \text{ m}^2 \text{ Ackerland/a}$ (für letzteres Grenze nach Rockström et al. 2009 $<15 \%$ eisfreie Fläche in Ackerland umgewandelt). Dem Aerosolgehalt in der Atmosphäre werden PM_{10} -Äquivalente zugeordnet. Da in Rockström et al. (2009) noch keine Kontrollvariable und keine Grenze benannt ist, ist der erlaubte Pro-Kopf-Wert in diesem Fall über die Ist-Konzentration in der Atmosphäre und die Zielgröße abgeleitet, die Faktor 3,55 niedriger liegt. Entsprechend bestimmt die

⁹³ Diese sind nicht Bestandteile des KPG (vgl. Kap. 4.1).

Jahresemissionen durch 3,55 dividiert die Grenze und der erlaubte Pro-Kopf-Emissionswert beträgt 1,457 kg PM10-Äq/a. Für chemische Verschmutzung ist kein Wert abgeleitet. Die PBA-Methode kann für Nachhaltigkeitschecks angewendet werden indem geprüft wird, ob eine der acht Grenzen überschritten wird.

Zwischenfazit

Die Ansätze in Bjørn und Hauschild (2015) und Sala et al. (2016) zielen beide darauf ab Normalisierungsreferenzen bzw. „Planetare Grenzen“ für eine quantitative Analyse in Ökobilanzen zu entwickeln. Dabei haben die abgeleiteten „Planetaren Grenzen“ nur wenig Anknüpfungspunkte zu dem KPG nach Steffen et al. (2015) Es wurden nur die Kontrollvariablen Strahlungsantrieb beim Klimawandel und stratosphärische Ozonkonzentration herangezogen. Für letzteres wurde der Mittelwert aus Rockström et al. (2009) von 7,5 % Reduktion verwendet (aktuell nach Steffen et al. (2015) < 5 % Reduktion). Ansonsten wurden andere Grenzen abgeleitet und Metriken verwendet, die mit den Umweltwirkungskategorien der Ökobilanzmethode in Einklang stehen. Für die Aufgabe in dieser Studie wird dieser Ansatz als nicht weiter geeignet erachtet, da er zu wenig im Zusammenhang mit dem KPG steht. Ähnliches gilt für die PBA'05-Methode nach Doka (2015) wobei diese sich deutlich stärker auf das KPG nach Rockström et al. (2009) bezieht. Allerdings sind die Zuordnungen zu Wirkungskategorien in Ökobilanzen teils ebenfalls fraglich. Auch wird die Ist-Situation überwiegend nicht berücksichtigt. Die berechneten, erlaubten Pro-Kopf-Werte sind nichtsdestotrotz ggf. im Kontext der Allokationsfragen (Kap. 2) interessant.

10 Quellenverzeichnis

AGEB (2010): Energiebilanz der Bundesrepublik Deutschland 2010.

Agora Energiewende (2018): Die Kosten von unterlassenen Klimaschutz für den Bundeshaushalt: Die Klimaschutzverpflichtungen Deutschlands bei Verkehr, Gebäuden und Landwirtschaft nach der EU-Effort-Sharing-Entscheidung und der EU-Climate- Action-Verordnung. Berlin.

Aisch, G. (2019): What different degrees of global warming look like.

Althaus, H.-J.; Classen, M. (2005): Life Cycle Inventories of Metals and Methodological Aspects of Inventorying Material Resources in ecoinvent. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 10, No.1.

Alves Dias, P.; Blagoeva, D.; Pavel, C.; Arvanitidis, N. (2018): JRC Science For Policy Report. Cobalt: demand-supply balances in the transition to electric mobility. European Commission.
https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC112285/jrc112285_cobalt.pdf.

Anderson, K.; Peters, G. (2016): The trouble with negative emissions. In: *Science (New York, N.Y.)*. Vol. 354, No.6309, S. 182–183.

Andrew, R. (2020): It's getting harder and harder to limit ourselves to 2°C.

Anouliès, L. (2015): The Strategic and Effective Dimensions of the Border Tax Adjustment. In: *Journal of Public Economic Theory*. Vol. 17, No.6, S. 824–847.

Asayama, S.; Hulme, M. (2019): Engineering climate debt: temperature overshoot and peak-shaving as risky subprime mortgage lending: *Climate Policy*, 19(8), 937-946. In: *Climate Policy*. Vol. 19, No.8, S. 937–946.

van Asselt, H.; Mehling, M. A. (2020): Border Carbon Adjustments in a Post-Paris World: Same Old, Same Old, but Different? In: *SSRN Electronic Journal*.

Bach, V.; Möller, F.; Finogenova, N.; Emara, Y.; Finkbeiner, M. (2016): Characterization model to assess ocean acidification within life cycle assessment. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 21, No.10, S. 1463–1472.

Baer, P.; Fieldman, G.; Athanasiou, T.; Kartha, S. (2008): Greenhouse Development Rights: towards an equitable framework for global climate policy. In: *Cambridge Review of International Affairs*. Vol. 21, No.4, S. 649–669.

Barrett, J.; Vanner, R.; Sakai, M.; Owen, A. (2012): GHG emissions embodied in trade: Is Border Adjustment an appropriate and effective response? University of Leeds, Leeds.

Bednar, J.; Obersteiner, M.; Wagner, F. (2019): On the financial viability of negative emissions. In: *Nature communications*. Vol. 10, No.1.

van den Berg, N. J.; van Soest, H. L.; Hof, A. F.; den Elzen, M. G. J.; van Vuuren, D. P.; Chen, W.; Drouet, L.; Emmerling, J.; Fujimori, S.; Höhne, N.; Köberle, A. C.; McCollum, D.;

Schaeffer, R.; Shekhar, S.; Vishwanathan, S. S.; Vrontisi, Z.; Blok, K. (2019): Implications of various effort-sharing approaches for national carbon budgets and emission pathways. In: *Climatic Change*. Vol. 8, S. 614.

Berger, M.; Eisner, S.; van der Ent, R.; Flörke, M.; Link, A.; Poligkeit, J.; Bach, V.; Finkbeiner, M. (2018): Enhancing the Water Accounting and Vulnerability Evaluation Model: WAVE+. In: *Environmental Science & Technology*. Vol. 52, No.18, S. 10757–10766.

BGR (2014): Phosphat. Rohstoffwirtschaftliche Steckbriefe. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/Downloads/rohstoffsteckbrief_phosphat2014.pdf;jsessionid=02A41D4C51EB01D0A8FC3E6FD7667FBF.2_cid284?__blob=publicationFile&v=3.

BGR (2019): Deutschland - Rohstoffsituation 2018. https://www.deutscher-rohstoffeffizienz-preis.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/Downloads/rohsit-2018.pdf?__blob=publicationFile&v=5.

BIO by Deloitte; Institute for Energy and Environmental Research (IFEU); Charles University Environment Center; ERA Technology (2015): Study on Data for a Raw Material System Analysis: Roadmap and Test of the Fully Operational MSA for Raw Materials. https://rmis.jrc.ec.europa.eu/uploads/Final_2015_MSA_Report.pdf.

BIO Intelligence Service, A.; Institute for Social Ecology; Sustainable Europe Research Institute (2012): Assessment of resource efficiency indicators and targets. Final report prepared for the European Commission, DG Environment. S. 102.

Bjørn, A.; Hauschild, M. Z. (2015): Introducing carrying capacity-based normalisation in LCA: framework and development of references at midpoint level. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 20, No.7, S. 1005–1018.

BLE (2019): Versorgungsbilanzen. Schalenobst. Bonn.

BLE (2020a): Bericht zur Markt-und Versorgungslage Fleisch 2020. Bonn.

BLE (2020b): Versorgung mit Hülsenfrüchten. Bonn.

BMEL (2016): Ergebnisse der Bundeswaldinventur 2012. Berlin.

BMEL (2020): Handel unterzeichnet Erklärung: Lebensmittelverschwendung reduzieren: Pressemitteilung Nr. 102/2020. Berlin.

BMU (2016): Deutsches Ressourceneffizienzprogramm II - Programm zur nachhaltigen Nutzung und zum Schutz der natürlichen Ressourcen. [https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/progress_ii_broschuere_bf.pdf\(28.07.2020\)](https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/progress_ii_broschuere_bf.pdf(28.07.2020)).

BMU (2019): Nationales Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland: Nationales Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland nach Artikel 6 und Artikel 10 der Richtlinie (EU) 2016/2284 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe sowie nach §§ 4 und 16 der Verordnung über nationale Verpflichtungen zur Reduktion bestimmter Luftschadstoffe (43. BImSchV). Berlin.

BMU (2020): Deutsches Ressourceneffizienzprogramm III. Programm zur nachhaltigen Nutzung und zum Schutz der natürlichen Ressourcen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit.

https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Ressourceneffizienz/progress_iii_programm_bf.pdf (28.07.2020).

BMU (n.d.): Kurzinformation Elektromobilität bzgl. Strom- und Ressourcenbedarf.

BMWi (2015): Bundesbericht Energieforschung 2015. Die Energiewende – ein gutes Stück Arbeit - Forschungsförderung für die Energiewende.

https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Publikationen/Energie/bundesbericht-energieforschung-2015.pdf?__blob=publicationFile&v=11.

Bodirsky, B. L.; Popp, A.; Lotze-Campen, H.; Dietrich, J. P.; Rolinski, S.; Weindl, I.; Schmitz, C.; Müller, C.; Bonsch, M.; Humpenöder, F.; Biewald, A.; Stevanovic, M. (2014): Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution. In: *Nature communications*. Vol. 5, S. 3858.

