

TEXTE

100/2022

Ökologische Finanzreform: Produktbezogene Anreize als Treiber umweltfreundlicher Produktions- und Konsumweisen

Verbrauchssteuern und weitere produktbezogene
ökonomische Instrumente

TEXTE 100/2022

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für Umwelt,
Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3718 17 104 0

FB000624/END

Abschlussbericht

Ökologische Finanzreform: Produktbezogene Anreize als Treiber umweltfreundlicher Produktions- und Konsumweisen

Verbrauchssteuern und weitere produktbezogene
ökonomische Instrumente

von

Holger Bär, Ann-Cathrin Beermann
FÖS e.V. Berlin

Dr. Katja Schumacher, Anne Siemons, Friedhelm Keimeyer
Öko-Institut e.V. Berlin

Rafael Postpischil, Dr. Klaus Jacob
Forschungszentrum für Umweltpolitik,
Freie Universität Berlin

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](http://www.umweltbundesamt.de)

▼/[umweltbundesamt](http://www.umweltbundesamt.de)

Durchführung der Studie:

Öko-Institut e.V.
Borkumstraße 2
13189 Berlin

Forschungszentrum für Umweltpolitik, Freie Universität Berlin
Inhnestraße 22
14195 Berlin

Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft (FÖS) e.V.
Schwedenstraße 15a
13357 Berlin

Abschlussdatum:

September 2021

Redaktion:

Fachgebiet I 1.4 Wirtschafts- und sozialwissenschaftliche Umweltfragen, nachhaltiger Konsum
Michael Golde

Publikationen als pdf:

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

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, September 2022

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autor:innen.

Kurzbeschreibung: Ökologische Finanzreform: Produktbezogene Anreize als Treiber umweltfreundlicher Produktions- und Konsumweisen

In diesem Vorhaben wurden Optionen für die Besteuerung von Produkten ausgearbeitet. Gegenstände der Betrachtungen sind eine umweltorientierte Mehrwertsteuer sowohl innerhalb des gegebenen europäischen Rechtsrahmens als auch möglichen Änderungen des EU-Rechts; sowie Verbrauchsteuern und weitere produktbezogene ökonomische Instrumente. Im Fokus dieses Berichts stehen Verbrauchsteuern, die das Potential haben, den Überkonsum knapper Ressourcen zu verringern, Emissionen und Abfälle zu reduzieren und ökonomische Anreize zu geben für das Recycling von Produkten zur Rückgewinnung von Rohstoffen. Neben Steuern werden im Rahmen der Analysen auch andere produktbezogene ökonomische Instrumente wie Pfandsysteme oder die Ausweitung der Herstellerverantwortung thematisiert.

In der deutschen Finanzverfassung sind Verbrauchsteuern eng gefasst. Sie müssen sich regelmäßig auf „Güter des ständigen privaten Bedarfs“ beziehen. Hier vorgestellte Optionen für Verbrauchsteuern mit ökologischer Lenkungswirkung sind z. B. eine Verbrauchsteuer auf Zement gekoppelt mit Klimaschutzverträgen für weitgehend klimaneutralen Zement, die Befreiung nachhaltigen Kaffees von der Kaffeesteuer und eine Steuer auf Tragetaschen. Weitere ökonomische Instrumente, die untersucht wurden, sind eine Bepreisung von Flugfracht im Rahmen einer Flugfrachtsteuer, die Kostenübertragung auf Hersteller von Einwegkunststoffprodukten im Rahmen der erweiterten Herstellerverantwortung oder ein Pfand auf Lithium-Ionen-Akkus.

Zusätzliche Handlungsspielräume, um durch ökonomische Instrumente eine ökologische Steuerungswirkung zu erreichen, könnten durch eine Änderung der finanzverfassungsrechtlichen Vorgaben des Grundgesetzes erschlossen werden – z.B. indem „Umweltabgaben“ oder „Abgaben auf Emissionen“ ausdrücklich zugelassen werden. Die Mehrwertsteuer und Verbrauchsteuern können vor allem ökologische Wirkungen beim privaten Konsum erzielen. Umweltwirkungen der Produktion können nur indirekt und unpräzise adressiert werden. Hersteller sind durch die Konsumveränderung nur mittelbar betroffen, nicht jedoch in ihrer Wettbewerbsposition gegenüber ausländischen Anbietern. Eine nationale Einführung ist eher möglich und kann Impulse für weiterreichende internationale Initiativen geben.

Abstract: Ecological financial reform: Product-related incentives as a driver of environmentally friendly production and consumption patterns

In this project, options for the taxation of products were elaborated, looking at an environmentally oriented value-added tax both within the existing European legal framework and possible changes to EU law; as well as excise duties and other product-related economic instruments. The focus of this report is on excise duties, which have the potential to lower the overconsumption of scarce resources, reduce emissions and waste, and provide economic incentives for the recycling of products to recapture raw materials. In addition to taxes, the analyses also address other product-related economic instruments such as deposit systems or the expansion of producer responsibility.

In the German fiscal constitution, excise taxes are narrowly defined. They must regularly refer to "goods of permanent private use". Options for excise taxes with an ecological steering effect are, for example, an excise tax on cement coupled with climate protection contracts for largely climate-neutral cement, the exemption of sustainable coffee from coffee tax and a tax on carrier bags. Other economic instruments that have been examined are a pricing of air freight within the framework of an air freight tax, the transfer of costs to manufacturers of single-use plastic

products within the framework of extended producer responsibility or a deposit on lithium-ion batteries.

Additional room for manoeuvre to achieve an ecological steering effect through economic instruments could be opened up by amending the financial constitutional requirements of the Basic Law - e. g., by explicitly allowing "environmental levies" or "levies on emissions". Value-added tax and excise duties can primarily achieve environmental effects in private consumption. Environmental impacts on production can only be addressed indirectly and somewhat imprecisely. Manufacturers are only indirectly affected by the change in consumption, but not in their competitive position vis-à-vis foreign suppliers. A national introduction is more feasible and can provide impulses for more far-reaching international initiatives.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	11
Tabellenverzeichnis.....	13
Abkürzungsverzeichnis.....	14
Zusammenfassung.....	16
Summary.....	25
1 Einleitung.....	33
2 Identifizierung von Ansätzen für ökologisch orientierte Verbrauchsteuern und weitere konsumbezogene ökonomische Instrumente.....	36
2.1 Fokus des Forschungsberichts.....	36
2.2 Methodisches Vorgehen.....	36
2.3 Rechtlicher Rahmen.....	39
2.3.1 Das Finanzverfassungsrecht.....	39
2.3.2 Verbot der „Erfindung“ von neuen Steuertypen.....	39
2.3.3 Die zulässigen Steuertypen.....	41
2.3.4 Verbrauchsteuern.....	41
2.3.5 Die Verfolgung von Lenkungszielen in Steuern.....	42
3 Zementsteuer und Klimaschutzverträge für weitgehend klimaneutralen Zement.....	45
3.1 Gegenwärtige Regelung.....	46
3.2 Fehlanreize.....	47
3.3 Mögliche Ausgestaltung einer Verbrauchsteuer für Zement.....	54
3.3.1 Steuergegenstand.....	54
3.3.2 Steuerhöhe.....	56
3.3.3 Mittelverwendung der Zementsteuer.....	58
3.4 Adressaten der Regelung.....	60
3.5 Wirkungen der Regelung.....	61
3.5.1 Ökonomische Wirkungen Zementsteuer.....	61
3.5.2 Ökonomische Wirkungen Klimaschutzverträge (CCfDs).....	65
3.5.3 Ökologische Wirkungen.....	69
3.5.4 Fiskalische Wirkungen.....	73
3.5.5 Soziale Wirkungen.....	75
3.6 Rechtliche Aspekte und administrative Umsetzung.....	76
3.6.1 Zementsteuer.....	76

3.6.2	Klimaschutzverträge (CCfDs).....	78
3.7	Flankierende Maßnahmen.....	79
3.8	Fazit.....	80
4	Kaffeesteuerbefreiung für nachhaltigen und fairen Kaffee.....	83
4.1	Gegenwärtige Regelung.....	83
4.2	Fehlanreize sowie ökonomische und ökologische Probleme.....	85
4.2.1	Fehlanreize durch die Kaffeesteuer.....	85
4.2.2	Ökonomische Probleme: Niedrige Weltmarktpreise, von denen nur ein Bruchteil der Wertschöpfung bei Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen verbleibt.....	85
4.2.3	Ökologische Probleme: Intensivierung erhöht die negativen Umweltwirkungen des Kaffeeanbaus.....	89
4.3	Reformvorschläge und Lenkungsziele.....	90
4.4	Mögliche Ausgestaltung einer Kaffeesteuerbefreiung für nachhaltigen und fairen Kaffee.....	91
4.4.1	Steuergegenstand.....	91
4.4.2	Rechtliche Aspekte.....	91
4.4.2.1	Lenkungsziele der Kaffeesteuerbefreiung.....	91
4.4.2.2	Rechtliche Umsetzung.....	92
4.4.2.3	Anforderungen an die Gewährung der Kaffeesteuerbefreiung.....	93
4.5	Adressaten der Regelung.....	93
4.6	Wirkungen der Regelung.....	94
4.6.1	Lenkungswirkungen.....	97
4.6.2	Ökologische Wirkungen.....	98
4.6.3	Fiskalische Kosten.....	99
4.6.4	Sozio-ökonomische Wirkungen in den Herkunftsländern: Einkommen der Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen.....	100
4.7	Rechtliche Aspekte und administrative Umsetzung.....	100
4.7.1	Inhaltliche Anforderungen an die Steuerbefreiung.....	101
4.7.2	Überwachung der Einhaltung: als Hybridlösung zwischen staatlicher Kontrolle und Zertifizierung?.....	102
4.7.3	Erfüllungsaufwand für die Kaffeesteuerbefreiung.....	104
4.8	Flankierende Maßnahmen.....	104
4.9	Fazit.....	105
5	Bepreisung von Flugfracht.....	107
5.1	Gegenwärtige Regelung.....	107

5.1.1	Nutzung ökonomischer Politikinstrumente im Luftverkehr in Europa & Deutschland ..	107
5.1.2	Nutzung ökonomischer Politikinstrumente speziell für Luftfracht in anderen Staaten	107
5.1.3	Status quo des Luftfrachtverkehrs in Deutschland.....	108
5.1.4	Klimawirkung und Umfang der eingeflogenen Lebensmittel	110
5.2	Fehlanreize	113
5.2.1	Ökologische und ökonomische Fehlanreize	113
5.3	Reformvorschläge und Lenkungsziele.....	114
5.3.1	Ziele einer Flugfrachtbepreisung	114
5.3.2	Mögliche Ausgestaltung einer Flugfrachtbepreisung.....	114
5.4	Wirkungen der Regelung	115
5.5	Rechtliche Aspekte und administrative Umsetzung	117
5.6	Flankierende Maßnahmen.....	117
5.7	Fazit.....	118
6	„Verschmutzungsabgabe“: Übertragung von öffentlichen Kosten auf die Hersteller von Einwegkunststoffprodukten im Rahmen der erweiterten Herstellerverantwortung	119
6.1	Gegenwärtige Regelung.....	119
6.1.1	Finanzierung von Reinigungskosten	119
6.1.2	Status quo des Litterings.....	119
6.2	Fehlanreize	120
6.3	Reformvorschläge & Lenkungsziele	121
6.3.1	Erweiterte Herstellerverantwortung unter der Abfallrahmenrichtlinie.....	121
6.3.2	Erweiterung der Herstellerverantwortung für Einwegkunststoffprodukte durch die EU-Einwegkunststoffrichtlinie	122
6.3.3	Welche Produkte werden erfasst von den Bestimmungen der EU-Einwegkunststoffrichtlinie?	123
6.3.4	Anforderungen an die nationale Umsetzung und deren Ausgestaltung	124
6.3.5	Pilotstudie des VKU zur Umsetzung von Art. 8 der EU-Kunststoffrichtlinie	124
6.4	Wirkungen der Regelung	126
6.4.1	Lenkungswirkungen	126
6.4.2	Höhe der Kostenansätze für die Reinigung.....	127
6.4.3	Mögliche nicht-intendierte Wirkungen	129
6.5	Rechtliche Aspekte und administrative Umsetzung	130
6.6	Flankierende Maßnahmen.....	132

6.6.1	Übersicht zu flankierenden Instrumenten.....	132
6.6.2	Kommunale Verpackungssteuern als Ergänzung einer eng umgesetzten Herstellerverantwortung	133
6.7	Fazit.....	133
7	Verbrauchssteuer für Einkaufstragetaschen	135
7.1	Gegenwärtige Regelung.....	135
7.2	Fehlanreize.....	136
7.3	Reformvorschläge und Lenkungsziele.....	138
7.4	Mögliche Ausgestaltung einer Verbrauchssteuer für Tragetaschen.....	138
7.5	Adressaten der Regelung.....	139
7.6	Wirkungen der Regelung	140
7.6.1	Lenkungswirkungen	140
7.6.2	Ökologische Wirkungen.....	141
7.6.3	Fiskalische Wirkungen.....	141
7.6.4	Soziale Wirkungen	142
7.7	Rechtliche Aspekte und administrative Umsetzung.....	142
7.8	Flankierende Maßnahmen.....	143
7.9	Fazit.....	144
8	Pfand auf lithiumhaltige Akkus	145
8.1	Gegenwärtige Regelung.....	145
8.1.1	Gegenwärtige Regelung bezüglich lithiumhaltiger Batterien.....	145
8.1.2	Gegenwärtige Regelung: Batterien allgemein.....	146
8.1.2.1	Überblick zu Batteriearten.....	146
8.1.2.2	Gerätebatterien	147
8.1.2.3	Industriebatterien.....	149
8.1.2.4	Fahrzeuggatterien: Anwendungsbeispiel für Nutzung eines Pfandsystems	149
8.1.3	Gegenwärtige Situation bei lithiumhaltigen Akkus: Dekarbonisierung treibt die Nachfrage.....	150
8.2	Begründung für die Notwendigkeit politischer Maßnahmen.....	154
8.2.1	<i>The Economics of Recycling</i> : Entwicklung eines Recyclingsystems braucht Anreize und Weitsicht.....	154
8.2.2	Sicherheitsprobleme: Brände in Abfallsortier- und -behandlungsanlagen durch nicht ordnungsgemäße Sammlung, Entsorgung, Lagerung und Transport	155
8.2.3	Ökologische Potentiale: weniger Umweltschäden durch sorgfältigeren Abbau von Primärrohstoffen und den parallelen Aufbau von Recyclingsystemen	156