Brauman, K. A.; Richter, B. D.; Postel, S.; Malsy, M.; Flörke, M. (2016): Water depletion: An improved metric for incorporating seasonal and dry-year water scarcity into water risk assessments. In: *Elem Sci Anth*. University of California Press. Vol. 4, No.0, S. 000083.

Breeze, N. (2019): “It’s nonlinearity - stupid!”

Brejtnrod, K. N.; Kalbar, P.; Petersen, S.; Birkved, M. (2017): The absolute environmental performance of buildings. In: *Building and Environment*. Vol. 119, S. 87–98.

Bringezu, S. (2009): Visions of a Sustainable Resource Use. In: *Sustainable Resource Management. Global Trends Visions and Policies*; S. 155–215.

Bringezu, S. (2011): Key Elements for Economy-wide Sustainable Resource Management. In: *Annales des Mines - Responsabilite et environnement*. ESKA. Vol. N° 61, No.1, S. 78–87.

Bringezu, S. (2015): Possible Target Corridor for Sustainable Use of Global Material Resources. In: *Resources*. Vol. 4, No.1, S. 25–54.

Buchert, M.; Dolega, P.; Degreif, S. (2019): Gigafactories für Lithium-Ionen-Zellen – Rohstoffbedarfe für die globale Elektromobilität bis 2050. Öko-Institut e.V.

<https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Fab4Lib-Rohstoffe-Elektromobilitaet.pdf>.

Bundesministerium des Inneren, für Bau und Heimat (n.d.): ÖKOBAUDAT – Informationsportal nachhaltiges Bauen. <https://www.oekobaudat.de/>. (23.10.2020).

Cabernard, L.; Pfister, S.; Hellweg, S. (2019): A new method for analyzing sustainability performance of global supply chains and its application to material resources. In: *Science of Total Environment*. No.684, S. 164–177.

Ceballos, G.; Ehrlich, P. R.; Raven, P. H. (2020): Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*.

Climate Action Tracker (2020): EU - Country summary: Update 22. September 2020.

CML (2016): CML-IA, Version 4.8, Institute of Environmental Sciences Leiden University (CML). <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors#downloads>.

Cole, M. J.; Bailey, R. M.; New, M. G. (2014): Tracking sustainable development with a national barometer for South Africa using a downscaled “safe and just space” framework. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*. Vol. 111, No.42, S. E4399–E4408.

Cole, M. J.; Bailey, R. M.; New, M. G. (2017): Spatial variability in sustainable development trajectories in South Africa: provincial level safe and just operating spaces. In: *Sustainability Science*. Vol. 12, No.5, S. 829–848.

Conijn, J. G.; Bindraban, P. S.; Schröder, J. J.; Jongschaap, R. E. E. (2018): Can our global food system meet food demand within planetary boundaries? In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Vol. 251, S. 244–256.

Creutzig, F.; Roy, J.; Lamb, W. F.; Azevedo, I. M. L.; Bruine de Bruin, W.; Dalkmann, H.; Edelenbosch, O. Y.; Geels, F. W.; Grubler, A.; Hepburn, C.; Hertwich, E. G.; Khosla, R.; Mattauch, L.; Minx, J. C.; Ramakrishnan, A.; Rao, N. D.; Steinberger, J. K.; Tavoni, M.; Ürge-Vorsatz, D.; Weber, E. U. (2018): Towards demand-side solutions for mitigating climate change. In: *Nature Climate Change*. Vol. 8, No.4, S. 260–263.

Cuyper, D.; Lust, A.; Geerken, T.; Gorissen, L.; Peters, G.; Karstensen, J.; Prieler, S.; Fisher, G.; Hiznyik, E.; van Velthuis, H. (2013): The impact of EU consumption on deforestation: Comprehensive analysis of the impact of EU consumption on deforestation : final report. Technical Report Publications Office, Luxembourg.

Dao, H.; Friot, D.; Peduzzi, P.; Bruno, C.; Andrea, D. B.; Schwarzer, S. (2015): Environmental limits and Swiss footprints based on Planetary Boundaries: UNEP/GRID - Geneva & University of Geneva, Geneva, Switzerland.

Dao, H.; Peduzzi, P.; Friot, D. (2018): National environmental limits and footprints based on the Planetary Boundaries framework: The case of Switzerland. In: *Global Environmental Change*. Vol. 52, S. 49–57.

Data.gov (2019): Data catalog - USEEIO v1.1 – Matrices. <https://catalog.data.gov/dataset/useeio-v1-1-matrices>.

De Laurentiis, V.; Secchi, M.; Bos, U.; Horn, R.; Laurent, A.; Sala, S. (2019): Soil quality index: Exploring options for a comprehensive assessment of land use impacts in LCA. In: *Journal of Cleaner Production*. Vol. 215, S. 63–74.

Dearing, J. A.; Wang, R.; Zhang, K.; Dyke, J. G.; Haberl, H.; Hossain, Md. Sarwar; Langdon, P. G.; Lenton, T. M.; Raworth, K.; Brown, S.; Carstensen, J.; Cole, M. J.; Cornell, S. E.; Dawson, T. P.; Doncaster, C. Patrick; Eigenbrod, F.; Flörke, M.; Jeffers, E.; Mackay, A. W.; Nykvist, B.; Poppy, G. M. (2014): Safe and just operating spaces for regional social-ecological systems. In: *Global Environmental Change*. Vol. 28, S. 227–238.

Dehoust, G.; Manhart, A.; Möck, A.; Kießling, L.; Vogt, R.; Kämper, C.; Giegrich, J.; Auberger, A.; Priester, Dr. M.; Rechlin, Dr. A.; Dolega, P. (2017): Erörterung ökologischer

Grenzen der Primärrohstoffgewinnung und Entwicklung einer Methode zur Bewertung der ökologischen Rohstoffverfügbarkeit zur Weiterentwicklung des Kritikalitätskonzeptes (ÖkoRess I) Konzeptband. Umweltbundesamt.

Deilmann, C.; Reichenbach, J.; Krauß, N.; Gruhler, K. (2017): Materialströme im Hochbau - Potenziale für eine Kreislaufwirtschaft. Bonn/Dresden.

https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Veroeffentlichungen/ZukunftBauenFP/2017/band-06-dl.pdf?__blob=publicationFile&v=2.

Dente, S. M. R.; Aoki-Suzuki, C.; Tanaka, D.; Hashimoto, S. (2018): Revealing the life cycle greenhouse gas emissions of materials: The Japanese case. In: *Resources, Conservation and recycling*. No.133, S. 395–403.

DERA (2012): Kupfer - Rohstoffwirtschaftliche Steckbriefe.

https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/Downloads/rohstoffsteckbrief_cu.pdf?__blob=publicationFile&v=7.

DERA (2016): Rohstoffe für Zukunftstechnologien 2016.

https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Publikationen/Industrie/dera-rohstoffinformationen-2016.pdf?__blob=publicationFile&v=6.

DERA (2018): Rohstoffrisikobewertung - Kobalt. https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DE/Gemeinsames/Produkte/Downloads/DERA_Rohstoffinformationen/rohstoffinformationen-36.pdf?__blob=publicationFile&v=2.

DERA (2019): Willkommen bei der Deutschen Rohstoffagentur (DERA) in der BGR.

https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DERA/DE/Home/dra_node.html.

DERA (n.d.): Rohstoff Kobalt. [https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DERA/DE/Downloads/m-](https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DERA/DE/Downloads/m-kobalt.pdf?jsessionid=6CCF3FB7789A055712E7929C19BCA623.1_cid284?__blob=publicationFile&v=4)

[kobalt.pdf?jsessionid=6CCF3FB7789A055712E7929C19BCA623.1_cid284?__blob=publicationFile&v=4](https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DERA/DE/Downloads/m-kobalt.pdf?jsessionid=6CCF3FB7789A055712E7929C19BCA623.1_cid284?__blob=publicationFile&v=4).

Desing, H.; Braun, G.; Hischier, R. (2020a): Ecological resource availability: a method to estimate resource budgets for a sustainable economy. In: *Global Sustainability*. Vol. 3, No.e31, S. 1–11.

Desing, H.; Braun, G.; Hischier, R. (2020b): Supplementary Materials to the article Ecological Resource Availability – A method to estimate resource budgets for a sustainable economy.

Destatis (2008): Klassifikation der Wirtschaftszweige Mit Erläuterungen.

<https://www.destatis.de/static/DE/dokumente/klassifikation-wz-2008-3100100089004.pdf>.

Destatis (2012): Wirtschaftsrechnungen Laufende Wirtschaftsrechnungen Einnahmen und Ausgaben privater Haushalte. 2010. Wiesbaden.

Destatis (2018a): Umweltökonomische Gesamtrechnungen. Gesamtwirtschaftliches Materialkonto. Berichtszeitraum 1994 - 2016.

Destatis (2018b): Umweltökonomische Gesamtrechnungen - Aufkommen und Verwendung in Rohstoffäquivalenten. Lange Reihen 2000 - 2014.

https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Materialfluesse-Energiefluesse/Publikationen/Downloads-Material-und-Energiefluesse/rohstoffaequivalente-lange-reihe-5853102149004.pdf?__blob=publicationFile.

Destatis (2019a): Umweltökonomische Gesamtrechnung. CO₂-Gehalt der Güter der Endverwendung. Berichtszeitraum 2008 - 2015.

Destatis (2019b): Umweltnutzung und Wirtschaft: Tabellen zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen Teil 4: Wassereinsatz, Abwasser. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Publikationen/Umweltnutzung-Wirtschaft/umweltnutzung-und-wirtschaft-tabelle-5850007197006-teil-4.pdf?__blob=publicationFile.

Destatis (2020a): 2019 voraussichtlich geringstes Bevölkerungswachstum seit 2012: Einwohnerzahl Deutschlands gegenüber 2018 um rund 200 000 Menschen gestiegen. Wiesbaden.