8.2.4	Strategische Ziele: Sicherung der langfristigen Rohstoffversorgung Europas.....	156
8.3	Reformvorschläge und Lenkungsziele.....	157
8.3.1	Reformvorschläge und Lenkungsziele	157
8.3.2	Europäischer und nationaler Rahmen	157
8.3.3	Entwicklung eines Sammel- und Recyclingsystems: <i>Technology push & market pull</i>	158
8.3.4	Aufgabe eines Pfands auf lithiumhaltige Akkus innerhalb eines solchen Systems	160
8.4	Mögliche Ausgestaltung eines Pfands	160
8.4.1	Überblick: Reformvorschläge und Lenkungsziele	161
8.4.2	Höhe des Pfands und Untergrenze	161
8.4.3	Verbundene Forderung: (einheitliche) Sammelquoten und Reform der Trennung in Geräte- und Industriebatterien	162
8.4.4	Argumente gegen ein Pfand	163
8.4.5	Mögliche Alternative zum Pfand: Warum wäre eine Steuer keine sinnvolle Alternative?.....	164
8.5	Adressaten der Regelung	164
8.6	Wirkungen der Regelung	164
8.6.1	Lenkungswirkungen	164
8.6.2	Ökologische Wirkungen	165
8.6.3	Fiskalische Wirkungen.....	167
8.6.4	Soziale Wirkungen	167
8.7	Rechtliche Aspekte und administrative Umsetzung	168
8.8	Flankierende Maßnahmen.....	168
8.8.1	Produktdesignanforderungen.....	168
8.8.2	Labels für bessere Verbraucherinformation.....	168
8.8.3	Battery Passport und <i>track & trace</i> Mechanismen.....	169
8.8.4	Second-Life Nutzung als stationäre Stromspeicher	169
8.9	Fazit	170
9	Fazit zu Verbrauchsteuern und weiteren produktbezogenen ökonomischen Instrumenten.....	171
10	Quellenverzeichnis	173

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1:	Beiträge der Strategien zur Minderung der direkten Emissionen der Zementindustrie bis 2030 in moderatem Wachstumsszenario.....	49
Abbildung 3-2:	Wirkkette Zementsteuer + Klimaschutzverträge (CCfDs).....	62
Abbildung 3-3:	Wirkungen des Nachfragerückgangs auf Wertschöpfung und Beschäftigung	64
Abbildung 3-4:	Marktdurchdringung weitgehend klimaneutraler Zement (Oxyfuel & LEILAC)	67
Abbildung 3-5:	Mehrkosten pro Jahr für gesamte Produktion von klimaneutralem Zement ggü. konventionellem Zement.....	67
Abbildung 3-6:	Wirkungen des CCfD-Investitionsimpulses auf Wertschöpfung und Beschäftigung	68
Abbildung 3-7:	Jährliche CO ₂ -Emissions-Reduktion durch Verbrauchsrückgang und bspw. CO ₂ -Abscheidung in Folge der Zementsteuer und CCfDs.....	71
Abbildung 3-8	Prozentuale Veränderung des Material- und Wasserverbrauchs sowie der Landnutzung durch Zementsteuer (links) und Investitionen in weitgehend klimaneutrale Zementtechnologien (rechts)	73
Abbildung 3-9:	Jährliche Kosten der CCfDs für den Staat	74
Abbildung 4-1:	Einzelhandelspreis von Röstkaffee in ausgewählten Ländern weltweit im Jahr 2018 (in US-Dollar pro 450 Gramm)	83
Abbildung 4-2:	Steueranteile (MwSt. und Kaffeesteuer) in Deutschland am Beispiel eines Pfunds Kaffee zum Bruttopreis von 5 Euro	84
Abbildung 4-3:	Entwicklung von Umsatz (in Mio. Euro) und Absatz (in Tonnen) von Kaffee mit Fairtrade-Siegel in Deutschland, 2011-2019.....	85
Abbildung 4-4:	Durchschnittspreis von Kaffeebohnen im Welthandel nach Sorten von 1990 bis 10/2020 (in US-Cent je Pfund Rohkaffee)	86
Abbildung 4-5:	Verteilung der Wertschöpfung im Kaffeeeinzelhandel zwischen 1970 und 2013.....	87
Abbildung 4-6:	Zusammensetzung des Kaffeepreises in Deutschland im preisgünstigsten Segment (3,70 € pro 500g, 2007).....	88
Abbildung 4-7:	Zusammensetzung des Kaffeepreises bei fair & bio-zertifizierten Kaffee	88
Abbildung 4-8:	Schwankungen in der Zusammensetzung und Höhe der CO ₂ -Emissionen zwischen unterschiedlichen Produktionsorten (in kg pro Liter Kaffee)	90
Abbildung 4-9:	Mögliche Änderungen in KaffeeStG und KaffeeStV	93
Abbildung 4-10:	Schema zu direkt und indirekt betroffenen Akteuren	94
Abbildung 4-11:	Darstellung der Wirkungskette für die Kaffeesteuerbefreiung	96

Abbildung 4-12:	Komponenten des von aidenvironment vorgeschlagenen Systems.....	101
Abbildung 4-13:	Organisationsmodell zur Umsetzung und Überprüfung der Steuerbefreiung.....	104
Abbildung 5-1:	Luftfracht und Luftpost an deutschen Flughäfen (in Tsd. Tonnen, inkl. Transit).....	108
Abbildung 5-2:	Prognostiziertes Wachstum des Luftfrachtverkehrs bis 2038 in unterschiedlichen Regionen der Welt.....	109
Abbildung 5-3:	Durchschnittlicher Wert pro Tonne Fracht (2017) auf unterschiedlichen Transportwegen.....	109
Abbildung 5-4:	Wert der per Luftfracht importierten Waren in Deutschland im Jahr 2017 nach Warengruppen (in Milliarden Euro)	110
Abbildung 5-5:	Klimaeffekt von Grünspargel aus den wichtigsten Herkunftsländern per LKW respektive Flugzeug	111
Abbildung 5-6:	CO ₂ -Fußabdruck von Ananas in Abhängigkeit vom Transportmittel (in kg CO ₂ /kg Ananas).....	111
Abbildung 5-7:	Lebensmitteltransporte per Luftfracht nach Deutschland 2008 (aus Drittländern, Statistisches Bundesamt 2010, in Tonnen)	113
Abbildung 6-1:	Wirkmodell zur Übertragung der Reinigungskosten im Rahmen von Art. 8	126
Abbildung 6-2:	Ermittelte Reinigungskostenansätze für Einwegkunststoffe pro Einwohner pro Jahr	128
Abbildung 8-1:	Effizienzen der Recyclingverfahren für Altbatterien 2018 und 2019.....	147
Abbildung 8-2:	Anteile von Primärbatterien und Akkus bei Gerätebatterien in Deutschland, 2019.....	148
Abbildung 8-3:	Sammelquote für Gerätebatterien in Deutschland (2019)	149
Abbildung 8-4:	Nutzung von lithiumhaltigen Batterien in der EU (in Tonnen)	150
Abbildung 8-5:	Projiziertes Wachstum der weltweiten Batterienachfrage nach Anwendungsbereich und Regionen.....	151
Abbildung 8-6:	Steigerung der weltweiten Nachfrage nach Kobalt, Lithium, Nickel (insb. „Class 1“ Nickel) und Mangan bis 2030 durch Batteriefertigung	152
Abbildung 8-7:	Verwendung von Lithium 2016 vs. 2026: Produktion von Akkus dominiert die wachsende Nachfrage	153
Abbildung 8-8:	PEST-Faktoren mit Relevanz für die Entwicklung eines Recyclingsystems für lithiumhaltige-Batterien aus E-Fahrzeugen	159

Abbildung 8-9:	Globaler Lithiumbedarf in Lithium-Ionen-Batterien für Fahrzeuge 2015, 2030, 2050 in den zwei Szenarien (2DS und 4DS) und Sekundärmaterialpotentiale (in Tonnen)	166
Abbildung 8-10:	Globaler Kobaltbedarf in Lithium-Ionen-Batterien für Fahrzeuge 2015, 2030, 2050 in den zwei Szenarien (2DS und 4DS) und Sekundärmaterialpotentiale (in Tonnen)	167
Abbildung 8-11:	Verlängerung der Nutzungsdauer von Batterien/ Akkus nach ihrer automobilen Anwendung durch Zweitverwendung (z. B. als stationäre Stromspeicher).....	169

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1:	Technologieansätze zur weitgehenden Dekarbonisierung der Zementproduktion.....	48
Tabelle 4-1:	Treibhausgasemissionen (in kg CO ₂ e) pro kg frischen Kaffeebohnen	99
Tabelle 4-2:	Vorschläge für Kriterien an die Steuerbefreiung von Molenaar und Short	102
Tabelle 5-1:	Wichtigste Lebensmittel, die nach Deutschland per Luft importiert werden und deren Herkunftsländer	112
Tabelle 5-2:	Die fünf häufigsten per Luftfracht nach Deutschland importierten Fisch- und Wassertierarten aus Drittländern 2008 (Statistisches Bundesamt 2010)	113
Tabelle 5-3:	Preisänderungen für eingeflogene Lebensmittel (Mango & Nilbarsch) bei unterschiedlichen Niveaus einer Flugfrachtbepreisung.....	116
Tabelle 6-1:	Bestimmungen der Einwegkunststoffrichtlinie (EU) 2019/904 (Anhang E, Teil I, sowie Art. 8 Abs. 2).....	123
Tabelle 6-2:	Bestimmungen der Einwegkunststoffrichtlinie (EU) 2019/904 zu Kunststoffverpackungen (Anhang E, Teile II und III)	123
Tabelle 6-3:	Übersicht möglicher Maßnahmen, die primär Konsument:innen von Einwegverpackungen & Einwegkunststoffprodukten adressieren	133
Tabelle 8-1:	Anwendungsbeispiele von lithiumhaltigen Akkus als Geräte- und Industriebatterien	145
Tabelle 8-2:	Definitionen von Geräte-, Industrie- und Fahrzeugbatterien im Batteriegesetz.....	146
Tabelle 8-3:	Positionierung für oder gegen ein Pfand auf Li-Ionen Akkus (für Traktions- und/oder Gerätebatterien)	161
Tabelle 8-4:	Übersicht zu Vorschlägen zur Ausgestaltung des Pfands.....	162

Abkürzungsverzeichnis

ADF	Advanced Disposal Fees
AP	Arbeitspaket
BattG	Batteriegesetz
BattRL	EU-Batterierichtlinie
BDE	Bundesverband der Deutschen Entsorgungs-, Wasser- und Rohstoffwirtschaft
BEV	Battery electric vehicle / Elektrofahrzeug
BMU	Bundesministerium für Umwelt
BNEF	Bloomberg New Energy Finance
BVerfG	Bundesverfassungsgericht
CAGR	Compound annual growth rate / durchschnittliche jährliche Wachstumsrate
CCfD	Carbon Contract for Difference
CCS	Carbon Capture and Storage
CCU	Carbon Capture and Usage
CfD	Contract for Difference
DSD	Duales System Deutschland
DEHSt	Deutsche Emissionshandelsstelle
DUH	Deutsche Umwelthilfe
EOL	End-of-Life / Ende der Lebensdauer
EPR	Extended Producer Responsibility
EU	Europäische Union
EU ETS	Europäischer Emissionshandel
EuGH	Gerichtshof der Europäischen Union
EU-MwStSystRL	EU-Mehrwertsteuersystemrichtlinie
EZFH	Ein- und Zweifamilienhäuser
FT	Fair Trade
HDE	Handelsverband Deutschland e.V.
LEILAC	CO ₂ -Abscheidung in Kombination mit Elektrifizierung der Hochtemperaturwärme am Kalzinator
MFH	Mehrfamilienhaus
MwSt.	Mehrwertsteuer
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
PHEV	Plug-in hybrid vehicles/Plug-in-Hybridfahrzeug
Stiftung GRS	Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien
THG	Treibhausgas
TRL	Technology Readiness Level
UEBLL	Leitlinien für staatliche Umweltschutz- und Energiebeihilfen

ADF	Advanced Disposal Fees
VERE	Verband zur Rücknahme und Verwertung von Elektro- und Elektronikaltgeräten e.V.
VDZ	Verein Deutscher Zementwerke
ZVEI	Zentralverband Elektrotechnik- und Elektronikindustrie

Zusammenfassung¹

Aus Umweltsicht können Ressourcennutzung, Emissionen, Produktionsprozesse und Produkte als Gegenstand von Umweltsteuern herangezogen werden. In diesem Vorhaben wurden Optionen für die Besteuerung von Produkten ausgearbeitet: Gegenstände der Betrachtungen sind eine umweltorientierte Mehrwertsteuer sowohl innerhalb des gegebenen europäischen Rechtsrahmens als auch möglichen Änderungen des EU-Rechts²; sowie Verbrauchsteuern und weitere produktbezogene ökonomische Instrumente. Dabei werden sowohl neue Optionen als auch Optionen für die Weiterentwicklung bestehender Abgaben berücksichtigt. Ziel des Vorhabens ist es, umsetzungsfähige Vorschläge zur Weiterentwicklung des Steuer- und Abgabensystems Deutschlands zu erarbeiten, die maßgeblichen Folgen zu betrachten und somit die Grundlage für eine entsprechende Debatte zu schaffen.

Im Fokus dieses Berichts stehen Verbrauchsteuern, die das Potential haben, den Überkonsum knapper Ressourcen zu verringern, Emissionen und Abfälle zu reduzieren und ökonomische Anreize zu geben für das Recycling von Produkten zur Rückgewinnung von Rohstoffen. Neben Steuern werden im Rahmen der Analysen auch andere produktbezogene ökonomische Instrumente wie Pfandsysteme oder die Ausweitung der Herstellerverantwortung thematisiert. Die Untersuchungen umfassen die Beschreibung der gegenwärtigen Regelung, eine Analyse der Fehlanreize der derzeitigen Regelung, die Identifizierung von Reformansätzen für bestehende oder die Einführung neuer Verbrauchsteuern, sowie alternative Ansätze zur Adressierung der Fehlanreize. Zusätzlich werden das Lenkungsziel der vorgeschlagenen Reformansätze sowie der relevante rechtliche Rahmen beschrieben. In einem zweiten Schritt der Analyse wurde eine Wirkungsanalyse der vorgeschlagenen Reformen mit Blick auf die ökologischen, ökonomischen sozialen und fiskalischen Wirkungen durchgeführt.