Destatis (2020b): Umweltökonomische Gesamtrechnungen Methode der Berechnungen zur globalen Umweltinanspruchnahme durch Produktion, Konsum und Importe. https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/UGR/ueberblick/Publikationen/Downloads/ugr-globale-umweltinanspruchnahme-methode-5851102209004.pdf?__blob=publicationFile.

Destatis (2020c): Umweltökonomische Gesamtrechnungen Gesamtwirtschaftliches Materialkonto Berichtszeitraum 1994 - 2017. https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/UGR/rohstoffe-materialfluesse-wasser/Publikationen/Downloads/gesamtwirtschaftliches-materialkonto-5851315177004.pdf?__blob=publicationFile.

Destatis (2020d): GENESIS. Produktionswert, -menge, -gewicht und Unternehmen der Vierteljährlichen Produktionserhebung: Deutschland, Jahre, Güterverzeichnis (9-Steller). GP09-272023000. <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online?operation=previous&levelindex=2&step=2&titel=Ergebnis&levelid=1585657390877&acceptcookies=false>.

Destatis (2020e): GENESIS. Aus- und Einfuhr (Außenhandel): Deutschland, Jahre, Warensystematik. <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online?operation=abrufabelleBearbeiten&levelindex=1&levelid=1585656787977&auswahloperation=abrufabelleAuspraegungAuswaehlen&auswahlverzeichnis=ordnungsstruktur&auswahlziel=werteabruf&code=51000-0005&auswahltext=&wertauswahl=256&wertauswahl=253&wertauswahl=1308&wertauswahl=257&wertauswahl=254&wertauswahl=1307&nummer=10&variable=10&name=WAM6&werteabruf=Werteabruf#astructure>.

Detzel, A.; Kauertz, B.; Grahl, D. B.; Heinisch, J. (2016): Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen. S. 492.

Deutscher Bundestag (2017): Entwicklung der Stromspeicherkapazitäten in Deutschland von 2010 bis 2016. Sachstand. Deutscher Bundestag. WD 8: Umwelt, Naturschutz, Reaktorsicherheit, Bildung und Forschung, Berlin.

Deutsches Kupferinstitut (2019): Produktionsprozesse.
<https://www.kupferinstitut.de/kupferwerkstoffe/kupfer/produktionsprozesse/>.

Dittrich, M.; Gerhardt, N.; Schoer, K.; Dünnebeil, Frank; Becker, Sarah; Oehsen, Amany von; Vogt, Regine; Köppen, Susanne; Biemann, Kirsten; Böttger, Diana; Ewers, Birte; Limberger, Sonja; Frischmuth, Felix; Fehrenbach, Horst (2020): Transformationsprozess zum treibhausgasneutralen und ressourcenschonenden Deutschland - GreenEe. UBA-TEXTE 01/2020.

Dittrich, M.; Giljum, S.; Lutter, S.; Polzin, C. (2012): Green Economies Around the World. Implications of resource use for development and the environment.

Dittrich, M.; Limberger, L.; Fehrenbach, H.; Jungmichel, N.; Schmidt, M. (2019): Die Umweltinanspruchnahmen der Deutschen vor dem Hintergrund ökologischer Grenzen und Ziele. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 3716 12 105 2, (noch unveröffentlicht).

Dittrich, M.; Schoer, K.; Ewers, B.; Kovanda, J.; Limberger, S.; Weinzettel, J. (n.d.): (Forthcoming) A report on disaggregation methods and routines; minimum requirements, possible methods, data sources, and a proposed method for Eurostat.

Dittrich, M.; Schoer, K.; Kämper, C.; Ludmann, S.; Ewers, B.; Giegrich, J.; Sartorius, C.; Hummen, T.; Marscheider-Weidemann, F. (2018): Strukturelle und produktionstechnische Determinanten der Ressourceneffizienz: Untersuchung von Pfadabhängigkeiten, strukturellen Effekten und technischen Potenzialen auf die zukünftige Entwicklung der Rohstoffproduktivität (DeteRess). Umweltbundesamt, Heidelberg/Wiesbaden/Karlsruhe.

Doka, G. (2015): Combining life cycle inventory results with planetary boundaries: The Planetary Boundary Allowance impact assessment method PBA'05. Doka LCA, Zürich. Second draft version. <https://www.doka.ch/Doka2ndDraftPBAMethod.pdf> (30.10.2019).

Dubois, G.; Sovacool, B.; Aall, C.; Nilsson, M.; Barbier, C.; Herrmann, A.; Bruyère, S.; Andersson, C.; Skold, B.; Nadaud, F.; Dorner, F.; Moberg, K. R.; Ceron, J. P.; Fischer, H.; Amelung, D.; Baltruszewicz, M.; Fischer, J.; Benevise, F.; Louis, V. R.; Sauerborn, R. (2019): It starts at home? Climate policies targeting household consumption and behavioral decisions are key to low-carbon futures. In: *Energy Research & Social Science*. Vol. 52, S. 144–158.

EC-JRC (2011): Recommendations based on existing environmental impact assessment models and factors for life cycle assessment in European context. Luxembourg: Publications Office of the European Union. EUR24571EN. ISBN 978-92-79- 17451–3.

Ecodesignkit (n.d.): Beschreibung Methoden: GaBi.
<https://www.ecodesignkit.de/methoden/b2-analyse-und-bewertungsmethoden/b24-datenbanken/gabi-datenbank/>.

Ecodesignkit (n.d.): Beschreibung Methoden: ProBas.

<https://www.ecodesignkit.de/methoden/b2-analyse-und-bewertungsmethoden/b24-datenbanken/probas/>.

Ecoinvent (2015): Dataset Information (LCI) electricity, high voltage, production mix, DE, (Author: [System] inactive). <https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/ccda408c-dfe5-44ca-a317-052725a0f18a/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce>.

Ecoinvent (n.d.): ecoinvent version 3.5. <https://www.ecoinvent.org/>.

Edenhofer, O.; Flachslund, C.; Kalkuhl, M.; Knopf, B.; Pahle, M. (2019): Bewertung des Klimapakets und nächste Schritte. CO₂-Preis, sozialer Ausgleich, Europa, Monitoring. S. 16.

[https://www.mcc-](https://www.mcc-berlin.net/fileadmin/data/B2.3_Publications/Working%20Paper/2019_MCC_Bewertung_des_Klimapakets_final.pdf)

[berlin.net/fileadmin/data/B2.3_Publications/Working%20Paper/2019_MCC_Bewertung_des_Klimapakets_final.pdf](https://www.mcc-berlin.net/fileadmin/data/B2.3_Publications/Working%20Paper/2019_MCC_Bewertung_des_Klimapakets_final.pdf).

Eitze, J.; Schebesta, M. (2019): CO₂-Bepreisungsmodelle im Vergleich: Wie erreicht Deutschland seine Klimaziele nachhaltig? Analysen & Argumente Konrad-Adenauer-Stiftung, Sankt Augustin and Berlin.

Ekardt, F. (2016): Arbeitspapier zur möglichen Totalrevision des Emissionshandels in Richtung eines Upstream-ETS entlang der Ziele aus Art. 2 Abs. 1 Paris-Abkommen. Leipzig.

Ekardt, F.; Wieding, J.; Henkel, M. (2019): Climate Justice: Second, updated edition 2019. Berlin.

Ekardt, F.; Wieding, J.; Zorn, A. (2018): Paris Agreement, Precautionary Principle and Human Rights: Zero Emissions in Two Decades? In: *Sustainability*. Vol. 10, No.8, S. 2812.

ESU-Services (n.d.): Eco-invent Datenbestand. <http://esu-services.ch/de/daten/ecoinvent/>.

European Commission (2019): EU-Science Hub. Raw Materials Information System (RMIS). <https://rmis.jrc.ec.europa.eu/>.

European Commission; Joint Research Centre; Institute for Environment and Sustainability (2011): International reference life cycle data system (ILCD) handbook general guide for life cycle assessment: provisions and action steps. Publications Office, Luxembourg.

Eurostat (2019a): Materialflussrechnung in Rohstoffäquivalenten - Modellrechnungen [env_ac_rme].

https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_ac_rme&lang=de.
(19.10.2020).

Eurostat (2019b): Materialflussrechnung in Rohstoffäquivalenten nach letzter Verwendung von Gütern - Modellrechnungen [env_ac_rmefd].

https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_ac_rmefd&lang=de.
(19.10.2020).

Eurostat (2020): Handbook for estimating raw material equivalentsof imports and exports and RME-based indicators on the country level –based on Eurostat’s EU RME model.

<https://ec.europa.eu/eurostat/documents/1798247/6874172/Handbook-country-RME-tool>.

EXIOBASE Consortium (2015): About EXIOBASE.

<https://www.exiobase.eu/index.php/about-exiobase>.

FAO, F.; Nations, A. O. of the U. (2010): Global forest resources assessment 2010: Main report. FAO forestry paper Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

FAO, F.; Nations, A. O. of the U. (2011): Global food losses and food waste: Extent, causes and prevention ; study conducted for the International Congress Save Food! at Interpack 2011, [16 - 17 May], Düsseldorf, Germany. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

FAO, F.; Nations, A. O. of the U. (2019): State of Food and Agriculture 2019: Moving forward on Food Loss and Waste Reduction. FAO, Rome.

Farjana, S. H.; Huda, N.; Mahmud, P. (2019): Life cycle assessment of cobalt extraction process. In: *Journal of Sustainable Mining*. No.18, S. 150–161.