Umweltorientierte Besteuerung des Konsums: Pro und Contra

Umweltbezogene Steuern können bei Herstellern und Produzenten angelegt werden, bei Händlern und Importeuren sowie bei Endverbraucher:innen. Im Vordergrund steht dabei das Preissignal und die daraus resultierende Lenkungswirkung. Umweltorientierte Lenkungssteuern sollen dazu beitragen, umweltschädliches Verhalten zu reduzieren, umweltfreundlichere Alternativen zu fördern und Innovationen anzustoßen. Der Fokus in diesem Projekt liegt auf umweltbezogenen Steuern, die beim *Verbrauch* ansetzen. Verschiedene Argumente werden für die Einführung solcher konsumbezogenen Abgaben vorgebracht:

- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums setzt klare Anreize bei Verbraucher:innen:** Sie trägt dazu bei, dass Preise von Produkten oder Aktivitäten auch die „ökologische Wahrheit“ (Emissionen, Umweltschäden, etc.) widerspiegeln. Für Verbraucher:innen entstehen Anreize, weniger umweltschädliche Produkte zu konsumieren. Durch das Preissignal wird die Nutzung natürlicher Ressourcen damit bei Verhaltens- und Kaufentscheidungen stärker berücksichtigt.
- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums kann Anreize zur umweltfreundlicheren Produktion geben:** Um die Mehrbelastung durch Besteuerung zu

¹ Die Zusammenfassung der Ergebnisse dieses Berichts flossen im Juni 2021 in ein Policy Paper zur ökologischen Finanzreform ein, siehe <https://refubium.fu-berlin.de/bitstream/handle/fub188/30957/FFU%20Report%2001-2021%20%c3%96kologische%20Finanzreform.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

² Ökologische Finanzreform: Produktbezogene Anreize als Treiber umweltfreundlicher Produktions- und Konsumweisen - Reformvorschläge für die Mehrwertsteuer.

vermeiden, weichen Verbraucher:innen auf Alternativen aus oder verringern ihre Nachfrage. Dies sendet ein Signal an die Unternehmen, die diese Produkte herstellen oder in den Markt bringen. Für Unternehmen entstehen so Anreize zur Entwicklung von Produkten und Prozessen, die keine bzw. weniger negative Umweltwirkungen haben. Voraussetzung für diese Wirkung ist, dass durch die veränderte Nachfrage das Signal bei den Herstellern auch ankommt.

- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums bietet ein Level-Playing-Field für Unternehmen:** Die durch die Nachfrage induzierte Wirkung auf den Absatz von Produkten und Dienstleistungen ist für alle anbietenden Unternehmen gleich, unabhängig davon, ob sie im Inland oder im Ausland produzieren. Dadurch entsteht keine Gefahr der Wettbewerbsverzerrung.
- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums kann staatliche Einnahmen erschließen:** Aus finanzpolitischer Sicht generieren umweltbezogene Abgaben als indirekte Steuern staatliche Einnahmen. Diese können Einnahmen durch direkte Steuern auf Einkommen und Unternehmensgewinne, die vor dem Hintergrund des demografischen Wandels und dem Wettbewerb auf globalisierten Märkten abnehmen, zumindest teilweise ersetzen.
- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums kann gerecht ausgestaltet werden:** Regressive Verteilungswirkungen können zunächst auftreten. Die negativen Verteilungswirkungen können aber durch die Verwendung des zusätzlichen Steueraufkommens zugunsten von ökonomisch schwächer Gestellten oder von der Steuer stark belasteten Personen ausgeglichen werden.

Gegen die Einführung von umweltbezogenen Steuern auf den Verbrauch werden u. a. die folgenden Argumente angeführt:

- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums setzt nicht immer beim Verursacher an:** Bei vielen Konsumgütern haben Verbraucher:innen keinen direkten Einfluss darauf, mit welchem Umwelt- und Ressourcenverbrauch Produkte hergestellt werden. Das Preissignal kann verpuffen, wenn die Nachfrageelastizität für ein Produkt eher starr ist, z. B. bei lebensnotwendigen Gütern, bei Mangel an Alternativen oder wenn Verbraucher:innen keine Wahl haben (bspw. Heizungsanlage im Mietshaus). In diesen Fällen werden die zusätzlichen Kosten von Verbraucher:innen getragen, ohne weitere Impulse an die Hersteller zu geben. Steuern, die beim Verursacher ansetzen, geben dagegen ein direktes Signal und Handlungsmöglichkeiten für Hersteller. Jedoch ist die Nachfrage nach den allermeisten Gütern zumindest mittel- bis langfristig elastisch, sodass in diesem Rahmen auch indirekt die Verursacher, nämlich die Hersteller, adressiert werden. Zudem kann argumentiert werden, dass die nachfragenden Konsument:innen die Umweltbelastungen neben den Herstellern mit zu verantworten haben und entsprechend mit Verursacher sind.
- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung bei Endverbraucher:innen ist aufwändiger als eine Besteuerung in vorgelagerten Stufen:** Bei einer Besteuerung des Endverbrauchs

müssen viele, oftmals komplexe Konsumprodukte besteuert werden, während eine Steuer auf Vorprodukte oder Inputs in vorgelagerten Stufen der Wertschöpfungskette weniger Akteure oder Produkte erfasst. Allerdings lassen sich konsumbasierte Instrumente häufig schneller und leichter national umsetzen als Förderungen oder Belastungen am Anfang von zumeist globalen Wertschöpfungsketten.

- ▶ **Wenn für den Konsum umweltfreundlicher Güter Steuernachlässe gewährt werden, können Rebound-Effekte entstehen:** Das gesparte Geld könnte anderweitig umweltschädlich ausgegeben werden. Flankierende Instrumente können und sollten eingesetzt werden, um diesen Effekten entgegenzuwirken.
- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums sei ungerecht:** Eine Besteuerung des Konsums kann zu unerwünschten Verteilungswirkungen führen. Haushalte mit geringem Einkommen geben einen höheren Anteil ihres Einkommens für Güter des alltäglichen Bedarfs aus. Eine Verteuerung durch umweltbezogene Steuern auf solche Güter hat dann eine regressive Wirkung. Dagegen wirkt die Verteuerung von Produkten, die von höheren Einkommensgruppen nachgefragt werden, nicht regressiv. Die Steuereinnahmen können zur Entlastung an anderer Stelle oder zugunsten höher belasteter Gruppen verwendet werden. Darüber hinaus können Elemente der Steuerausgestaltung, wie Freibeträge oder progressive Steuern, der besonderen Belastung von vulnerablen Haushaltsgruppen vorbeugen.

Vor dem Hintergrund dieser Argumente stellt sich also die Frage, in welchem Ausmaß eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums zu Emissionsminderung, Ressourcenschonung, Innovationsförderung und Sicherung öffentlicher Finanzen beitragen kann. Auf der einen Seite gibt es hohe Erwartungen im Hinblick auf die Erfüllung internationaler Verpflichtungen im Klimaschutz oder der Nachhaltigkeitsziele. Gleichzeitig muss berücksichtigt werden, welche gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen Steuern haben können: Wirken die Preissignale bei Verbraucher:innen und führen zu Veränderungen im Konsumverhalten? Kommen diese auf Verbraucher:innen ausgerichteten Lenkungssignale bei Herstellern und Händlern an? Werden dadurch neue Wertschöpfungen bewirkt? Ergeben sich umweltfreundliche Innovationen und neue Exportmöglichkeiten? Welche Beschäftigungseffekte ergeben sich durch die Verlagerung der Produktion von umweltschädlicheren Produkten hin zu innovativen Alternativen?

Methodisches Vorgehen

In Abstimmung mit dem Auftraggeber wurden vier ökonomische Instrumente ausgewählt, die vertieft betrachtet wurden: Eine Steuer auf Zement, die Kaffeesteuer, eine Steuer auf Tragetaschen und ein Pfand auf Batterien/Akkus. Dabei wurden Fehlanreize der bestehenden Regelungen ausgewertet, Optionen zur Reform dieser Regelungen identifiziert und Lenkungsziele und Adressaten der vorgeschlagenen Reform definiert. Für die ausgewählten Reformvorschläge führte das Projektteam anschließend eine Wirkungsanalyse durch, in der die ökologische Lenkungswirkung sowie die ökonomischen, fiskalischen und sozialen Wirkungen der Reformen untersucht wurde. Außerdem betrachtete es rechtliche Rahmenbedingungen und administrative Aspekte, die für die Umsetzung der vorgeschlagenen Reformen ausschlaggebend wären, sowie flankierende Maßnahmen. Abhängig von der Verfügbarkeit von Daten und Informationen wurden die Wirkungen neben einer qualitativen Analyse zusätzlich über bottom-up-Rechnungen oder modell-gestützte Analysen quantifiziert.

Kriterien bei der Auswahl der Themen für die vertiefte Ausarbeitung waren zum einen, ob die vorgeschlagene Verbrauchsteuer im jeweiligen Themenfeld ein geeigneter Ansatzpunkt ist und hinreichend wirkungsvoll sein kann, oder ob andere Maßnahmen vordringlicher und sinnvoller sind. Zum anderen war entscheidend, ob ausreichend Daten und weitere Informationen zur Verfügung stehen, um eine Analyse der ökonomischen, ökologischen und sozialen Wirkungen einer Reform durchführen zu können. Für zwei weitere Instrumente – die Bepreisung von Flugfracht und eine „Verschmutzungsabgabe“ auf Einwegkunststoffprodukte – wurden mögliche Reformansätze und deren Wirkungen skizziert, ohne sie im Detail zu analysieren.

Zur Identifizierung von Ansatzpunkten für ökologisch orientierte Reformen bestehender Verbrauchsteuern oder die Einführung neuer konsumbezogener ökonomischer Instrumente wurde eine umfangreiche Recherche zu bestehenden Umweltsteuern in den OECD-Ländern und ein Brainstorming durchgeführt. Die Liste der resultierenden Ideen von möglichen umweltrelevanten Verbrauchsteuern wurde daraufhin überprüft, inwieweit ökologische Effekte zu erwarten sind und Daten vorliegen, um diese Wirkungen zu quantifizieren. Anschließend wurde die Auswahl von sechs zu betrachtenden Themenfeldern mit dem Auftraggeber abgestimmt.

Für die Wirkungsanalyse stand ein Baukasten an Methoden und Modellen zur Verfügung, aus dem passgenaue Werkzeuge für die Analyse in den einzelnen Themengebieten ausgewählt wurden. Dabei wurden qualitative Analysen mit quantitativen Rechnungen kombiniert. Zur quantitativen Analyse wurden zunächst bottom-up-Rechnungen durchgeführt, um richtungsweisende Partialschätzungen zu geben. Soweit ausreichend Daten vorliegen und die Effekte vorab als potenziell wesentlich eingeschätzt wurden, wurden die quantitativen Bewertungen durch Modellrechnungen ergänzt. Hierzu wurde ein Input-Output-Modell auf Basis der Exiobase-Datenbank zur Bewertung von Wirkungen auf die Umwelt, Material- und Flächennutzung, Wasserverbrauch, Beschäftigung und Wertschöpfung im In- und Ausland zur Anwendung gebracht.

Rechtlicher Rahmen

In Deutschland ist der Anteil von umweltbezogenen Steuern am gesamten Steueraufkommen im europäischen und internationalen Vergleich gering. Mit ein Grund dafür ist die vergleichsweise komplizierte Finanzverfassung in Deutschland, welche keine „umweltbezogenen Steuern“ kennt. Nur im Rahmen der im Grundgesetz vorgesehenen Steuern wie Verbrauchsteuern, Verkehrssteuern oder die Umsatz- bzw. Mehrwertsteuer können umweltpolitische Lenkungswirkungen durch Steuern entwickelt werden. Zudem müssen Bund und Länder die Einführung oder Reform von Steuern überwiegend gemeinsam beschließen, sodass Entscheidungen erschwert werden. Auf EU-Ebene besteht darüber hinaus die Hürde, dass Entscheidungen in steuerlichen Fragen grundsätzlich die Zustimmung aller EU-Mitgliedstaaten erfordern. Diese institutionellen Bedingungen sowohl in Deutschland als auch in der EU tragen dazu bei, dass steuerliche Instrumente selten genutzt werden, um eine Lenkungswirkung zu erreichen.

Mögliche Anknüpfungspunkte für eine umweltpolitisch motivierte Ausgestaltung bieten jedoch die dem Bund zustehenden und in diesem Vorhaben betrachteten „Verbrauchsteuern“. Demnach ist der Begriff der Verbrauchsteuer als Typusbegriff weit zu verstehen, zeichnet sich jedoch durch bestimmte prägende Merkmale aus. Verbrauchsteuern sind indirekte Steuern, die beim Hersteller erhoben werden und auf eine Abwälzung auf den (End-)Verbraucher angelegt sind. Außerdem muss es sich um Güter des ständigen Bedarfs handeln. Zu den ihrer Art nach zulässigen Verbrauchsteuern zählen daher grundsätzlich keine Steuern, mit denen ausschließlich Produktionsmittel belegt werden. Eine Besteuerung von Stoffen bzw. Produkten,

die nicht nur für private Zwecke, sondern *auch* in Wirtschaftsunternehmen verwendet werden, schließt die Einordnung der erhobenen Steuer als Verbrauchsteuern jedoch nicht aus.

Der relativ strengen Linie des BVerfG bei der Zuordnung zu den Steuertypen steht eine relativ große Offenheit des Gerichts im Hinblick auf die Verfolgung von (umwelt-)politischen Lenkungszielen innerhalb des Steuerrechts gegenüber. So können Verbrauchsteuern so ausgestaltet werden, dass Umweltbelange zentral für die Bemessung der Steuerhöhe sind.

Zementsteuer und Klimaschutzverträge zur Förderung effizienten Zementeinsatzes und weitgehend klimaneutraler Herstellung

Untersucht wurde hierbei ein Politik-Mix, welcher sich aus (1) einer Verbrauchsteuer auf Zement und (2) Klimaschutzverträgen (Carbon Contracts for Differences, CCfDs) zur Förderung weitgehend klimaneutralen Zements (beispielhaft via Carbon Capture & Storage) zusammensetzt. Der Vorschlag geht über die Fokussierung in der gegenwärtigen politischen Diskussion auf die alleinige Subventionierung der Produktionsumstellung hinaus und bietet zusätzliche Anreize für Ressourceneffizienz im Bau. Die vorgeschlagene Verbrauchsteuer würde auf inländischen wie importierten Zement erhoben, wobei der Zementklinkeranteil die Bemessungsgrundlage darstellt. Das Ziel ist es, vor allem Anreize für eine Reduktion des klimawirksamen Klinkers und eine effizientere Verwendung von Zement zu geben. Zusätzliche Klimaschutzverträge würden die Marktdurchdringung mit weitgehend klimaneutralem Zement fördern, indem die Mehrkosten für Investitionen und Betrieb von weitgehend CO₂-neutralen Zementwerken bezuschusst werden. Carbon Leakage durch grenzüberschreitenden Handel wäre nicht zu erwarten. Ein nationales Vorgehen ist hier auch ohne Einigung auf europäischer Ebene möglich. Die Höhe der Zementsteuer würde an der gemittelten Höhe des EU ETS-Preises im Vorvorjahr bemessen.

Die sektorale Wirkungsanalyse zeigt, dass in Kombination von Steuer und Klimaschutzverträgen keine größeren direkten Friktionen für Wertschöpfung oder Beschäftigung zu erwarten sind. Allein durch dieses Instrumentarium könnten die CO₂-Emissionen der deutschen Zementproduktion linear abnehmen bis sie im Jahr 2050 um 26 Mio. t / Jahr reduziert werden³ – diese Reduktion entspricht gut der Hälfte der heute durch die gesamte deutsche Industrie verursachten Emissionen und wäre mit zusätzlichen ökologischen Verbesserungen (bei Ressourcen-, Wasser- und Landnutzung) verbunden. Die Umweltwirkungen eines wahrscheinlichen Ausweichens auf andere Baustoffe (z. B. Holz, Stahl oder Bitumen) konnten aufgrund fehlender Daten nicht vertieft untersucht werden. Die Wirkungsabschätzung ist entsprechend begrenzt und hier bedarf es weiterer Forschung. Ein vermehrtes Ausweichen auf bspw. Stahl oder Bitumen könnte ökologisch nachteilig sein. Die Kombination aus Verbrauchsteuer auf Zement und CCfDs dürfte jedoch ökonomisch, fiskalisch und ökologisch Vorteile gegenüber einer ausschließlichen Subventionierung durch CCfDs bieten. Gleichzeitig kann diese Instrumentenkombination lediglich ein Teil eines umfassenden Policy-Mixes zur Ökologisierung des Baubereichs sein.

Kaffeesteuerbefreiung für nachhaltigen und fairen Kaffee

Der Steueranteil bei Kaffee setzt sich aus der Kaffeesteuer (Mengensteuer in Höhe von 1,095 € pro Pfund) und dem ermäßigtem Mehrwertsteuersatz zusammen. Insbesondere im preisgünstigen Kaffeesegment stellt dies einen erheblichen Anteil des Endpreises dar. Eine Steuerbefreiung für nachhaltig produzierten Kaffee würde die Verbraucherpreise für diesen Kaffee senken, dessen Absatz steigern und so Nachhaltigkeit in Konsum und Anbau in

³ Inklusive Minderungen in Industrien im In- und Ausland, welche der Zementproduktion vorgelagert sind.

internationalen Agrarlieferketten stärken. Lenkungsziele der Reform wären vor allem entwicklungs- und umweltpolitische Ziele in den Kaffeeanbauländern. Welche genauen Kriterien für die Steuerbefreiung gesetzlich festgeschrieben werden müssten, um diese Lenkungsziele zu erreichen, ist eine politisch noch zu entscheidende Frage.

Aus ökologischer Sicht bestehen deutliche Unterschiede zwischen konventionellem und ökologischem Kaffeeanbau. Die Untersuchung zeigt, dass durch die Steueränderung der Absatz von ökologisch angebautem Kaffee steigen würde. Mit der Reform wären Steuermindereinnahmen verbunden aus Kaffee- und Mehrwertsteuer, die im zweistelligen Millionenbereich lägen. Die Kaffeesteuerbefreiung kann den Absatz nachhaltigen Kaffees stärken, aber nicht die grundlegenden Ungleichgewichte im Kaffeemarkt kompensieren. Um die Einkommen von Kaffeebäuerinnen und -bauern zu stärken, sind weitere Ansätze zur Stärkung von Transparenz und deren Wertschöpfungsanteile vonnöten.

Flugfracht bepreisen, um Nachfrage zu lenken und Anreize für klimafreundlichere Transportmöglichkeiten zu geben

Eine Bepreisung von Flugfracht kann dazu beitragen, dass weniger Fracht per Flugzeug transportiert wird. Insbesondere der Transport von Lebensmitteln per Schiff stellt ein wesentliches Klimaschutzpotential dar, da die Klimawirkung des Flugtransports ein Vielfaches des Transports per Schiff oder auf dem Landweg ausmacht.

Die Lenkungswirkung einer Flugfrachtbepreisung ist von der Höhe der Steuer abhängig. Der Vergleich unterschiedlicher Steuersätze zeigt, dass zumindest eine Steuerhöhe angesetzt werden müsste, die der Bepreisung der Luftverkehrsteuer für Personen, bzw. besser den Klimaschäden (195 € pro Tonne CO₂) entspricht, um eine Wirkung auf die Nachfrage für eingeflogene Lebensmittel zu haben. Eine Bepreisung auf diesem Niveau würde zu einem Nachfragerückgang führen – aber nicht dazu, dass diese Lebensmittel nicht mehr eingeflogen würden. Eine Umsetzung einer solchen Steuer wäre als „Verkehrsteuer“ im Sinne des Art. 106 Abs. 1 Nr. 3 GG zulässig. Flankierend sollten alternative Transporttechnologien genutzt und weiterentwickelt werden.

Durch Übertragung der Umweltkosten von Einwegverpackungen an Hersteller entstehen Innovationsanreize

Einwegverpackungen und Zigarettenfilter sind die zwei größten Ursachen von Littering in Deutschland. Die Erweiterung der Herstellerverantwortung im Rahmen der EU-Einwegkunststoffrichtlinie ermöglicht eine Übertragung öffentlicher Kosten (für Reinigung, Entsorgung, Abfallbehandlung sowie Sammlungsinfrastruktur, etc.) an die Hersteller dieser Einwegkunststoffprodukte (insb. Einwegverpackungen für Getränke und Lebensmittel sowie Zigarettenfilter). Für die Hersteller entstehen Anreize für Produktinnovationen, um die übertragenen Kosten zu reduzieren (indem sie wiederverwendbare oder umweltfreundlichere Alternativen entwickeln). Darüber hinaus werden Anreize gesetzt, die Kosten einzupreisen und an die Konsument:innen weiterzugeben. Das Instrument trägt auch zur Finanzierung von Sensibilisierungsmaßnahmen bei und adressiert so auch das Verhalten von Verbraucher:innen.

Wie hoch die Kosten sind, die an die Hersteller übertragen werden können, hat erstmals eine Studie im Auftrag des Verbands der Kommunalen Unternehmen errechnet. Sie zeigt, dass Anreize für Unternehmen entstünden, in umweltfreundliche Innovationen zu investieren. Die Daten zeigen aber auch, dass eine Überwälzung der Kosten an Verbraucher:innen die Nachfrage nach diesen Produkten kaum beeinflussen dürfte: beispielsweise würde der Aufschlag pro Zigarette bei lediglich 0,28 ct. liegen; bei To-Go-Bechern bei ungefähr 2 ct. Die Kostenübertragung ist wichtig als Anreiz zum Umweltschutz für Hersteller der Produkte. Um

auch das Verhalten von Verbraucher:innen zu adressieren, sind flankierende Maßnahmen notwendig.

Verbrauchsteuern für Einkaufstragetaschen können deren Wiederverwendung stärken

Ausweicheffekte der vom Bundestag angenommenen Gesetzesänderung zum Verbot von leichten Kunststofftragetaschen könnten insgesamt zu negativen ökologischen Folgen führen. Um dies zu vermeiden, sind zusätzliche Maßnahmen notwendig (z. B. um zu verhindern, dass auf Papiertüten oder dicke Kunststofftragetaschen ausgewichen wird, die nur vermeintlich umweltfreundlicher sind, wenn sie nicht häufig wiedergenutzt werden). Eine Verbrauchsteuer auf alle Einwegtragetaschen wäre sinnvoll, um ein Ausweichen auf diese Taschen als kostenlosen Ersatz für die verbotenen Plastiktüten zu verhindern. Eine Abgabe sollte alle Arten von Tragetaschen umfassen, die nicht von dem Verbot der aktuellen Novelle des Verpackungsgesetzes erfasst sind (mit der Ausnahme von sehr leichten Kunststofftüten, den „Hemdchen- oder Knotenbeutel“). So können Abgrenzungsprobleme verhindert und Anreize vermieden werden, dass Verbraucher:innen vermehrt neue wiederverwendbare Tragetaschen kaufen. Ziel des Instruments wäre es, einen ökonomischen Anreiz zur häufigeren Wiederverwendung von Tragetaschen oder zur Verwendung anderer mitgebrachter Alternativen zu geben. Die Einführung einer solchen Abgabe sollte durch Maßnahmen zur Bewusstseinsbildung sowie zur Förderung von wiederverwendbaren und mitgebrachten Tragetaschen begleitet werden.

Ein Pfand auf Lithium-Ionen-Akkus kann die Entwicklung von Recyclingsystemen fördern

Ein Pfand auf Lithium-Ionen-Akkus reduziert die Wahrscheinlichkeit, dass diese falsch entsorgt werden und erhöht die Wahrscheinlichkeit, dass sie nach Ende der Lebensdauer zu Sammelpunkten zurückgebracht und recycelt werden. Es unterstützt die Erreichung von Sammelzielen und kann dazu beitragen, dass sich das Recycling von Lithium-Ionen-Akkus schneller entwickelt. Dies ist sinnvoll angesichts der rasant wachsenden Nachfrage nach Lithium-Ionen-Akkus und der vielfältigen Potentiale (Verringerung von Akkubränden, Kostenersparnisse und Beschäftigungspotentiale, geringere Umweltschäden durch den Abbau von Primärrohstoffen sowie langfristig geringere Abhängigkeit von Rohstoffimporten).

Die Analyse zeigt, dass verschiedene Akteure sowohl mit Blick auf die Ausgestaltung des Pfands (Abdeckung und Höhe) als auch dessen Wirksamkeit sehr unterschiedliche Positionen einnehmen. Befürworter:innen betonen den Beitrag, den ein ökonomischer Anreiz leisten kann zur Erreichung hoher Sammelquoten; Kritiker:innen verweisen auf die Umsetzungsprobleme eines nationalen Instruments im Kontext von Onlinehandel und offenen europäischen Märkten für Produkte mit Lithium-Ionen-Akkus. Zudem hätten Akkus eine lange Lebensdauer, nach deren Ablauf der ökonomische Anreiz zur geordneten Rückgabe erst wirksam würde. Ein Pfand kann als ein Bestandteil eines Anreizsystems verstanden werden, welches auch höhere Sammel- und Recyclingziele und weitere flankierende Maßnahmen umfasst. Im Zusammenspiel dieser Maßnahmen kann ein Pfand einen Beitrag dazu leisten, dass Lithium-Ionen-Akkus korrekt eingesammelt und recycelt werden und sich schneller eine Kreislaufwirtschaft für Li-Ionen-Akkus entwickelt.

Fazit

Ziel des Forschungsvorhabens war es, ökologisch wirksame und konkret umsetzbare Ansätze zur Stärkung der Nachhaltigkeit in Konsum und Produktion zu identifizieren: Erstens, im Rahmen der Mehrwertsteuer (siehe separater Bericht) und zweitens, bei Verbrauchsteuern und weiteren produktbezogenen ökonomischen Instrumenten. Dabei konnte eine Vielzahl von wirksamen Ansätzen herausgearbeitet werden, es wurden aber auch Hürden identifiziert.

Im Rahmen der Verbrauchsteuern und weiteren produktbezogenen Instrumenten, wurden Ansätze untersucht, die primär die Nachfrageseite adressieren, indirekt auch teils die Angebotsseite. Die Instrumente schaffen ökologische Verbesserungen durch unterschiedliche **Wirkmechanismen**:

- ▶ die *Lenkung der Nachfrage* und Förderung nachhaltiger Konsum- und Produktionsweisen, beispielsweise durch Stärkung des Absatzes nachhaltigen Kaffees oder der Senkung des Konsums von Kunststofftüten, Zement und eingeflogenen Lebensmitteln;
- ▶ Schaffung von *Innovationsanreizen* für Hersteller von Produkten, um deren ökologischen Fußabdruck zu reduzieren oder umweltfreundliche Alternativen zu entwickeln (z. B. weitgehend klimaneutralen Zement, klimafreundlicher Transporttechnologien für Lebensmittel oder den Ersatz von Einwegkunststoffprodukten durch Mehrweglösungen für den To-Go-Konsum);
- ▶ Nutzung von ökonomischen Instrumenten zur *Finanzierung von Maßnahmen*, z. B. Steuereinnahmen für Klimaschutzverträge oder die Finanzierung von Sensibilisierungsmaßnahmen im Rahmen der erweiterten Herstellerverantwortung für Einwegkunststoffprodukte;
- ▶ Verknüpfung von *umwelt- und wirtschaftspolitischen* als auch *strategischen Zielen* zur Förderung einer Kreislaufwirtschaft für lithiumhaltige Batterien durch ökonomische Anreize zur korrekten Rückgabe von Batterien.

Die **Stärke der Lenkungswirkung** der untersuchten ökonomischen Instrumente variiert deutlich. Die Ergebnisse zeigen, dass einige von ihnen nur geringe Lenkungswirkungen haben (würden). Einer Stärkung der Lenkungswirkung stehen aber mitunter rechtliche Grenzen, Überlegungen zur ökonomischen Effizienz und / oder auch Fragen der gesellschaftlichen Akzeptanz entgegen. Eine Erweiterung der heutigen **Gestaltungsmöglichkeiten** für viele klima- und auch für sonstige umweltpolitische Instrumente würde eine **Änderung der finanzverfassungsrechtlichen Bestimmungen im Grundgesetz** erfordern.⁴ Neben einer klareren Absicherung der hier untersuchten Zementsteuer besteht insbesondere das Bedürfnis Treibhausgase und andere umweltschädliche Emissionen und Stoffe direkt besteuern zu können. Letzteres ist bisher nicht möglich, da es sich z. B. bei Emissionen wie CO₂ nicht um einen zulässigen Besteuerungsgegenstand handelt. Die Emissionen bzw. deren umweltschädliche Wirkung können so nur indirekt bei der Bemessung der Steuerhöhe eine Rolle spielen.