Farquharson, L. M.; Romanovsky, V. E.; Cable, W. L.; Walker, D. A.; Kokelj, S. V.; Nicolsky, D. (2019): Climate Change Drives Widespread and Rapid Thermokarst Development in Very Cold Permafrost in the Canadian High Arctic. In: *Geophysical Research Letters*. Vol. 46, No.12, S. 6681–6689.

Fehrenbach, H.; Grahl, B.; Giegrich, J.; Busch, M. (2015): Hemeroby as an impact category indicator for the integration of land use into life cycle (impact) assessment. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 20, No.11, S. 1511–1527.

Fischer, G.; Tramberend, S.; van Velthuisen, H.; Wunder, S.; Kaphengst, T.; McFarland, K.; Bruckner, M.; Giljum, S. (2017): Extending land footprints towards characterizing sustainability of land use. *Other*, Umweltbundesamt.
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>. (19.10.2020).

Fraunhofer ISI (2010): Technologie-Roadmap Lithium-Ionen-Batterien 2030.
<https://www.isi.fraunhofer.de/content/dam/isi/dokumente/cct/lib/TRM-LIB2030.pdf>.

Fuhrman, J.; McJeon, H.; Patel, P.; Doney, S. C.; Shobe, W. M.; Clarens, A. F. (2020): Food–energy–water implications of negative emissions technologies in a +1.5 °C future. In: *Nature Climate Change*.

Fuss, S.; Canadell, J. G.; Peters, G. P.; Tavoni, M.; Andrew, R. M.; Ciais, P.; Jackson, R. B.; Jones, C. D.; Kraxner, F.; Nakicenovic, N.; Le Quéré, C.; Raupach, M. R.; Sharifi, A.; Smith, P.; Yamagata, Y. (2014): Betting on negative emissions. In: *Nature Climate Change*. Vol. 4, No.10, S. 850–853.

Gerten, D.; Hoff, H.; Rockström, J.; Jägermeyr, J.; Kummu, M.; Pastor, A. V. (2013): Towards a revised planetary boundary for consumptive freshwater use: role of environmental flow requirements. In: *Current Opinion in Environmental Sustainability*. Vol. 5, No.6, S. 551–558.

GfK, G. für K. (2017): Systematische Erfassung von Lebensmittelabfällen der privaten Haushalte in Deutschland. Berlin.

Gignac, R.; Matthews, H. D. (2015): Allocating a 2 °C cumulative carbon budget to countries. In: *Environmental Research Letters*. Vol. 10, No.7, S. 075004.

Gleeson, T.; Erlandsson, L. W.; Zipper, S. C.; Porkka, M.; Jaramillo, F.; Gerten, D.; Fetzer, I.; Cornell, S.; Piemontese, L.; Gordon, L.; Rockström, J.; Oki, T.; Sivapalan, M.; Wada, Y.; Brauman, K.; Flörke, M.; Bierkens, M.; Lehner, B.; Keys, P.; Kummu, M.; Wagener, T.; Dadson, S.; Troy, T.; Steffen, W.; Falkenmark, M.; Famiglietti, J. (2019): The water planetary boundary: interrogation and revision. In: *EarthArXiv*.

Gleeson, T.; Zipper, S. C.; Erlandsson, L. W.; Porkka, M.; Jaramillo, F.; Gerten, D.; Fetzer, I.; Cornell, S.; Piemontese, L.; Gordon, L.; Rockström, J.; Oki, T.; Sivapalan, M.; Wada, Y.; Brauman, K.; Flörke, M.; Bierkens, M.; Lehner, B.; Keys, P.; Kummu, M.; Wagener, T.; Dadson, S.; Troy, T.; Steffen, W.; Falkenmark, M.; Famiglietti, J. (2019): Illuminating water cycle modifications and Earth System resilience in the Anthropocene. In: *EarthArXiv*.

Global Footprint Network (2011): Glossary: Biological Capacity or Biocapacity.

GRS (2013): Die Welt der Batterien. Funktion, Systeme, Entsorgung. http://www.grs-batterien.de/fileadmin/user_upload/Download/Wissenswertes/Welt_der_Batterien_2013.pdf.

Haberl, H.; Wiedenhofer, D.; Virág, D.; Kalt, G.; Plank, B.; Brockway, P.; Fishman, T.; Hausknost, D.; Krausmann, F.; Leon-Gruchalski, B.; Mayer, A.; Pichler, M.; Schaffartzik, A.; Sousa, T.; Streeck, J.; Creutzig, F. (2020): A systematic review of the evidence on decoupling of GDP, resource use and GHG emissions, part II: synthesizing the insights. In: *Environmental Research Letters*. Vol. 15, No.6, S. 065003.

Häyhä, T.; Cornell, S. E.; Hoff, H.; Lucas, P.; van Vuuren, D. P. (2018): Operationalizing the concept of a safe operating space at the EU level – first steps and explorations.

Häyhä, T.; Lucas, P. L.; van Vuuren, D. P.; Cornell, S. E.; Hoff, H. (2016): From Planetary Boundaries to national fair shares of the global safe operating space — How can the scales be bridged? In: *Global Environmental Change*. Vol. 40, S. 60–72.

Heck, V.; Gerten, D.; Lucht, W.; Boysen, L. R. (2016): Is extensive terrestrial carbon dioxide removal a 'green' form of geoengineering? A global modelling study. In: *Global and Planetary Change*. Vol. 137, S. 123–130.

Heck, V.; Gerten, D.; Lucht, W.; Popp, A. (2018): Biomass-based negative emissions difficult to reconcile with planetary boundaries. In: *Nature Climate Change*. Vol. 8, No.2, S. 151–155.

Heck, V.; Hoff, H.; Wirsenius, S.; Meyer, C.; Kreft, H. (2018): Land use options for staying within the Planetary Boundaries – Synergies and trade-offs between global and local sustainability goals. In: *Global Environmental Change*. Vol. 49, S. 73–84.

Helms, H.; Biemann, K.; Jöhrens, J.; Lambrecht, U.; Kämper, C.; Meyer, K. (2019): Klimabilanz von Elektroautos. Einflussfaktoren und Verbesserungspotenzial. Agora Verkehrswende; ifeu GmbH. https://www.agora-verkehrswende.de/fileadmin/Projekte/2018/Klimabilanz_von_Elektroautos/Agora-Verkehrswende_22_Klimabilanz-von-Elektroautos_WEB.pdf.

Helms, H.; Jöhrens, J.; Kämper, C.; Giegrich, J.; Liebich, A.; Vogt, R.; Lambrecht, U. (2016): Weiterentwicklung und vertiefte Analyse der Umweltbilanz von Elektrofahrzeugen. TEXTE 27/2016.

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_27_2016_umweltbilanz_von_elektrofahrzeugen.pdf.

Hepburn, C.; Adlen, E.; Beddington, J.; Carter, E. A.; Fuss, S.; Mac Dowell, N.; Minx, J. C.; Smith, P.; Williams, C. K. (2019): The technological and economic prospects for CO₂ utilization and removal. In: *Nature*. Vol. 575, No. 7781, S. 87–97.

Hickel, J.; Kallis, G. (2020): Is Green Growth Possible? In: *New Political Economy*. Vol. 25, No. 4, S. 469–486.

Hirschier, R. (2012): Ecoinvent 3.6. Dataset Information (LCI) market for used Li-ion battery, GLO., <https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/0bb3efbb-d175-4990-9c10-198b6471e314/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce>.

Hoekstra, A. Y.; Chapagain, A. K.; Aldaya, M. M.; Mekonnen, M. M. (2011): The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard. Routledge.

Hoff, H.; Keppner, B.; Kahlenborn, W. (2017): Die planetare Stickstoff -Leitplanke als Bezugspunkt einer nationalen Stickstoffstrategie: UBA Texte 75/2017.

Hoff, H.; Nykvist, B.; Carson, M. (2014): “Living well, within the limits of our planet”? Measuring Europe’s growing external footprint. SEI Working Paper Stockholm Environment Institute, Stockholm.

Höhne, N.; den Elzen, M.; Escalante, D. (2013): Regional GHG reduction targets based on effort sharing: A comparison of studies. In: *Climate Policy*. Vol. 14, No. 1, S. 122–147.

Holz, C.; Kemp-Benedict, E.; Athanasiou, T.; Kartha, S. (2019): The Climate Equity Reference Calculator. In: *Journal of Open Source Software*. Vol. 4, No. 35, S. 1273.

Icha, P.; Kuhs, G.; AGEE Stat (2019): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 - 2018. Climate Change 10/2019. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-04-10_cc_10-2019_strommix_2019.pdf.

IGBP; Stockholm Resilience Centre (2014): The Great Acceleration data (October 2014) Global water use.

Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V. (2020): Produktion: Forecast Produktion Kunststoff-packmittel und Verpackungs-folien in Deutschland 2019. <https://kunststoffverpackungen.de/marktdaten/produktion/> (27.10.2020).

IPCC (2013): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC (2014): Annex II: Glossary.

IPCC (2015a): Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change: Working Group III Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report. Cambridge University Press, Cambridge.

IPCC (2015b): 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. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva.

IPCC (2018): Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. IPCC, Geneva.

IRP (2019): Global Resources Outlook 2019: Natural Resources for the Future We Want. . Oberle, B., Bringezu, S., Hatfield-Dodds, S., Hellweg, S., Schandl, H., Clement, J., and Cabernard, L., Che, N., Chen, D., Droz-Georget, H., Ekins, P., Fischer-Kowalski, M., Flörke, M., Frank, S., Froemelt, A., Geschke, A., Haupt, M., Havlik, P., Hüfner, R., Lenzen, M., Lieber, M., Liu, B., Lu, Y., Lutter, S., Mehr, J., Miatto, A., Newth, D., Oberschelp, C., Obersteiner, M., Pfister, S., Piccoli, E., Schaldach, R., Schüngel, J., Sonderegger, T., Sudheshwar, A., Tanikawa, H., van der Voet, E., Walker, C., West, J., Wang, Z., Zhu, B. A Report of the International Resource Panel. United Nations Environment Programme. Nairobi, Kenya. <https://www.resourcepanel.org/reports/global-resources-outlook#undefined>.