Die Untersuchungen unterstreichen, dass ökonomische Instrumente häufig effektiver wirken, wenn sie in einem **Policy-Mix** mit flankierenden Maßnahmen verknüpft werden. Im Bereich von Konsumententscheidungen zeigen die Untersuchungen, dass Verbraucher:innen Entscheidungen nicht nur auf Basis ökonomischer Rationalität treffen. Ordnungsrechtliche oder informationsbasierte Instrumente können hier die Effektivität von ökonomischen Ansätzen stärken. Ähnlich zeigen die Untersuchungen zur Zementsteuer für die Dekarbonisierung, des Pfands auf Akkus oder auch der Erweiterung der Herstellerverantwortung, dass auch für unternehmerische Entscheidungen flankierende Maßnahmen von großer Bedeutung sind, um beispielsweise Unsicherheiten zu minimieren oder die Kosten von Investitionsentscheidungen zu reduzieren.

⁴ Siehe hierzu ausführlich Klinski/Keimeyer (2017) sowie unter Kap. 2.3.

Die untersuchten nationalen Politikinstrumente betreffen den Konsum von Gütern, die im Rahmen europäischer bzw. internationaler Märkte gehandelt werden. Durch die Besteuerung des Endverbrauchs kann es zu Wettbewerbsverzerrungen kommen.⁵ Dies bedeutet aber nicht, dass nationale Verbrauchsteuern per se eine lediglich zweitbeste Handlungsoption seien. Vielmehr unterstützen sie die Entwicklung einer **ambitionierten ökologischen Steuerpolitik** auf nationaler Ebene. In den Bereichen, in denen nicht-intendierte Wettbewerbsverzerrungen entstehen, kann eine ambitionierte nationale Ausgestaltung das Agenda-Setting unterstützen, um auf die Schaffung gemeinsamer Rahmenbedingungen (*level-playing-field*) auf europäischer und internationaler Ebene hinzuwirken.

⁵ Z. B. in Form von Ausweichbewegungen beim Flugtransport als Antwort auf die Einführung einer Steuer auf Flugfracht.

Summary⁶

From an environmental perspective the use of resources, emissions, production processes, and products can become the subject of environmental taxes. In this project, several options for the taxation of products were elaborated: under consideration are an environmentally-oriented value added tax both within the existing European legal framework and considering possible changes to the EU law⁷; as well as excise duties and other product-related economic instruments. Both new possibilities and the development of existing levies were considered. The aim of the project is to develop feasible suggestions to further develop the German tax and levy system, to consider the relevant consequences, and thus to provide a basis for a corresponding debate.

This report focuses on consumption taxes that have the potential to lower the overconsumption of scarce resources, reduce emissions and waste, and provide economic incentives for the recycling of products to recapture raw materials. In addition to taxes, the analyses also address other product-related economic instruments such as deposit systems or the expansion of producer responsibility. For all proposals a review was carried out to assess the current regulations, analyse their disincentives, and identify possible approaches for reform for existing or the introduction of new excise duties, as well as alternative approaches to address disincentives. In addition, the objectives of the proposed approaches for reform and the relevant legal framework are described. In a second step, an impact analysis of the proposed reforms was carried out with regard to the ecological, economic, social, and fiscal effects.

Environmentally oriented taxation of consumption: pros and cons

Environmental taxes can be applied to manufacturers and producers, to traders and importers, and to end consumers. The focus lies on the price signal and the resulting incentivising effects. Environmentally oriented incentive taxes should contribute to reducing environmentally harmful behaviour, promoting more environmentally friendly alternatives, and trigger innovations. This project looks at environment-related taxes that focus on *consumption*. Various arguments are put forward for the introduction of such consumption taxes:

- ▶ **An environmentally oriented taxation of consumption sets clear incentives for consumers:** It helps to ensure that prices of products or activities reflect an "ecological truth" (emissions, environmental damage, etc.). This creates incentives for consumers to consume less environmentally harmful products. Through the price signal, the use of natural resources is thus increasingly reflected in behavioural and purchasing decisions.
- ▶ **Environmentally oriented taxation of consumption can provide incentives for more environmentally friendly production:** To avoid the additional burden of taxation, consumers switch to alternatives or reduce their demand. This sends a signal to the companies that produce or market these products. It creates incentives for companies to develop products and processes that have little to no negative environmental impacts. The

⁶ The summary of the results included in this report also formed part of a policy paper on ecological fiscal reforms, published in June 2021, see <https://refubium.fu-berlin.de/bitstream/handle/fub188/30957/FFU%20Report%2001-2021%20%3%96kologische%20Finanzreform.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

⁷ Ökologische Finanzreform: Produktbezogene Anreize als Treiber umweltfreundlicher Produktions- und Konsumweisen - Reformvorschläge für die Mehrwertsteuer.

prerequisite for this effect is that the signal is received by manufacturers through the change in demand.

- ▶ **An environmentally oriented taxation of consumption offers a level playing field for companies:** The demand-induced effect on the sales of products and services is the same for all companies, regardless of whether they produce domestically or abroad. This means that there is no danger of a distortion of competition.
- ▶ **Environmentally oriented taxation of consumption can tap into government revenues:** From a fiscal policy perspective, environment-related levies generate government revenue as indirect taxes. These can partially replace declining revenues from direct taxes on income and corporate profits, which are decreasing against the background of demographic change and competition in globalised markets.
- ▶ **An environmentally oriented taxation of consumption can be designed in a fair way:** Regressive distributional effects may occur initially. However, these effects can be compensated by using the additional tax revenue to support low-income consumers and households or those who are heavily burdened by the tax.

Arguments against the introduction of environment-related taxes on consumption include the following:

- ▶ **Environmentally oriented taxation of consumption does not always primarily address the polluter:** For many goods, consumers have no direct influence on the resource consumption with which products are manufactured and the environmental consequences of manufacturing. The price signal can fizzle out if the elasticity of demand for a product is rigid, e. g. in the case of essential goods, in the absence of alternatives or if consumers have no choice (e. g. heating system in an apartment building). In these cases, the additional costs are borne by consumers without giving further impulses to producers. Taxes that are levied onto polluters, on the other hand, give direct signals to and opportunities for manufacturers to act. The demand for most goods is, however, elastic, at least in the medium to long term, meaning polluters, namely the manufacturers, are also indirectly addressed in this framework. In addition, it can be argued that the consumers who demand the goods are also responsible for the environmental impacts alongside manufacturers and are therefore polluters as well.
- ▶ **Environmentally oriented taxation of final consumers is more costly than taxation at upstream stages:** In the case of taxation of final consumption, many, often complex consumer products must be taxed, whereas a tax on intermediate products or inputs at upstream stages of the value chain covers fewer actors or products. However, consumption-based instruments are often quicker and easier to implement nationally than subsidies or charges at the origin of mostly global value chains.
- ▶ **If tax rebates are granted for the consumption of environmentally friendly goods, rebound effects can arise:** The money saved could be spent elsewhere in an

environmentally unsustainable way. Accompanying instruments can and should be used to counteract these effects.

- **An environmentally oriented taxation of consumption is unfair:** Taxing consumption can lead to undesirable distributional effects. Low-income households spend a higher proportion of their income on everyday goods. Increasing the price of such goods through environmental taxes therefore has a regressive effect. In contrast, increasing the price of products where higher income groups drive the demand does not have a regressive effect. The tax revenues can be used to relieve burdens elsewhere or for the benefit of groups that are disproportionately affected. Furthermore, elements of tax design, such as allowances or progressive taxes, can prevent the burden on vulnerable household groups.

Against the background of these arguments, the question arises to what extent an environmentally oriented taxation of consumption can contribute to reducing emissions, conserving resources, promoting innovation, and securing public finances. On the one hand, there are high expectations regarding the fulfilment of international commitments for climate protection or the Sustainable Development Goals. At the same time, potential macroeconomic effects of taxes must be considered: Do price signals have an effect on consumers and lead to changes in consumption behaviour? Do the steering signals aimed at consumers also reach manufacturers and traders? Do they lead to new added value creation? Do environmentally friendly innovations and new export opportunities emerge as a result? What employment effects arise from the shift in production from more environmentally harmful products to innovative alternatives?

Methodological approach

In consultation with the contractor, four economic instruments were selected for an in-depth study: A tax on cement, a coffee tax, a tax on carrier bags, and a deposit on batteries/rechargeable batteries. During the analysis, disincentives of the existing regulations were evaluated, options for reforming these regulations were identified, and steering targets and addressees of the proposed reform were defined. For the selected proposals, the project team then conducted an impact analysis in which the ecological steering effect as well as the economic, fiscal and social effects of the reforms were examined. The legal frameworks and administrative aspects that would be crucial for the implementation of the proposed reforms, as well as possible accompanying measures, were also considered. In addition to a qualitative analysis and depending on the availability of data and information, the impacts were quantified via bottom-up calculations or model-based analyses.

Criteria for the selection of the in-depth studies were, on the one hand, whether the proposed excise duty is a pertinent starting point in the respective field and can be sufficiently effective, or whether other measures are more urgent and meaningful. On the other hand, it was decisive whether sufficient data and further information were available to carry out an analysis of the economic, ecological, and social effects of a reform. For two other instruments - the pricing of air freight and a "pollution levy" on single-use plastic products - possible reform approaches and their effects were outlined without analysing them in detail.

To identify starting points for ecologically oriented reforms of existing excise taxes or the introduction of new consumption-related economic instruments, extensive research on existing environmental taxes in OECD countries was conducted. The list of possible environmentally relevant consumption taxes was reviewed to assess to what extent ecological effects could be

expected and what data was available to quantify these effects. Subsequently, six examples for further study were selected in cooperation with the contractor.

A toolbox of methods and models was available for the impact analysis, from which tailor-made tools for the analysis in the individual thematic areas could be selected. Qualitative analyses were combined with quantitative calculations. For the quantitative analysis, bottom-up calculations were carried out first, to provide indicative estimates. Insofar as sufficient data were available and the effects were deemed potentially significant, the quantitative assessments were supplemented by model calculations. For this purpose, an input-output model based on the Exiobase database was applied to assess effects on the environment, material and land use, water consumption, employment, and value creation at home and abroad.

Legal framework

In Germany, the share of environment-related taxes of the total tax revenue is low in European and international comparison. One reason for this is the comparatively complicated fiscal constitution in Germany, which does not recognise "environment-related taxes". Only within the framework of the taxes provided for in the Basic Law, such as excise duties, transport taxes or value-added tax, can environmental steering effects be developed through taxes. In addition, the federal and state governments must decide jointly on the introduction or reform of taxes, which makes decision-making processes more difficult. At the EU level, decisions on tax issues also generally require the consent of all EU member states. These institutional conditions in both Germany and the EU contribute to the fact that tax instruments are rarely used to achieve a steering effect.

However, the "excise duties" to which the federal government is entitled, offer possible starting points for an environmentally motivated policy design, and are hence considered in this project. Accordingly, the term excise duty is to be understood as a broadly used term which is characterised by certain defining features. Excise duties are indirect taxes levied on the producer and designed to be passed on to the (end) consumer. In addition, there must be a steady demand for the goods affected. Therefore, the excise taxes do not include taxes that are levied exclusively on the means of production. However, substances or products that are used not only for private purposes but *also* in commercial enterprises are not precluded from the classification of the tax levied as an excise duty.

The relatively strict interpretation of the Federal Constitutional Court regarding the classification of the types of taxes contrasts with a relatively large openness of the Court regarding the pursuit of (environmental) political steering purposes within tax law. Thus, excise duties can be designed in such a way that environmental concerns are central for defining the tax level.

Cement tax and Carbon Contracts for Differences to promote efficient cement use and a largely climate-neutral production

The study examined a policy mix consisting of (1) an excise tax on cement and (2) Carbon Contracts for Differences (CCfDs) to promote largely climate-neutral cement (exemplarily via Carbon Capture & Storage). The proposal goes beyond the focus in the current political discussion on the sole subsidisation of the production change over and conversion alone and offers additional incentives for resource efficiency in construction. The proposed excise duty would be levied on both domestic and imported cement with the tax level being determined by the cement clinker percentage. The aim is to provide incentives for a reduction of clinker and a more efficient use of cement. Additional CCfDs would promote the market penetration of largely climate-neutral cement by subsidising the additional costs for investments and operation of

primarily CO₂-neutral cement plants. Carbon leakage through cross-border trade would not be expected. A national approach is possible even without agreement at the European level. The level of the cement tax would be based on the average EU ETS price in the previous year.

The sectoral impact analysis shows that no major direct frictions in value creation or employment are to be expected in combination with the tax and climate protection agreements. With this instrument alone, CO₂ emissions from German cement production could decrease linearly until they are reduced by 26 million tonnes per year in 2050⁸ - this reduction corresponds to almost half of the emissions caused today by the entire German industry and would be associated with additional environmental improvements (in resources, water and land use). The environmental impacts of likely switching to other building materials (e.g., wood, steel or bitumen) could not be studied in depth due to a lack of data. The impact analysis is limited in this regard and further research is needed. A shift to e.g., steel or bitumen could be ecologically disadvantageous. The combination of excise duty on cement and CCfDs could however offer economic, fiscal, and ecological advantages over an exclusive subsidization through CCfDs. At the same time, this combination of instruments can only be one part of a comprehensive policy mix to re-orientate the construction sector.

Coffee tax exemption for sustainable and fair-trade coffee

The tax component for coffee in Germany is made up of the coffee tax (volume tax of €1.095 per pound) and the reduced VAT rate. Particularly in the low-priced coffee segment, this represents a significant proportion of the final price. A tax exemption for sustainably produced coffee would lower consumer prices for this coffee, increase its sales, and thus strengthen sustainability in consumption and cultivation in international agricultural supply chains. The main objectives of the reform would be to achieve developmental and environmental goals in coffee-growing countries. However, the precise legal criteria for the tax exemption to achieve these goals are yet to be defined.

From an environmental perspective organic coffee cultivation offers significant advantages over conventional coffee cultivation. The reform would be associated with tax losses from coffee and VAT in the order of tens of millions of Euros. The coffee tax exemption can boost sales of sustainable coffee, but it cannot compensate for the fundamental imbalances in the coffee market. To strengthen the incomes of coffee farmers, further measures are needed to strengthen transparency of coffee prices and the share of value added that remains in countries of origin.

Putting a price on air freight to manage demand and incentivise climate-friendly transport.

Pricing air freight can provide incentives to transport less freight by air. In particular, the transport of food by ship instead of by airplane bears a significant mitigation potential, as the climate impact of air transport is much higher than that of transport by ship or land.

The comparison of different tax rates shows that a tax level would have to be applied that corresponds at least to the pricing of the air traffic tax for passengers, or even reflects the climate damages caused (estimated at €195 per ton of CO₂), to influence the demand for food transported by air. Pricing at this level would lower demand; however, it would not lead to such price increases that certain luxury foods are no longer transported by air freight. Such a tax could be implemented as a "transport tax" under Article 106 (1) No. 3 of the German Basic Law. In parallel, alternative transport technologies should be used and further developed.

⁸ Including reductions in industries in Germany and abroad which are upstream of cement production.

Transferring the environmental costs of disposable packaging to manufacturers creates incentives for innovation

Disposable packaging and cigarette filters are the two biggest causes of littering in Germany. The extension of producer responsibility within the framework of the Single-Use Plastics Directive (EU) 2019/904 makes it possible to transfer public costs (for cleaning, disposal, waste treatment and collection infrastructure, etc.) to the manufacturers of these single-use plastic products (especially single-use packaging for beverages and food and cigarette filters). This would create incentives for manufacturers to innovate products to reduce the transferred costs (by developing reusable alternatives or more environmentally friendly alternatives). In addition, shifting costs would provide incentives to pass costs on to consumers. The instrument also contributes to the financing of measures to raise awareness and thus also address consumer behavior.

A study commissioned by the German Association of Local Utilities calculated the costs that can be transferred to manufacturers for the first time. It shows that incentives amounting to more than €700 million would be created for companies to invest in environmentally friendly innovations (INFA 2020). However, the study also shows that passing on the costs to consumers is unlikely to influence demand for these products: for example, the price per cigarette would only increase by 0.28 cents; and by about 2 cents for to-go cups. Still, the transfer of costs is an important production-side incentive for manufacturers of such products to develop alternatives to single-use plastics. Accompanying measures are necessary to address consumer behavior as well though.

Excise duties on shopping bags can strengthen their reuse

In 2020, the German Bundestag passed a law banning lightweight plastic carrier bags and amending the German Packaging Act. However, to prevent negative ecological consequences, additional measures are necessary, to prevent people from switching to paper bags or thick plastic carrier bags used just once. A tax on consumption of all carrier bags not covered by the ban would be useful to prevent a switch to these bags as a free substitute for the banned plastic bags. A tax should cover all types of carrier bags to prevent demarcation problems. The aim of the instrument would be to provide an economic incentive to reuse reusable carrier bags more frequently or to use other alternatives brought along. The introduction of such a tax should be accompanied by measures to raise awareness and promote reusable bags.

A deposit on lithium-ion batteries can encourage the development of recycling schemes

A deposit on lithium-ion batteries could reduce the likelihood that such batteries will be disposed incorrectly (thus reducing battery fires) and increase the likelihood that they will be returned to collection points and recycled at their end-of-life. The deposit supports achieving battery collection targets and can help accelerate the recycling of lithium-ion batteries. This is important against the background of the rapidly growing demand for lithium-ion batteries and the multiple economic and ecological benefits of recycling them (e.g. cost savings and employment potentials, reduced environmental damage from mining less primary raw materials, and reduced dependence on raw material imports in the long term).

Views on design of the deposit (its coverage and amount) and its expected effectiveness diverge widely: Proponents emphasize the contribution that an economic incentive can make to achieving high collection rates; critics point to the implementation problems of a national instrument in the context of online trade and open European markets for products with lithium-ion batteries. In addition, rechargeable batteries have a long lifespan, and the economic incentive to return them in an orderly manner would only become effective thereafter. A deposit

should therefore be viewed as one component of an incentive system that, among others, includes higher collection and recycling targets and other accompanying measures. Within such a system, a deposit can contribute to ensuring that lithium-ion batteries are collected and recycled correctly and that a circular economy for lithium-ion batteries develops more quickly.

Conclusion

The research project aimed to identify ecologically effective and concretely implementable approaches for strengthening sustainability in consumption and production: First, in the context of value-added taxes (see separate report⁹) and second, through taxes on consumption and other product-related economic instruments. Several effective approaches, but also potential hurdles, were identified.

In the context of excise duties and other product-related instruments, approaches were examined that primarily address the demand side, but indirectly also the supply side. The instruments create environmental improvements through different **mechanisms**:

- ▶ *Steering demand* and promoting sustainable consumption and production patterns, for example by strengthening sales of sustainable coffee or reducing consumption of plastic bags, cement and flown-in food;
- ▶ Creating *innovation incentives* for manufacturers to reduce their environmental footprint or develop environmentally friendly alternatives (e.g. climate-neutral cement, climate-friendly transport technologies for food or replacing single-use plastic products with reusable solutions for to-go consumption);
- ▶ Use economic instruments to *finance measures*, e.g. tax revenues for Climate Contracts for Differences or the financing of awareness-raising measures within the framework of extended producer responsibility for single-use plastic products;
- ▶ Linking *environmental and economic policy* as well as *strategic goals* to promote a circular economy for lithium-containing batteries through economic incentives for the correct return of batteries.

The **strength of the steering effect** of the economic instruments examined varies significantly. The results show that some of them (would) only have a small steering effect. However, strengthening the incentive effect is sometimes hindered by legal limits, considerations of economic efficiency, and/or questions of social acceptance. An **expansion of the current options** for many climate and other environmental policy instruments would require an **amendment of the financial constitutional provisions** in the Basic Law.¹⁰ In addition to a clearer safeguard for the cement tax examined here, there is a need to be able to tax greenhouse gases and other environmentally harmful emissions and substances directly. The latter has not been possible so far, since emissions such as CO₂, for example, are not a permissible object of taxation. The emissions or their environmentally harmful effect can thus only play an indirect role in setting the tax rate.

⁹ Ökologische Finanzreform: Produktbezogene Anreize als Treiber umweltfreundlicher Produktions- und Konsumweisen - Reformvorschläge für die Mehrwertsteuer.

¹⁰ See Klinski/Keimeyer (2017) and chapter 2.3 for further details.

The analyses underline that economic instruments are often more effective when they are combined with supplementary measures in a **policy mix**. In the area of consumer decision-making, the studies show that consumers do not make decisions only on the basis of economic rationality. Regulatory or information-based instruments can strengthen the effectiveness of economic approaches. Similarly, the studies on the cement tax for decarbonisation, the deposit on rechargeable batteries or the extension of producer responsibility show that accompanying measures are also of great importance for entrepreneurial reasons, for example to minimise uncertainties or to reduce the costs of investment decisions.

The national policy instruments examined concern the consumption of goods traded on European or international markets. Taxing final consumption can lead to distortions of competition.¹¹ This does not mean, however, that national excise taxes are merely a second-best option for action per se. Rather, they support the development of **ambitious environmental tax policies** at the national level. In those areas where non-intentional distortions of competition arise, an ambitious national design can support agenda-setting in order to work towards creating a level playing field at European and international level.

¹¹ E.g. in the form of diversions of air transport routes in response to the introduction of a tax on air cargo.

1 Einleitung

In diesem Vorhaben werden Optionen für die umweltorientierte Besteuerung von Produkten ausgearbeitet: Gegenstände der Betrachtungen sind eine umweltorientierte Mehrwertsteuer sowohl innerhalb des gegebenen europäischen Rechtsrahmens als auch möglichen Änderungen des EU-Rechts; sowie Verbrauchsteuern und weitere konsumbezogene Instrumente. Dabei werden sowohl neue Vorschläge als auch Optionen für die Weiterentwicklung bestehender Abgaben berücksichtigt.

Die ausgearbeiteten Vorschläge für eine Reform der Mehrwertsteuer werden in einem separaten Berichtsdokument dargelegt.¹²

Umweltbezogene Steuern können bei Herstellern und Produzenten angelegt werden, bei Händlern und Importeuren sowie bei Endverbraucher:innen. Im Vordergrund steht dabei das Preissignal und die daraus resultierende Lenkungswirkung. Umweltorientierte Lenkungssteuern sollen dazu beitragen, umweltschädliches Verhalten zu reduzieren, umweltfreundlichere Alternativen zu fördern und Innovationen anzustoßen. Der Fokus in diesem Projekt liegt auf umweltbezogenen Steuern, die beim *Verbrauch* ansetzen. Verschiedene Argumente werden für die Einführung solcher konsumbezogener Abgaben vorgebracht:

- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums setzt klare Anreize bei Verbraucher:innen:** Sie trägt dazu bei, dass Preise von Produkten oder Aktivitäten auch die „ökologische Wahrheit“ (Emissionen, Umweltschäden, etc.) widerspiegeln. Für Verbraucher:innen entstehen Anreize, weniger umweltschädliche Produkte zu konsumieren. Durch das Preissignal wird die Nutzung natürlicher Ressourcen damit bei Verhaltens- und Kaufentscheidungen stärker berücksichtigt.
- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums kann Anreize zur umweltfreundlicheren Produktion geben:** Um die Mehrbelastung durch Besteuerung zu vermeiden, weichen Verbraucher:innen auf Alternativen aus oder verringern ihre Nachfrage. Dies sendet ein Signal an die Unternehmen, die diese Produkte herstellen oder in den Markt bringen. Für Unternehmen entstehen so Anreize zur Entwicklung von Produkten und Prozessen, die keine bzw. weniger negative Umweltwirkungen haben. Voraussetzung für diese Wirkung ist, dass durch die veränderte Nachfrage das Signal bei den Herstellern auch ankommt.
- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums bietet ein Level-Playing-Field für Unternehmen:** Die durch die Nachfrage induzierte Wirkung auf den Absatz von Produkten und Dienstleistungen ist für alle anbietenden Unternehmen gleich, unabhängig davon, ob sie im Inland oder im Ausland produzieren. Dadurch entsteht keine Gefahr der Wettbewerbsverzerrung.
- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums kann staatliche Einnahmen erschließen:** Aus finanzpolitischer Sicht generieren umweltbezogene Abgaben als indirekte Steuern staatliche Einnahmen. Diese können Einnahmen durch direkte Steuern auf

¹² Ökologische Finanzreform: Produktbezogene Anreize als Treiber umweltfreundlicher Produktions- und Konsumweisen - Reformvorschläge für die Mehrwertsteuer.

Einkommen und Unternehmensgewinne, die vor dem Hintergrund des demografischen Wandels und dem Wettbewerb auf globalisierten Märkten abnehmen, zumindest teilweise ersetzen.

- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums kann gerecht ausgestaltet werden:** Regressive Verteilungswirkungen können zunächst auftreten. Die negativen Verteilungswirkungen können aber durch die Verwendung des zusätzlichen Steueraufkommens zugunsten von ökonomisch schwächer Gestellten oder von der Steuer stark belasteten Personen ausgeglichen werden.

Gegen die Einführung von umweltbezogenen Steuern auf den Verbrauch werden u. a. die folgenden Argumente angeführt:

- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums setzt nicht immer beim Verursacher an:** Bei vielen Konsumgütern haben Verbraucher:innen keinen direkten Einfluss darauf, mit welchem Umwelt- und Ressourcenverbrauch Produkte hergestellt werden. Das Preissignal kann verpuffen, wenn die Nachfrageelastizität für ein Produkt eher starr ist, z. B. bei lebensnotwendigen Gütern, bei Mangel an Alternativen oder wenn Verbraucher:innen keine Wahl haben (bspw. Heizungsanlage im Mietshaus). In diesen Fällen werden die zusätzlichen Kosten von Verbraucher:innen getragen, ohne weitere Impulse an die Hersteller zu geben. Steuern, die beim Verursacher ansetzen, geben dagegen ein direktes Signal und Handlungsmöglichkeiten für Hersteller. Jedoch ist die Nachfrage nach den allermeisten Gütern zumindest mittel- bis langfristig elastisch, sodass in diesem Rahmen auch indirekt die Verursacher, nämlich die Hersteller, adressiert werden. Zudem kann argumentiert werden, dass die nachfragenden Konsument:innen die Umweltbelastungen neben den Herstellern mit zu verantworten haben und entsprechend mit Verursacher sind.
- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung bei Endverbraucher:innen ist aufwändiger als eine Besteuerung in vorgelagerten Stufen:** Bei einer Besteuerung des Endverbrauchs müssen viele, oftmals komplexe Konsumprodukte besteuert werden, während eine Steuer auf Vorprodukte oder Inputs in vorgelagerten Stufen der Wertschöpfungskette weniger Akteuren oder Produkte erfasst. Allerdings lassen sich konsumbasierte Instrumente häufig schneller und leichter national umsetzen als Förderungen oder Belastungen am Anfang von zumeist globalen Wertschöpfungsketten.
- ▶ **Wenn für den Konsum umweltfreundlicher Güter Steuernachlässe gewährt werden, können Rebound-Effekte entstehen:** Das gesparte Geld könnte anderweitig umweltschädlich ausgegeben werden. Flankierende Instrumente können und sollten eingesetzt werden, um diesen Effekten entgegenzuwirken.
- ▶ **Eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums sei ungerecht:** Eine Besteuerung des Konsums kann zu unerwünschten Verteilungswirkungen führen. Haushalte mit geringem Einkommen geben einen höheren Anteil ihres Einkommens für Güter des alltäglichen Bedarfs aus. Eine Verteuerung durch umweltbezogene Steuern auf solche Güter hat dann eine regressive Wirkung. Dagegen wirkt die Verteuerung von Produkten, die von höheren

Einkommensgruppen nachgefragt werden, nicht regressiv. Die Steuereinnahmen können zur Entlastung an anderer Stelle oder zugunsten höher belasteter Gruppen verwendet werden. Darüber hinaus können Elemente der Steuerausgestaltung, wie Freibeträge oder progressive Steuern, der besonderen Belastung von vulnerablen Haushaltsgruppen vorbeugen.