IRP, I. R. P. (2020): Resource Efficiency and Climate Change: Material Efficiency Strategies for a Low-Carbon Future. A report of the International Resource Panel. Nairobi, Kenya.

Jackson, R. B.; Friedlingstein, P.; Andrew, R. M.; Canadell, J. G.; Le Quéré, C.; Peters, G. P. (2019): Persistent fossil fuel growth threatens the Paris Agreement and planetary health. In: *Environmental Research Letters*. Vol. 14, No.12, S. 121001.

JRC (2020): Raw material Information System (RMIS) - Raw Materials' Profiles - Cobalt. <https://rmis.jrc.ec.europa.eu/?page=rm-profiles#/Cobalt>.

Juhrich, K. (2016): CO₂-Emissionsfaktoren für fossile Brennstoffe. CLIMATE CHANGE 27/2016. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/co2-emissionsfaktoren_fur_fossile_brennstoffe_korrektur.pdf.

Kahiluoto, H.; Kuisma, M.; Kuokkanen, A.; Mikkilä, M.; Linnanen, L. (2014): Taking planetary nutrient boundaries seriously: Can we feed the people? In: *Global Food Security*. Vol. 3, No.1, S. 16–21.

Kaplan, J. O.; Krumhardt, K. M.; Zimmermann, N. (2009): The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. In: *Quaternary Science Reviews*. Vol. 28, No.27–28, S. 3016–3034.

Kaumanns, S. C.; Lauber, U. (2016): Rohstoffe für Deutschland Bedarfsanalyse für Konsum, Investition und Export auf Makro- und Mesoebene. UBA TEXTE 62/2016. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/rohstoffe_fur_deutschland.pdf.

Kemmler, A.; Kirchner, A.; auf der Mauer, A.; Ess, F.; Kreidelmeyer, S.; Piégas, Alexander, Spillmann, Thorsten; Wüncsc, M.; Ziegenhagen, I. (2020): Energiewirtschaftliche Projektionen

und Folgeabschätzungen 2030/2050: Dokumentation von Referenzszenario und Szenario mit Klimaschutzprogramm 2030. März 2020. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, Berlin.

Kemp-Benedict, E.; Athanasiou, T.; Baer, P.; Holz, C.; Kartha, S. (2018): Calculations for the Climate Equity Reference Calculator (CERc).

Keppner, B.; Kahlenborn, W.; Hoff, H.; Lucht, G.; Gerten, D. (2020): Planetary boundaries: Challenges for science, civil society and politics Final Report. UBA TEXTE 182/2020. Dessau-Rosslau.

KGM & Associates Pty. Ltd. (2018): About EORA. <https://worldmrio.com/>.

van Klink, R.; Bowler, D. E.; Gongalsky, K. B.; Swengel, A. B.; Gentile, A.; Chase, J. M. (2020): Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. In: *Science (New York, N.Y.)*. Vol. 368, No. 6489, S. 417–420.

Knappe, F.; Reinhardt, J.; Bergmann, T.; Mottschall, M. (2015): Substitution von Primärrohstoffen im Straßen- und Wegebau durch mineralische Abfälle und Bodenaushub; Stoffströme und Potenziale unter Berücksichtigung von Neu-, Aus- und Rückbau sowie der Instandsetzung Heidelberg. im Auftrag des Umweltbundesamtes (unveröffentlicht).

Knight, C. (2013): What is grandfathering? In: *Environmental Politics*. Vol. 22, No. 3, S. 410–427.

Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt (2019): Landwirtschaft quo vadis? Agrar- und Ernährungssysteme der Zukunft – Vielfalt gewähren, Handlungsrahmen abstecken: Position der Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt (KLU). Dessau-Rosslau.

Kratz, S.; Schick, J.; Shwiekh, R.; Schnug, E. (2014): Abschätzung des Potentials erneuerbarer P-haltiger Rohstoffe in Deutschland zur Substitution rohphosphathaltiger Düngemittel: *Journal für Kulturpflanzen* 66(8) 2014 / *Journal für Kulturpflanzen* 66(8) 2014.

Kristof, K.; Hennicke, P. (2010): Endbericht des Projekts “Materialeffizienz und Ressourcenschonung” (MaRes) : Kernergebnisse des Projekts “Materialeffizienz und Ressourcenschonung” (MaRes). S. 391.

Kurze, S.; Heinken, T.; Fartmann, T. (2018): Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species. In: *Oecologia*. Vol. 188, No. 4, S. 1227–1237.

Kwade, Prof. A.; Bärwaldt, G. (2012): Abschlussbericht zum Verbundvorhaben Recycling von Lithium-Ionen-Batterien im Rahmen des FuE-Programms. “Förderung von Forschung und Entwicklung im Bereich der Elektromobilität.” BMU, TU Braunschweig, VDI. https://www.erneuerbar-mobil.de/sites/default/files/publications/abschlussbericht-lithorec_1.pdf.

Lamontagne, J. R.; Reed, P. M.; Marangoni, G.; Keller, K.; Garner, G. G. (2019): Robust abatement pathways to tolerable climate futures require immediate global action. In: *Nature Climate Change*. Vol. 9, No. 4, S. 290–294.

Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2020a): Technik der Gülleausbringung - Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen.

Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2020b): Welche Ausbringtechnik ist auf unbestellten Acker zu verwenden und ab wann? - Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen.

Larkin, A.; Kuriakose, J.; Sharmina, M.; Anderson, K. (2018): What if negative emission technologies fail at scale? Implications of the Paris Agreement for big emitting nations: *Climate Policy*, 18(6), 690-714. In: *Climate Policy*. Vol. 18, No.6, S. 690–714.

Le Quéré, C.; Jackson, R. B.; Jones, M. W.; Smith, A. J. P.; Abernethy, S.; Andrew, R. M.; De-Gol, A. J.; Willis, D. R.; Shan, Y.; Canadell, J. G.; Friedlingstein, P.; Creutzig, F.; Peters, G. P. (2020): Temporary reduction in daily global CO₂ emissions during the COVID-19 forced confinement: *Nature Climate Change*, 10(7), 647-653. In: *Nature Climate Change*. Vol. 10, No.7, S. 647–653.

Lenton, T. M.; Held, H.; Kriegler, E.; Hall, J. W.; Lucht, W.; Rahmstorf, S.; Schellnhuber, H. J. (2008): Tipping elements in the Earth's climate system. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. Vol. 105, No.6, S. 1786–1793.

Lenton, T. M.; Rockström, J.; Gaffney, O.; Rahmstorf, S.; Richardson, K.; Steffen, W.; Schellnhuber, H. J. (2019): Climate tipping points - too risky to bet against. In: *Nature*. Vol. 575, No.7784, S. 592–595.

Lettenmeier, M.; Akenji, L.; Toivio, V.; Koide, R.; Amellina, A. (2019): 1.5-Degree Lifestyles: Targets and Options for Reducing Lifestyle Carbon Footprints. Technical Report. IGS, Institute for Global Environmental Strategies, Hayama.

Lettenmeier, M.; Liedtke, C.; Rohn, H. (2014): Eight Tons of Material Footprint—Suggestion for a Resource Cap for Household Consumption in Finland. In: *Resources*. S. 488–515.

Li, M.; Wiedmann, T.; Hadjikakou, M. (2019): Towards meaningful consumption-based planetary boundary indicators: The phosphorus exceedance footprint. In: *Global Environmental Change*. Vol. 54, S. 227–238.

Lindner, J. P.; Eberle, U.; Schmincke, E.; Luick, R.; Niblick, B.; Brethauer, L.; Knüpfper, E.; Beck, T.; Schwendt, P.; Schestak, I.; Arana, D. (2019): Biodiversität in Ökobilanzen. Bundesamt für Naturschutz, DE.

Loreck, C.; Emele, L. (2018): Ab Sonntag dürfte Deutschland kein CO₂ mehr ausstoßen!

Lucas, P. L.; Wilting, H. C.; Hof, A. F.; van Vuuren, D. P. (2020): Allocating planetary boundaries to large economies: Distributional consequences of alternative perspectives on distributive fairness. In: *Global Environmental Change*. Vol. 60, S. 102017.

Lucas, P.; Wilting, H. C. (2018): Using planetary boundaries to support national implementation of environment-related Sustainable Development Goals: Background Report. The Hague.

Lumitos AG (2020): Lithium-Ionen-Akkumulator. <https://www.chemie.de/lexikon/Lithium-Ionen-Akkumulator.html> (27.10.2020).

LWG (n.d.): Folieneinsatz im Gemüse- und Obstbau sowie sonstigen gärtnerischen Kulturen. <http://www.lwg.bayern.de/folieneinsatz> (27.10.2020).