Vor dem Hintergrund dieser Argumente stellt sich also die Frage, in welchem Ausmaß eine umweltorientierte Besteuerung des Konsums zu Emissionsminderung, Ressourcenschonung, Innovationsförderung und Sicherung öffentlicher Finanzen beitragen kann. Auf der einen Seite gibt es hohe Erwartungen im Hinblick auf die Erfüllung internationaler Verpflichtungen im Klimaschutz oder der Nachhaltigkeitsziele. Gleichzeitig muss berücksichtigt werden, welche gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen Steuern haben können: Wirken die Preissignale bei Verbraucher:innen und führen zu Veränderungen im Konsumverhalten? Kommen diese auf Verbraucher:innen ausgerichteten Lenkungssignale bei Herstellern und Händlern an? Werden dadurch neue Wertschöpfungen bewirkt? Ergeben sich umweltfreundliche Innovationen und neue Exportmöglichkeiten? Welche Beschäftigungseffekte ergeben sich durch die Verlagerung der Produktion von umweltschädlicheren Produkten hin zu innovativen Alternativen?

In den folgenden Kapiteln werden Vorschläge für umweltbezogene Verbrauchsteuern bzw. entsprechende Reformen bestehender Abgaben und weiterer ökonomischer Instrumente dargelegt. Alle potentiellen Vorschläge für ökologisch orientierte Verbrauchsteuern oder weitere ökonomische Instrumente wurden daraufhin geprüft, welchen Regelungen die betroffenen Produkte gegenwärtig unterliegen, welche Fehlanreize dadurch entstehen, welche Reformansätze für bestehende oder die Einführung neuer Verbrauchsteuern verfolgt werden könnten und ob alternative Ansätze zur Adressierung der Fehlanreize sinnvoll wären. Für die betrachteten Verbrauchsteuern und weiteren ökonomischen Instrumente werden in den jeweiligen Unterkapiteln zusätzlich das Lenkungsziel der vorgeschlagenen Ansätze sowie der relevante rechtliche Rahmen beschrieben.

In Abstimmung mit dem Auftraggeber wurden ökonomische Instrumente ausgewählt, die weiter ausgearbeitet werden. Für eine Steuer auf Zement (Kapitel 3), eine Differenzierung der Kaffeesteuer (Kapitel 4) und eine Steuer auf Tragetaschen (Kapitel 7) wurde eine Wirkungsanalyse durchgeführt, in der die ökonomischen, ökologischen und sozialen Folgen der vorgeschlagenen Regelungen qualitativ und / oder quantitativ analysiert werden. Für ein Pfand auf Lithium-Ionen-Batterien (Kapitel 8), die Bepreisung von Flugfracht (Kapitel 5) und eine „Verschmutzungsabgabe“ auf Einwegkunststoffprodukte (Kapitel 6) wurden mögliche Regelungen skizziert, und die Wirkungen qualitativ beschrieben.

2 Identifizierung von Ansätzen für ökologisch orientierte Verbrauchsteuern und weitere konsumbezogene ökonomische Instrumente

2.1 Fokus des Forschungsberichts

Im Fokus dieses Berichts stehen Verbrauchsteuern, die das Potential haben, den Konsum knapper Ressourcen zu verringern, Emissionen und Abfälle zu reduzieren und ökonomische Anreize zu geben für das Recycling von Rohstoffen. Neben Steuern werden im Rahmen der Analysen auch alternative ökonomische Instrumente wie Pfandsysteme oder die Ausweitung der Herstellerverantwortung thematisiert, die auf das Handeln der Konsument:innen Einfluss haben. Neben der Einführung neuer Steuern und anderen ökonomischen Instrumenten wird auch die Befreiung von einer Verbrauchsteuer für nachhaltig produzierte Waren (Kaffee) geprüft.

2.2 Methodisches Vorgehen

Zunächst wurden mögliche Ansatzpunkte für ökologisch orientierte Reformen bestehender Verbrauchsteuern oder die Einführung neuer konsumbezogener ökonomischer Instrumente identifiziert. Dazu wurde eine umfangreiche Recherche zu bestehenden Umweltsteuern in den OECD-Ländern und ein Brainstorming zu möglichen Ansatzpunkten durchgeführt. Die Liste der resultierenden Ideen von möglichen umweltrelevanten Verbrauchsteuern und ökonomischen Instrumenten wurde daraufhin überprüft, inwieweit ökologische Effekte zu erwarten sind und Daten vorliegen, um diese Wirkungen zu quantifizieren. Anschließend wurde die Auswahl von sechs zu betrachtenden Themenfeldern mit dem Auftraggeber abgestimmt.

Die sechs ausgewählten Verbrauchsteuern und konsumbezogenen ökonomischen Instrumente wurden zunächst in einer ersten Analyse näher beschrieben und untersucht. Um Vergleichbarkeit und eine systematische Betrachtung zu gewährleisten, wurden dazu ein Katalog an Leitfragen erarbeitet, der als Orientierung diente. Die vier Leitfragen sind:

1. Wie ist die gegenwärtige Regelung und welche Fehlanreize setzt sie? Wo liegen die (ökologischen) Potentiale einer Reform bzw. alternativer ökonomischer Instrumente?
2. Welches Lenkungsziel wird durch die Reform verfolgt? Gibt es rechtliche Bedenken gegen die Etablierung von Lenkungszielen bzw. Trade-offs mit anderen Zielen der betrachteten Instrumente (insb. Einnahmen)?
3. Rechtlicher Rahmen: welcher rechtliche Rahmen ist für das jeweilige Instrument relevant?
4. Gibt es alternative Ansätze, die deutlich vielversprechender erscheinen?

Auf der Grundlage dieser Analysen wurde in Abstimmung mit dem Auftraggeber entschieden, inwieweit zum jeweiligen Reformvorschlag ein vertieftes Reformkonzept mitsamt quantitativer Folgenabschätzung ausgearbeitet werden soll. Kriterien bei der Auswahl der Themen für die vertiefte Ausarbeitung waren zum einen, ob die vorgeschlagene Verbrauchsteuer oder das ökonomische Instrument im jeweiligen Themenfeld ein geeigneter Ansatzpunkt ist und hinreichend wirkungsvoll sein kann, oder ob andere Maßnahmen vordringlicher und sinnvoller sind. Zum anderen war für die Auswahl zur vertieften Ausarbeitung entscheidend, ob ausreichend Daten und weitere Informationen zur Verfügung stehen, um eine Analyse der

ökonomischen, ökologischen und sozialen Wirkungen einer Reform durchführen zu können. Die folgenden Kapitel präsentieren die Ergebnisse dieser Analysen für alle ausgewählten Verbrauchsteuern und weitere konsumbezogenen ökonomischen Instrumente (Verbrauchssteuer auf Zement, die Befreiung nachhaltigen Kaffees von der Kaffeesteuer, Steuer auf Tragetaschen, Bepreisung von Flugfracht, die Kostenübertragung auf Hersteller von Einwegkunststoffprodukten sowie ein Pfand auf Lithium-Ionen-Akkus, siehe Kapitel 3 bis 8).

Für die Wirkungsanalyse steht ein Baukasten an Methoden und Modellen zur Verfügung, aus dem passgenaue Werkzeuge für die Analyse in den einzelnen Themengebieten ausgewählt werden konnten. Dazu gehörten quantitative Methoden und Modelle wie das Mikrosimulationsmodell (SEEK) zur Bewertung von Verteilungswirkungen, ein umweltökonomisches Input-Output-Modell auf Basis des Exiobase-Datensatzes¹³, indikatorenbasierte Bottom-up Modellierungen und qualitative Methoden wie theoriebasierte Bewertungen mit Hilfe von Wirkketten, multikriterielle Bewertungen, Literaturrecherchen und weitere. Im Gegensatz zu einem monolithischen Gesamtmodell (beispielsweise einem makroökonomischen Gleichgewichtsmodell oder makro-ökonomischen Modell) bot ein solches Modellbaukastensystem transparente, nachvollziehbare Module, deren Eingangs- und Ergebnisgrößen überschaubar sind und leicht variiert werden konnten. Die Modelle und Methoden wurden parallel und in Kombination verwendet, je nachdem welche Daten in welcher Auflösung vorlagen und je nach gewünschtem Grad an Detailtiefe.

Das Vorgehen und die Wahl der Methoden gestalteten sich wie folgt.

Als erster Schritt der Wirkungsanalyse wurde ein „Übergaberaster“ entwickelt. Dieses Raster formuliert die folgenden acht Fragenblöcke für die Wirkungsanalyse, die an die Leitfragen der oben beschriebenen ersten groben Analyse anknüpfen:

- ▶ Was ist der Gegenstand der vorgeschlagenen Steuer/des Instruments? Wie sollte die (reformierte) Regelung ausgestaltet sein?
- ▶ Wer ist Adressat des Instruments? Wer ist die betroffene Zielgruppe?
- ▶ Direkte und indirekte Lenkungswirkung:
 - Welche Veränderung von Nachfrage und Verbrauch, für welche Produkte wird erwartet?
 - Gibt es Schätzungen zu Nachfrageelastizitäten, ggf. differenziert nach Adressatengruppen?
 - In welchen wirtschaftlichen Bereichen entlang der Wertschöpfungskette sind Reaktionen der direkt und indirekt betroffenen Akteuren zu erwarten?
 - Welche Kosten und Einsparungen entstehen für die direkt adressierten Akteuren (differenziert nach Adressaten/Zielgruppe und Art der Ausgaben/Einsparungen) sowie auch für indirekt betroffene Akteure (auf Ebene der von Wirtschaftszweigen)?
 - Sind die Effekte einmalig, linear oder zu- bzw. abnehmend?

¹³ <https://www.exiobase.eu/>.

- ▶ Welche ökologischen Wirkungen werden erwartet? Werden Innovationen angeregt/ausgelöst und wenn ja, welche? Welche Wechselwirkungen/Rebound-Effekte werden erwartet?
- ▶ Welche Veränderung der Steuereinnahmen wird erwartet?
- ▶ Welche Verteilungswirkungen hat die vorgeschlagene Reform?
- ▶ Wie kann die Reform administrativ umgesetzt werden? Gibt es bürokratische Hürden? Werden dadurch zusätzliche Kosten verursacht?
- ▶ Welche flankierenden oder alternative Maßnahmen sollten mit der vorgeschlagenen Reform eingeführt werden?

Über eine Literaturrecherche wurden Informationen zu diesen Fragen gesammelt, um die Wirkungen der vorgeschlagenen Reform qualitativ zu beschreiben. Die Wirkungen wurden in den folgenden Kapiteln grafisch in Form von Wirkketten dargestellt und beschrieben. Für die Themenbereiche, für die ausreichend Daten verfügbar sind, wurden die Wirkungen außerdem quantitativ abgeschätzt.

Zur quantitativen Analyse wurden zunächst bottom-up-Rechnungen durchgeführt, um richtungsweisende Partialschätzungen zu geben. Soweit ausreichend Daten vorliegen und die Effekte vorab als potentiell wesentlich eingeschätzt wurden, wurden die quantitativen Bewertungen durch Modellrechnungen ergänzt. Hierzu wurde ein umweltökonomisches Input-Output-Modell auf Basis der Exiobase-Datenbank zur Bewertung von Wirkungen auf die Umwelt, Material- und Flächennutzung, Wasserverbrauch, Beschäftigung und Wertschöpfung im In- und Ausland zur Anwendung gebracht.

Box 2-1: Kurzbeschreibung Input-Output-Modell auf Basis der Exiobase-Datenbank

Die Exiobase-Datenbank (<https://www.exiobase.eu/>) ist mit einer hohen Detaillierung von 200 Produkten und über 163 Sektoren ausgestattet. Sie ist mit mehreren Sozial- und Umweltsatellitenkonten für 44 Länder und fünf Regionen der übrigen Welt verknüpft. Über die Einbeziehung detaillierter Daten zu Energie, landwirtschaftlicher Produktion, Ressourcengewinnung, Umweltfaktoren und bilateralem Handel können umwelt- und ressourcenbezogene Wirkungen in allen Ländern ermittelt werden. Der Vorteil der Exiobase-Datenbank liegt in der hohen Disaggregation von Produkten und Sektoren, die es erlaubt, Veränderungen durch individuelle Politiken und Maßnahmen sektornah abzubilden. Durch die Verknüpfung mit Handelsströmen werden auch Vorketteneffekte im In- und Ausland miterfasst. Dies ermöglicht auch die Betrachtung von Umwelt- und Ressourcennutzung, die implizit in importierten oder exportierten Waren oder Produkten enthalten ist (in Bezug auf CO₂ auch der „carbon-content of products“ genannt). Wirkungsanalysen mit Hilfe des Input-Output-Modells sind sowohl auf der ökonomischen wie auch auf der ökologischen Ebene möglich. Ein Nachteil der Datenbank ist, dass die Aufsplittung auf die detaillierte Produkt- und Sektorebene nicht originär aus den Daten hervorgeht. Die Vielzahl der Annahmen, die diesem Herunterbrechen unterliegt, trägt – bei allen positiven Aspekten – gewisse Unsicherheiten.

2.3 Rechtlicher Rahmen

Eingangs soll der verfassungsrechtliche Rahmen für Steuern vorgestellt werden, da dieser wesentlich für die rechtliche Zulässigkeit der unten geprüften Steuern ist. Um Wiederholungen zu vermeiden, erfolgen zentrale Aussagen vorab an dieser Stelle. Innerhalb der Kapitel 3 bis 5 erfolgen dann weitere ergänzende Ausführungen – bezogen auf die jeweiligen Steuern.¹⁴

2.3.1 Das Finanzverfassungsrecht

Auf Grundlage von zahlreichen Entscheidungen des Bundesverfassungsgerichts (BVerfG) über Steuern, Entgelte und Sonderabgaben ergibt sich mittlerweile ein annähernd vollständiges Bild über die Zulässigkeit von finanziell ansetzenden Steuerungsmitteln der Umweltpolitik, bei dem nur noch wenige Fragen offen sind.

Das BVerfG versteht die Bundesrepublik als „Steuerstaat“, worunter es einen Staat versteht, der seine Aufgaben in erster Linie aus Steuermitteln zu finanzieren habe.¹⁵ Das Gericht leitet dies daraus ab, dass das Grundgesetz (GG) in Art. 105 und 106 GG ausschließlich Steuern als Einnahmequellen ausdrücklich vorsieht. Die Konsequenz ist, dass an den Staat zu entrichtende Abgaben,¹⁶ die ihrerseits nicht den Charakter von Steuern haben, nur unter bestimmten Voraussetzungen zulässig sind (z. B. Gebühren/Entgelte oder Sonderabgaben). Für den vorliegenden Bericht stehen insbesondere die „Verbrauchsteuern“ des Grundgesetzes im Mittelpunkt.