- Matos, C. T.; Ciacci, L.; Godoy León, M. F.; Lundhaug, M.; Dewulf, J.; Müller, D. B.; Goergitzikis, K.; Wittmer, D.; Mathieux, F. (2020): Material System Analysis of five battery-related raw materials: Cobalt, Lithium, Manganese, Natural Graphite, Nickel. EUR 30103 EN, Publication Office of the European Union, Luxembourg, 2020. JRC119950. https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC119950/material_system_analyses_battery_21102020_online.pdf.
- MCC (2019): So schnell tickt die CO₂-Uhr. <https://www.mcc-berlin.net/forschung/co2-budget.html>. (23.10.2020).
- MCC, M. R. I. on G. C.; Change, C. (2015): Negative Emissionen keine Wunderwaffe für den Klimaschutz. Berlin.
- McLaughlin, J. F. (2018): Safe operating space for humanity at a regional scale. In: *Ecology and Society*. Vol. 23, No.2.
- Messner, D.; Schellnhuber, J.; Rahmstorf, S.; Klingensfeld, D. (2010): The budget approach: A framework for a global transformation toward a low-carbon economy. In: *Journal of Renewable and Sustainable Energy*. Vol. 2, No.3, S. 031003.
- MinFuture (2019): Monitoring the physical economy. <https://minfuture.eu/index.html>.
- Mogollón, J. M.; Lassaletta, L.; Beusen, A. H. W.; van Grinsven, H. J. M.; Westhoek, H.; Bouwman, A. F. (2018): Assessing future reactive nitrogen inputs into global croplands based on the shared socioeconomic pathways. In: *Environmental Research Letters*. Vol. 13, No.4, S. 044008.
- Moses, A. (2020): “Collapse of Civilisation is the Most Likely Outcome”: Top Climate Scientists. In: *Resilience.org*.
- Mueller, N. D.; Gerber, J. S.; Johnston, M.; Ray, D. K.; Ramankutty, N.; Foley, J. A. (2012): Closing yield gaps through nutrient and water management. In: *Nature*. Vol. 490, No.7419, S. 254–257.
- MVV (n.d.): Wissenswertes zu der Batterie eines Elektroautos. <https://elektromobilitaet.mvv.de/batterie> (27.10.2020).
- Nachmany, M.; Mangan, E. (2018): Aligning national and international climate targets. London.
- Nordelöf, A.; Messagie, M.; Tillman, A.-M.; Söderman, M.; van Mierlo, I. (2014): Environmental impacts of hybrid, plug-in hybrid, and battery electric vehicles—what can we learn from life cycle assessment? In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 19, S. 1866–1890.
- Notter, D. (2012): Ecoinvent 3.6. Dataset Information (LCI) battery production, Li-ion, rechargeable, prismatic, GLO,. <https://v36.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/fc876772-03c1-422d-8e18-6b7ac65eb31b/290c1f85-4cc4-4fa1-b0c8-2cb7f4276dce>.
- NREL, N. R. E. L. (n.d.): U.S. Life Cycle Inventory (LCI) Database. <https://www.nrel.gov/lci/>.

- Nykvist, B.; Persson, A.; Moberg, F.; Persson, L.; Cornell, S.; Rockström, J. (2013): National Environmental Performance on Planetary Boundaries: A study for the Swedish Environmental Protection Agency. Report Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Öko-Institut e.V. (2017): Deutschland 2049 – Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Rohstoffwirtschaft. https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Abschlussbericht_D2049.pdf.
- O'Neill, B. C.; Oppenheimer, M.; Warren, R.; Hallegatte, S.; Kopp, R. E.; Pörtner, H. O.; Scholes, R.; Birkmann, J.; Foden, W.; Licker, R.; Mach, K. J.; Marbaix, P.; Mastrandrea, M. D.; Price, J.; Takahashi, K.; van Ypersele, J.-P.; Yohe, G. (2017): IPCC reasons for concern regarding climate change risks. In: *Nature Climate Change*. Vol. 7, No.1, S. 28–37.
- O'Neill, D. W.; Fanning, A. L.; Lamb, W. F.; Steinberger, J. K. (2018): A good life for all within planetary boundaries. In: *Nature Sustainability*. Vol. 1, No.2, S. 88–95.
- Parrique, T.; Barth, J.; Briens, F.; Kerschner, C.; Kraus-Polk, A.; Kuokkanen, A.; Spangenberg, J. H. (2019): Decoupling debunked: Evidence and arguments against green growth as a sole strategy for sustainability. European Environmental Bureau, Brüssel.
- Petschow, U.; aus dem Moore, N.; Pissarskoi, E.; Korfhage, T.; Lange, S.; Schoofs, A.; Hofmann, D.; Ott, H. (2018): Gesellschaftliches Wohlergehen innerhalb planetarer Grenzen: Der Ansatz einer vorsorgeorientierten Postwachstumsposition. Texte Dessau-Roßlau.
- PIK, P. I. for C. I. R. (2015): Four of nine planetary boundaries now crossed — Potsdam Institute for Climate Impact Research.
- Pistone, K.; Eisenman, I.; Ramanathan, V. (2019): Radiative Heating of an Ice-Free Arctic Ocean. In: *Geophysical Research Letters*. Vol. 46, No.13, S. 7474–7480.
- PlasticsEurope Deutschland e.V. (2019): Geschäftsbericht 2018.
- Poore, J.; Nemecek, T. (2018): Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. In: *Science (New York, N.Y.)*. Vol. 360, No.6392, S. 987–992.
- Projekt "Globi" (UGR) (2018): Abfalldaten (Globi Datenbank). ifeu; Destatis.
- Purr, K.; Günther, L.; Lehmann, H.; Nuss, P. (2019): Wege in eine ressourcenschonende Treibhausgasneutralität – RESCUE: Langfassung - Climate Change | 36/2019. Climate Change Dessau-Roßlau.
- Radermacher, F. J. (2018): Der Milliarden-Joker: Wie Deutschland und Europa den globalen Klimaschutz revolutionieren können. Murmann Murmann Publishers, Hamburg.
- Ranger, N.; Gohar, L.; Lowe, J.; Bowen, A.; Ward, R. (2010): Mitigating climate change through reductions in greenhouse gas emissions: is it possible to limit global warming to no more than 1.5°C: Policy Brief. London.
- Raworth, K. (2012): A Safe and Just Space for Humanity: Can we live within the doughnut? Oxfam Discussion Papers Oxfam, Oxford.
- Raworth, K. (2017a): Doughnut economics: Seven ways to think like a 21st-century economist. Random House Business Books, London.

- Raworth, K. (2017b): A Doughnut for the Anthropocene: Humanity's compass in the 21st century. In: *The Lancet Planetary Health*. Vol. 1, No.2, S. e48–e49.
- Ringius, L.; Torvanger, A.; Underdal, A. (2002): Burden Sharing and Fairness Principles in International Climate Policy. In: *International Environmental Agreements*. Vol. 2, No.1, S. 1–22.
- Robock, A. (2020): Benefits and risks of stratospheric solar radiation management for climate intervention (geoengineering). In: *The Bridge*. Vol. 2020, No.50, S. 59–67.
- Robock, A.; Marquardt, A.; Kravitz, B.; Stenchikov, G. (2009): Benefits, risks, and costs of stratospheric geoengineering. In: *Geophysical Research Letters*. Vol. 36, No.19, S. 1369.
- Rocha, M.; Mario, K.; Guetschow, J.; Jeffery, L.; Hare, B.; Schaeffer, M. (2015): Historical Responsibility for Climate Change – from countries emissions to contribution to temperature increase. Berlin.
- Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, A.; Chapin, F. S.; Lambin, E. F.; Lenton, T. M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H. J.; Nykvist, B.; de Wit, Cynthia A.; Hughes, T.; van der Leeuw, Sander; Rodhe, H.; Sorlin, S.; Snyder, P. K.; Costanza, R.; Svedin, U.; Falkenmark, M.; Karlberg, L.; Corell, R. W.; Fabry, V. J.; Hansen, J.; Walker, B.; Liverman, D.; Richardson, K.; Crutzen, P.; Foley, J. A. (2009): Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. In: *Ecology & Society*. Vol. 14, No.2, S. 32.
- Rogelj, J.; Shindell, D.; Jiang, K.; Fifita, S.; Forster, P.; Ginzburg, V.; Handa, C.; Kobayashi, S.; Kriegler, E.; Mundaca, L.; Séférián, R.; Vilariño, M. V.; Calvin, K.; Emmerling, J.; Fuss, S.; Gillett, N.; He, C.; Hertwich, E.; Höglund-Isaksson, L.; Huppmann, D.; Luderer, G.; McCollum, D. L.; Meinshausen, M.; Millar, R.; Popp, A.; Purohit, P.; Riahi, K.; Ribes, A.; Saunders, H.; Schädel, C.; Smith, P.; Trutnevyte, E.; Xiu, Y.; Zhou, W.; Zickfeld, K.; Flato, G.; Fuglestvedt, J.; Mrabet, R.; Schaeffer, R. (2018): Mitigation Pathways Compatible with 1.5°C in the Context of Sustainable Development. In: MASSON-DELMOTTE, V., P. ZHAI, H.-O. PÖRTNER, D. ROBERTS, J. SKEA, P.R. SHUKLA, A. PIRANI, W. MOUFOUMA-OKIA, C. PÉAN, R. PIDCOCK, S. CONNORS, J.B.R. MATTHEWS, Y. CHEN, X. ZHOU, M.I. GOMIS, E. LONNOY, T. MAYCOCK, M. TIGNOR, AND T. WATERFIELD: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. S. 82.
- Ryberg, M.; Owsianiak, M.; Hauschild, M. Z. (2016): Challenges in implementing a Planetary Boundaries based Life-Cycle Impact Assessment methodology. In: *Journal of Cleaner Production*. Vol. 139, S. 450–459.
- Ryberg, M. W.; Owsianiak, M.; Clavreul, J.; Mueller, C.; Sim, S.; King, H.; Hauschild, M. (2018): How to bring absolute sustainability into decision-making: An industry case study using a Planetary Boundary-based methodology. In: *The Science of the total environment*. Vol. 634, S. 1406–1416.

- Ryberg, M. W.; Owsianiak, Mikolaj; Hauschild, M. Z.; Richardson, K. (2018): Development of a life-cycle impact assessment methodology linked to the Planetary Boundaries framework. In: *Ecological Indicators*. Vol. 88, S. 250–262.
- Sala, S.; Benini, L.; Castellani, V.; Vidal-Legaz, B.; Pant, R. (2016): Environmental Footprint - Update of Life Cycle Impact Assessment methods; DRAFT for TAB (status: May 2, 2016). S. 114.
- Sala, S.; Benini, L.; Crenna, E.; Secchi, M. (2016): Global environmental impacts and planetary boundaries in LCA. EUR 28371 EN. JRC technical report. 10.2788/64552. <https://core.ac.uk/download/pdf/81685337.pdf>.
- Sala, S.; Mancini, L.; Pant, R. (2015): Integrated assessment of environmental impact of Europe in 2010: data sources and extrapolation strategies for calculating normalisation factors. In: *Int J Life Cycle Assess.* Vol. 20, No.11, S. 1568–1585.
- Sánchez-Bayo, F.; Wyckhuys, K. A. G. (2019): Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. In: *Biological Conservation*. Vol. 232, S. 8–27.
- Sandin, G.; Peters, G. M.; Svanström, M. (2015): Using the planetary boundaries framework for setting impact-reduction targets in LCA contexts. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 20, No.12, S. 1684–1700.
- Scheffler, M.; Wiegmann, K. (2019): Quantifizierung von Maßnahmenvorschlägen der deutschen Zivilgesellschaft zu THG - Minderungspotenzialen in der Landwirtschaft bis 2030. Freiburg.
- Schiller, G.; Ortlepp, R.; Krauß, N.; Steger, S.; Schütz, H.; Fernández, J. A.; Reichenbach, J.; Wagner, J.; Baumann, J. (2015): Kartierung des Anthropogenen Lagers in Deutschland zur Optimierung der Sekundärrohstoffwirtschaft. S. 315.
- Schmidt, T.; Baumgardt, S.; Blumenthal, A.; Burdick, B.; Claupein, E.; Dirksmeyer, W.; Hafner, G.; Klockgether, K.; Koch, F.; Leverenz, D.; Löchner, M.; Ludwig-Ohm, S.; Niepagenkemper, L.; Owusu-Sekyere, K.; Waskow, F. (2019): Wege zur Reduzierung von Lebensmittelabfällen -Pathways to reduce food waste (REFOWAS): Maßnahmen, Bewertungsrahmen und Analysewerkzeuge sowie zukunftsfähige Ansätze für einen nachhaltigen Umgang mit Lebensmitteln unter Einbindung sozio-ökologischer Innovationen Volume 1. Thünen Report Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- Schmidt, T.; Schneider, F.; Leverenz, D.; Hafner, G. (2019): Lebensmittelabfälle in Deutschland: – Baseline 2015 –. Thünen Report Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- Schoer, K.; Dittrich, M.; Ewers, B. (2018): Estimating Raw Material Equivalents with Multi-Regional Input-Output Models: The Impact of Sectoral Disaggregation. Ifeu Working Paper 01/2018. Heidelberg. https://www.ifeu.de/wp-content/uploads/ifeu_Working_Paper_1.pdf.
- Schoer, K.; Dittrich, M.; Kovanda, J.; Weinzettel, J.; Ewers, B.; Moll, S.; Bouwmeester, M. (2019): Documentation of the EU RME model. Eurostat, Luxembourg.

<https://ec.europa.eu/eurostat/documents/1798247/6874172/Documentation+of+the+EU+RM+E+model/>.

Schoer, K.; Giegrich, J.; Kovanda, J.; Lauwigi, C.; Liebich, A.; Buyny, S.; Matthias, J. (2012): Conversion of European Product Flows into Raw Material Equivalents: Final report of the project “Assistance in the development and maintenance of Raw Material Equivalents conversion factors and calculation of RMC time series.” commissioned by the Statistical Office of the European Communities Eurostat, Heidelberg. S. 1–148.

Scholes, R. J.; Biggs, R. (2005): A biodiversity intactness index. In: *Nature*. Vol. 434, No.7029, S. 45–49.

Schoolmeester, T.; Gjerdi, H. L.; Crump, J.; Alfthan, B.; Fabres, J.; Johnsen, K. I.; Puikkonen, L.; Kurvits, T.; Baker, E. (2019): Global Linkages: A graphic look at the changing Arctic. UNEP, United Nations Environment Programme and GRID-Arendal, Nairobi, Arendal.

Schuldt, B.; Buras, A.; Arend, M.; Vitasse, Y.; Beierkuhnlein, C.; Damm, A.; Gharun, M.; Grams, T. E. E.; Hauck, M.; Hajek, P.; Hartmann, H.; Hiltbrunner, E.; Hoch, G.; Holloway-Phillips, M.; Körner, C.; Larysch, E.; Lübke, T.; Nelson, D. B.; Rammig, A.; Rigling, A.; Rose, L.; Ruehr, N. K.; Schumann, K.; Weiser, F.; Werner, C.; Wohlgemuth, T.; Zang, C. S.; Kahmen, A. (2020): A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. In: *Basic and Applied Ecology*. Vol. 45, S. 86–103.

Scientists for Future (2020): Prof. Michael Sterner’s interview with Prof. John Schellnhuber.

Smil, V. (2019): Growth: From microorganisms to megacities. MIT Press, Cambridge.

Smith, P. (2016): Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies. In: *Global Change Biology*. Vol. 22, No.3.

Smith, P.; Davis, S. J.; Creutzig, F.; Fuss, S.; Minx, J.; Gabrielle, B.; Kato, E.; Jackson, R. B.; Cowie, A.; Kriegler, E.; van Vuuren, D. P.; Rogelj, J.; Ciais, P.; Milne, J.; Canadell, J. G.; McCollum, D.; Peters, G.; Andrew, R.; Krey, V.; Shrestha, G.; Friedlingstein, P.; Gasser, T.; Grubler, A.; Heidug, W. K.; Jonas, M.; Jones, C. D.; Kraxner, F.; Littleton, E.; Lowe, J.; Moreira, J. R.; Nakicenovic, N.; Obersteiner, M.; Patwardhan, A.; Rogner, M.; Rubin, E.; Sharifi, A.; Torvanger, A.; Yamagata, Y.; Edmonds, J.; Yongsung, C. (2016): Biophysical and economic limits to negative CO₂ emissions: Nature Climate Change, 6(1), 42-50. In: *Nature Climate Change*. Vol. 6, No.1, S. 42–50.

Smith, W.; Wagner, G. (2018): Stratospheric aerosol injection tactics and costs in the first 15 years of deployment. In: *Environmental Research Letters*. Vol. 13, No.12, S. 124001.

Springmann, M.; Clark, M.; Mason-D’Croz, D.; Wiebe, K.; Bodirsky, B. L.; Lassaletta, L.; de Vries, W.; Vermeulen, S. J.; Herrero, M.; Carlson, K. M.; Jonell, M.; Troell, M.; DeClerck, F.; Gordon, L. J.; Zurayk, R.; Scarborough, P.; Rayner, M.; Loken, B.; Fanzo, J.; Godfray, H. C. J.; Tilman, D.; Rockström, J.; Willett, W. (2018): Options for keeping the food system within environmental limits. In: *Nature*. Vol. 562, No.7728, S. 519–525.

statista (2020a): Anzahl der Hybridautos in Deutschland von 2006 bis 2020.

<https://de.statista.com/statistik/daten/studie/265993/umfrage/anzahl-der-hybridautos-in-deutschland/>.

statista (2020b): Anzahl der Elektroautos in Deutschland von 2006 bis 2020.

<https://de.statista.com/statistik/daten/studie/265995/umfrage/anzahl-der-elektroautos-in-deutschland/>.

Statistisches Bundesamt (2015): Landwirtschaftliche Betriebe, die flüssigen Wirtschaftsdünger auf Ackerland und Dauergrünland ausgebracht haben, nach Ausbringungstechnik 2015 (in Tausend). Wiesbaden.

Steffen, W.; Richardson, K.; Rockström, J.; Cornell, S. E.; Fetzer, I.; Bennett, E. M.; Biggs, R.; Carpenter, S. R.; de Vries, W.; de Wit, Cynthia A.; Folke, C.; Gerten, D.; Heinke, J.; Mace, G. M.; Persson, L. M.; Ramanathan, V.; Reyers, B.; Sörlin, S. (2015): Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. In: *Science*. Vol. 347, No.6223, S. 1259855.

Steffen, W.; Rockström, J.; Richardson, K.; Lenton, T. M.; Folke, C.; Liverman, D.; Summerhayes, C. P.; Barnosky, A. D.; Cornell, S. E.; Crucifix, M.; Donges, J. F.; Fetzer, I.; Lade, S. J.; Scheffer, M.; Winkelmann, R.; Schellnhuber, H. J. (2018): Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. Vol. 115, No.33, S. 8252–8259.

Steger, S.; Ritthoff, M.; Bulach, W.; Schüler, D.; Kosińska, I.; Degreif, S.; Dehoust, G.; Bergmann, T.; Krause, P.; Oetjen-Dehne, R. (2019): Stoffstromorientierte Ermittlung des Beitrags der Sekundärrohstoffwirtschaft zur Schonung von Primärrohstoffen und Steigerung der Ressourcenproduktivität - Abschlussbericht. TEXTE 34/2019.

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-03-27_texte_34-2019_sekundaerrohstoffwirtschaft.pdf.

Sutter, J.; Buchert, M. (2016): Aktualisierte Ökobilanzen zum Recyclingverfahren LithoRec II für Lithium-Ionen-Batterien (Stand 09/2016). Öko-Institut e.V. <https://www.erneuerbar-mobil.de/sites/default/files/2017-01/LithoRec%20II-LCA-Update%202016.pdf>.

Teah, H.; Akiyama, T.; San Carlos, R.; Rayo, O.; Khew, Y.; Zhao, S.; Zheng, L.; Onuki, M. (2016): Assessment of Downscaling Planetary Boundaries to Semi-Arid Ecosystems with a Local Perception: A Case Study in the Middle Reaches of Heihe River. In: *Sustainability*. Vol. 8, No.12, S. 1233.

Thinkstep (n.d.): ReCiPe Beschreibung. . <http://www.gabi-software.com/deutsch/my-gabi/gabi-documentation/gabi-lcia-dokumentation/recipe/>.

Thinkstep (n.d.): GaBi Datenbanken. . <http://www.gabi-software.com/deutsch/datenbanken/gabi-datenbanken/>.

Tisserant, A.; Cherubini, F. (2019): Potentials, Limitations, Co-Benefits, and Trade-Offs of Biochar Applications to Soils for Climate Change Mitigation. In: *Land*. Vol. 8, No.12, S. 179.

TREMODO (2020): TREMOD Version 6.03. ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH.

Tuomisto, H. L.; de Mattos, M. J. T. (2011): Environmental impacts of cultured meat production. In: *Environmental science & technology*. Vol. 45, No.14, S. 6117–6123.

UBA (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden -Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen TEXTE 19/05.

<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2936.pdf>.

UBA (2011): Batterierecycling in Deutschland: Rücknahme- und Verwertungsergebnisse 2009. Hintergrundpapier. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/batterierecycling-in-deutschland-ruecknahme>.

UBA (2012): Batterien und Akkus. Ihre Fragen - Unsere Antworten zu Batterien, Akkus und Umwelt.

UBA (2014): Treibhausgasneutrales Deutschland im Jahr 2050 - Studie.

UBA (2015a): Reaktiver Stickstoff in Deutschland. Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau.

UBA (2015b): Batterierecycling in Deutschland: Verwertungsergebnisse 2011.

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/produktverantwortung-in-der-abfallwirtschaft/batterien/batterierecycling-in-deutschland#fahrzeug-und-industriebatterien>.

UBA (2016a): Sachverständigenleistung zur Aktualisierung der UBA-Methodik zur Ökobilanzierung. Durchgeführt von ifeu Heidelberg in Zusammenarbeit mit Öko-Institut und Integrall. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Projekt-Nr. 23128.

UBA (2016b): Berichterstattung unter Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2016 - Inventarbericht zu Deutschen Treibhausgasen 1990-2014.

Dessau-Roßlau. S. 1040.

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/climate_change_23_2016_nir_2016_berichterstattung_unter_der_klimarahmenkonvention.pdf.

UBA (2016c): Umweltschädliche Subventionen in Deutschland: Aktualisierte Ausgabe 2016. Dessau-Rosslau.

UBA (2019a): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2019. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2017.

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-05-28_cc_23-2019_nir-2019_0.pdf.

UBA (2019b): Struktur der Flächennutzung. Dessau-Rosslau.

UBA (2019c): UBA-Kurzposition zur Kohlendioxid-Entnahme aus der Atmosphäre –Carbon Dioxide Removal (sogenannte „negative Emissionen“).

UBA (2019d): Kernbotschaften des IPCC-Sonderberichts über 1,5 °C globale Erwärmung zur Verbreitung in der Öffentlichkeit: Dokumentation des UBA-Webinars für Multiplikatoren vom 05. April 2019. Climate Change Dessau-Rosslau.

UBA (2020): Primärenergieverbrauch. Dessau-Roßlau.

UBA; BMU (2020): Treibhausgasemissionen gingen 2019 um 6,3 Prozent zurück: Große Minderungen im Energiesektor, Anstieg im Gebäudesektor und Verkehr. Dessau-Rosslau.

Umweltbundesamt (n.d.): Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagementsysteme - Probas. <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php>. (23.10.2020).

UN DESA, D. of E.; Social Affairs, P. D. (2011): World Population Prospects: The 2010 Revision, Volume I: Comprehensive Tables. New York.

UN DESA, D. of E.; Social Affairs, P. D. (2019): World Population Prospects 2019. United Nations, New York, NY.

United Nations (1987): Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer.

United States Department of Agriculture (n.d.): Life Cycle Inventory Data. <https://www.lcacommons.gov/lca-collaboration/search>.

Unmüßig, B. (2020): Geoengineering. In: *Forschungsjournal Soziale Bewegungen*. Vol. 33, No.1, S. 227–242.

U.S. Department of Agriculture (2017): USLCI Update. <https://www.lcacommons.gov/content/uslci-update>.

Vadén, T.; Lähde, V.; Majava, A.; Järvensivu, P.; Toivanen, T.; Eronen, J. T. (2020): Raising the bar: on the type, size and timeline of a “successful” decoupling. In: *Environmental Politics*. S. 1–15.

Vadén, T.; Lähde, V.; Majava, A.; Järvensivu, P.; Toivanen, T.; Hakala, E.; Eronen, J. T. (2020): Decoupling for ecological sustainability: A categorisation and review of research literature. In: *Environmental Science & Policy*. Vol. 112, S. 236–244.

VCI (2011a): Factbook 01, Die Energie[r]evolution, Daten und Fakten III.

VCI (2011b): Rohstoffbasis der chemischen Industrie: Daten und Fakten, Stand 23.11.2011.

Vince, G. (2019): The heat is on over the climate crisis. Only radical measures will work. In: *The Guardian*.

de Vries, W.; Kros, J.; Kroeze, C.; Seitzinger, S. P. (2013): Assessing planetary and regional nitrogen boundaries related to food security and adverse environmental impacts. In: *Current Opinion in Environmental Sustainability*. Vol. 5, No.3–4, S. 392–402.

van Vuuren, D. P.; Stehfest, E.; Gernaat, David E. H. J.; van den Berg, M.; Bijl, D. L.; de Boer, H. S.; Daioglou, V.; Doelman, J. C.; Edelenbosch, O. Y.; Harmsen, M.; Hof, A. F.; van Sluisveld, M. A. E. (2018): Alternative pathways to the 1.5 °C target reduce the need for negative emission technologies: Nature Climate Change, 8(5), 391–397. In: *Nature Climate Change*. Vol. 8, No.5, S. 391–397.

WBGU (2009): Solving the climate dilemma: The budget approach ; special report. Special Report Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, Berlin.

- Weinzettel, J. (n.d.): Aggregation error of the material footprint: the case of the EU, Economic Systems Research.
- Wendl, M. (2009): Abschätzung des künftigen Angebot-Nachfrage-Verhältnisses von Lithium vor dem Hintergrund des steigenden Verbrauchs in der Elektromobilität. *Diplomarbeit*, KIT.
- Willett, W.; Rockström, J.; Loken, B.; Springmann, M.; Lang, T.; Vermeulen, S.; Garnett, T.; Tilman, D.; DeClerck, F.; Wood, A.; Jonell, M.; Clark, M.; Gordon, L. J.; Fanzo, J.; Hawkes, C.; Zurayk, R.; Rivera, J. A.; de Vries, W.; Majele Sibanda, L.; Afshin, A.; Chaudhary, A.; Herrero, M.; Agustina, R.; Branca, F.; Lartey, A.; Fan, S.; Crona, B.; Fox, E.; Bignet, V.; Troell, M.; Lindahl, T.; Singh, S.; Cornell, S. E.; Srinath Reddy, K.; Narain, S.; Nishtar, S.; Murray, C. J. L. (2019): Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. In: *The Lancet*. Vol. 393, No.10170, S. 447–492.
- WIOD (2019): World Input Output Database. <http://www.wiod.org/home>.
- WMO, W. M.; NOAA, N. O. and A.; UNEP, U. N. E.; NASA, N. A. and S.; Commission, E. (2011): World Meteorological Organization: Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2010. Global Ozone Research and Monitoring Project – Report No. 52. WMO, Geneva.
- WMO, W. M.; NOAA, National Oceanic and Atmospheric; UNEP, United Nations Environment; NASA, National Aeronautics and Space; European Commission (2003): World Meteorological Organization: Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2002. Global Ozone Research and Monitoring Project – Report No. 47. WMO, Geneva.
- WMO, W. M. O. (2020): United in Science 2020: A multi-organization high-level compilation of the latest climate science information. Geneva.
- Wolff, A.; Gondran, N.; Brodhag, C. (2017): Detecting unsustainable pressures exerted on biodiversity by a company. Application to the food portfolio of a retailer. In: *Journal of Cleaner Production*. Vol. 166, S. 784–797.
- Wuppertal Institut (1996): Zukunftsfähiges Deutschland.
- WVM (2011): Metallstatistik 2010. https://www.wvmetalle.de/fileadmin/uploads/public/Metallstatistik/doc_7361_201172015364_2_2010.pdf.
- Zerzawy, F. (2020): Umlenken! Subventionen abbauen, Strukturwandel gestalten, Klima schützen. WISO-Diskurs Friedrich-Ebert-Stiftung, Abteilung Wirtschafts- und Sozialpolitik, Bonn.
- Zerzawy, F.; Fiedler, S.; Mahler, A. (2017): Subventionen für fossile Energien in Deutschland: Beitrag für eine transparente Berichterstattung im Rahmen der G20. Hamburg.
- Zipper, S. C.; Jaramillo, F.; Erlandsson, L. W.; Cornell, S.; Gleeson, T.; Porkka, M.; Häyhä, T.; Crépin, A.-S.; Fetzer, I.; Gerten, D.; Hoff, H.; Matthews, N.; Ricaurte-Villota, C.; Kummu, M.; Wada, Y.; Gordon, L. (2019): Integrating the water planetary boundary with water management from local to global scales.