2.3.2 Verbot der „Erfindung“ von neuen Steuertypen

Das Grundgesetz enthält zum einen Vorschriften über die Grundrechte sowie über die Grundprinzipien eines demokratischen, föderalen und sozialen Rechtsstaats (vgl. Art. 1 bis 19 sowie Art. 20 GG). Ergänzend ist in Art. 20a GG bestimmt, dass der Staat verpflichtet ist, die natürlichen Lebensgrundlagen zu schützen, auch im Interesse künftiger Generationen. Von dieser Seite aus betrachtet mutet es merkwürdig an, wenn bestimmte umweltbezogene Steuern – wie beispielsweise eine Besteuerung von Treibhausgasemissionen – so weitreichende Rechtsprobleme aufwerfen, obgleich andere Staaten wie etwa Schweden entsprechende Abgaben ohne weiteres einführen können.

Das Grundgesetz enthält jedoch noch viele andere Bestimmungen, unter anderem solche, bei denen es um die Einnahmen und Ausgaben von Bund, Ländern und Gemeinden geht: das sog. Finanzverfassungsrecht (Art. 104a-115 GG). Darin wird insbesondere festgelegt, welche Einnahmen aus welchen Steuern jeweils dem Bund, den Ländern und den Gemeinden zustehen. Die maßgebenden Vorschriften dafür ergeben sich aus den Artikeln 105 und 106 GG. Art. 105 GG regelt, wer für die Erhebung der in Art. 106 GG aufgeführten Steuerarten jeweils die Gesetzgebungskompetenz hat. Art. 106 GG führt die betreffenden Steuerarten auf und bestimmt, wem die jeweiligen Erträge aus diesen Steuern zustehen.

Aus dem Zusammenspiel von Art. 105 und 106 GG leitet das BVerfG ab, dass der Bund keine neuen Steuerarten „erfinden“ darf, also keine Steuern, die ihrem Typus nach nicht bereits im GG

¹⁴ Die Ausführungen des Kapitels 2.3 beruhen auf: Klinski/Keimyer: Zur verfassungsrechtlichen Zulässigkeit eines CO₂-Zuschlags zur Energiesteuer, Gutachten vom 19.08.2019, abrufbar unter: <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/CO2-Zuschlag-zur-Energiesteuer.pdf>.

¹⁵ BVerfGE 93, 319, 342 (Wasserpfeffennig); BVerfGE 91, 186, 201 (Kohlepfeffennig); BVerfGE 82, 159, 178 (Absatzfonds); BVerfGE 78, 249, 266 f. (Fehlbelegungsabgabe).

¹⁶ Der Begriff „Abgaben“ ist der Oberbegriff für an den Staat zu entrichtenden Geldleistungen (einerseits Steuern, andererseits nichtsteuerliche Abgaben), die nicht privatrechtlicher Natur sind (wie etwa beim Kaufpreis).

vorgesehen sind. Das war lange Zeit umstritten,¹⁷ wurde durch das BVerfG im Jahr 2017 jedoch in seinem Beschluss zur Kernbrennstoffsteuer eindeutig geklärt.¹⁸ Innerhalb der im GG aufgeführten Typusgruppen von Steuern ist es jedoch grundsätzlich möglich, neue Steuern zu erheben. In den Leitsätzen des Beschlusses zur Kernbrennstoffsteuer heißt es dazu:

„1. Für die in Art. 105 und Art. 106 GG aufgeführten Steuern und Steuerarten verwendet das Grundgesetz Typusbegriffe.

2. Innerhalb der durch Art. 105 und Art. 106 GG vorgegebenen, weit zu interpretierenden Typusbegriffe steht es dem Gesetzgeber offen, neue Steuern zu „erfinden“.

3. Die Zuweisung von Gesetzgebungskompetenzen an Bund und Länder durch Art. 105 GG in Verbindung mit Art. 106 GG ist abschließend. Ein über den Katalog der Steuertypen des Art. 106 GG hinausgehendes allgemeines Steuererfindungsrecht lässt sich aus dem Grundgesetz nicht herleiten.“

Das BVerfG begründet das Verbot der Erfindung neuer „Steuertypen“ insbesondere mit zwei Gesichtspunkten. Zum einen argumentiert es systematisch, dass das GG für neue Steuerarten nicht regelt, wer die Erträge erhält, für eine neue Steuerart also eine Regelungslücke im GG entstünde.¹⁹ Zum anderen argumentiert es mit dem Sinn und Zweck von Art. 105 und 106 GG, der darauf ausgerichtet sei, verbindlich zu regeln, wer die jeweiligen Einnahmen erhält (Bund, Länder oder Gemeinden): Würde der Bund neue Steuerarten erfinden können, so würde die in den Artikeln 105 und 106 GG austarierte föderale Balance der Aufteilung der Steuereinnahmen zwischen Bund, Ländern und Gemeinden gefährdet. In den Worten des BVerfG (die vom BVerfG in Klammerzusätzen aufgeführten Quellennachweise wurden von den Autor:innen unter Verwendung eckiger Klammern entfernt):²⁰

„Dem geschlossenen System der Art. 105 f. GG zur Verteilung des Steueraufkommens und des Ertrages der Finanzmonopole zwischen Bund, Ländern und Gemeinden kommt eine zentrale Bedeutung zu [...] Jede Unsicherheit bei der Zuordnung von Erträgen kann zu erheblichen Verwerfungen innerhalb der Finanzverfassung führen, ihrer Befriedungsfunktion [...] widersprechen und ihr Ziel, ‚unnötige Auseinandersetzungen zwischen Bund und Ländern‘ zu vermeiden, verfehlen [...]. So wäre etwa jede ‚neue‘ Steuer, die an eine bestimmte betriebliche Tätigkeit anknüpft [...] grundsätzlich geeignet, das Aufkommen anderer in der Finanzverfassung ausdrücklich vorgesehener Steuern zu schmälern, indem sie etwa bei der Ermittlung des zu versteuernden Einkommens als Betriebsausgabe in Abzug gebracht werden kann. Insoweit bestünde die Gefahr einer Verschiebung des Steueraufkommens von den gemäß Art. 106 Abs. 3 in Verbindung mit Art. 107 Abs. 1 GG Bund und Ländern gemeinsam zustehenden Steuern (sog. Gemeinschaftsteuern) hin zu Bund oder Ländern ausschließlich zustehenden Steuern [...].“

In der Konsequenz darf der Bund folglich neue Steuern nur einführen bzw. „erfinden“, soweit sich diese den in den Artikeln 105 und (insb.) Art. 106 GG aufgeführten Steuertypen (Steuerarten) zuordnen lassen.

¹⁷ Eingehend zum Streitstand vor der Kernbrennstoffsteuer-Entscheidung: Seer, in: Tipke/Lang, Steuerrecht, § 2 Rn. 4 f. m.w.N.; Heintzen, in: v. Münch/Kunig, GG, Bd. 3 Art. 105 Rn. 46 f. m.w.N.; Pieroth, in: Jarass/Pieroth, GG, Art. 106 Rn. 2 m.w.N.; Maunz, in: Maunz/Dürig, GG, Art. 105 Rn. 46 f. sowie Art. 106 Rn. 20 m.w.N.; Kube, in: BeckOK GG, Art. 105 Rn. 42.

¹⁸ Dezidiert BVerfGE 145, 171 = NVwZ 2017, 1037 (Kernbrennstoffsteuer), Rn. 58 ff. sowie Ls.3.

¹⁹ Ausführlich BVerfGE 145, 171 = NVwZ 2017, 1037 (Kernbrennstoffsteuer), Rn. 80 ff.

²⁰ BVerfGE 145, 171 = NVwZ 2017, 1037 (Kernbrennstoffsteuer), Rn. 91.

2.3.3 Die zulässigen Steuertypen

Unter den im Grundgesetz ausdrücklich aufgeführten Steuertypen befinden sich einige, die Anknüpfungsmöglichkeiten für eine umweltpolitisch motivierte Ausgestaltung geben. Besonders geeignet dafür erscheinen die dem Bund zustehenden „Verbrauchsteuern“ (Art. 106 Abs. 1 Nr. 2 GG) und die ebenfalls dem Bund allein zustehenden Steuerarten „Kraftfahrzeugsteuer“ und „sonstige auf motorisierte Verkehrsmittel bezogene Verkehrsteuern“ (Art. 106 Abs. 1 Nr. 3 GG).

Auch andere, auf den ersten Blick insoweit eher neutral wirkende Steuerarten können unter Umständen Ansatzpunkte für klima- oder umweltpolitisch motivierte Komponenten bieten. Das kann etwa angenommen werden für anerkannte Steuerarten wie die teilweise den Ländern und/oder den Gemeinden zustehenden Steuerarten der „Einkommensteuer“ und der „Umsatzsteuer“ (siehe für beide Art. 106 Abs. 3 GG),²¹ die „Grundsteuer“ und die „Gewerbsteuer“ (die beide allein den Gemeinden zustehen, siehe Art. 106 Abs. 5 GG) sowie die „Grunderwerbsteuer“ (deren Erträge den Ländern zufließen, siehe Art. 106 Abs. 2 Nr. 3 GG) (vgl. Bürger et al. 2013). Auch auf Landesebene erscheint Einiges möglich, z.B. die Einführung einer Luxussteuer oder einer Luxuswohnraumsteuer, soweit diese nach Maßgabe von Art. 105 Abs. 2a GG als örtliche „Verbrauchsteuer“ oder „Aufwandsteuer“ angesehen werden kann (vgl. Ekardt et al. 2015).

Auffällig ist jedoch, dass das Grundgesetz offenkundig keine auf „Emissionen“ oder auf „Umweltbelastungen“ gerichteten Steuertypen kennt. Von daher sind dem Bund (und auch den Ländern) in dieser Hinsicht die Hände gebunden: Sie dürfen keine Steuern „auf Emissionen“ erheben. Die Emissionen gehören als solche nicht zu den nach den Artikeln 105 und 106 GG zulässigen Gegenständen einer Steuer. Die Emissionen sind, da der Staat keine neuen Steuertypen erfinden darf, kein zulässiger Besteuerungsgegenstand.²² Dennoch kommt in Betracht, dass Umweltbelastungen eine zentrale Rolle bei der Steuererhebung spielen: so können insbesondere Verbrauchsteuern so ausgestaltet werden, dass Umweltbelange zentral für die Bemessung der Steuerhöhe sind.

2.3.4 Verbrauchsteuern

Zu den zulässigen Steuertypen gehören demnach insbesondere die Verbrauchsteuern. Dieser Steuertypus ist im vorliegenden Kontext entscheidend, da viele der vorliegend betrachteten Steuern an den Konsum eines Gutes anknüpfen können.

Allerdings hat das BVerfG in seiner Entscheidung zur Kernbrennstoffsteuer die Kriterien für die Zuordnung zu den Verbrauchsteuern näher ausgeformt. Demnach ist der Begriff der Verbrauchsteuer als Typusbegriff weit zu verstehen, zeichnet sich jedoch durch bestimmte prägende Merkmale aus. Zusammenfassend führt das BVerfG dazu aus:²³

„Der Begriff der Verbrauchsteuer wird im Grundgesetz nicht definiert (a)). Er ist als Typusbegriff weit zu verstehen (b)). Die Verbrauchsteuern sind von den Unternehmensteuern abzugrenzen, die nicht die Einkommensverwendung, sondern die Einkommenserzielung zum Ausgangspunkt nehmen (c)). Bei der Verbrauchsteuer handelt es sich im Regelfall um eine indirekte Steuer, die beim Hersteller erhoben wird und auf eine Abwälzung auf den (End-)Verbraucher angelegt ist (d)). Der Typusbegriff der Verbrauchsteuer erfordert zudem den Verbrauch eines Gutes des ständigen Bedarfs (e)).

²¹ Ökologische Finanzreform: Produktbezogene Anreize als Treiber umweltfreundlicher Produktions- und Konsumweisen, Reformvorschläge für die Mehrwertsteuer.

²² So auch Leisner-Egensperger: CO₂-Steuer als Klimaschutzinstrument, NJW 2019, 2218, 2221.

²³ BVerfGE 145, 171 = NVwZ 2017, 1037 (Kernbrennstoffsteuer), Rn. 112.

Ferner knüpfen Verbrauchsteuern regelmäßig an den Übergang des Verbrauchsgutes aus einem steuerlichen Nexus in den steuerlich nicht gebundenen allgemeinen Wirtschaftsverkehr an (f)).“

In den nachfolgenden Absätzen erläutert das BVerfG die einzelnen Aspekte und kommt auf dieser Grundlage zu dem Ergebnis, dass die Kernbrennstoffsteuer keine Verbrauchsteuer sei. Hierzu führt die Entscheidung mehrere Gründe auf, die gegen die Einordnung als Verbrauchsteuer sprechen: Dagegen spreche schon, dass das besteuerte Gut (Kernbrennelemente) keiner privaten konsumtiven Nutzung zugänglich sei.²⁴ Die Steuer sei darüber hinaus mit dem Konzept der Verbrauchsteuer, auf die private Einkommensverwendung Zugriff zu nehmen, nicht zu vereinbaren, da sie auf eine Belastung des unternehmerischen Verbrauchs eines reinen Produktionsmittels ziele (wobei sich dies aus der Gesetzesbegründung ergebe).²⁵ Außerdem werde nicht an einen Akt „des Verbringens des Besteuerungsgutes aus einem steuerlichen Nexus in den allgemeinen wirtschaftlichen Verkehr“ angeknüpft (wie er typischerweise beim Verkauf bzw. Erwerb eines Gutes vorliegt), sondern an das Einsetzen der Brennstäbe in einen Kernreaktor.²⁶

Zu den ihrer Art nach zulässigen Verbrauchsteuern zählen daher grundsätzlich keine Steuern, mit denen ausschließlich Produktionsmittel belegt werden. Eine Besteuerung von Stoffen bzw. Produkten, die nicht nur für private Zwecke, sondern *auch* in Wirtschaftsunternehmen verwendet werden, schließt die Einordnung der erhobenen Steuer als Verbrauchsteuern jedoch nicht aus.²⁷ In diesem Zusammenhang verweist das BVerfG auch darauf, dass nahezu jedes besteuerte Gut zumindest „auch“ in einem Produktionsprozess nutzbar und eine konsequente Trennung von Produktiv- und Konsumtionsverbrauch durch den Steuergesetzgeber daher kaum möglich sei.²⁸ Bei der Kernbrennstoffsteuer handele es sich jedoch um eine Belastung eines „reinen Produktionsmittels“. ²⁹ Anders sei hingegen die Besteuerung von „auch konsumtiv nutzbarer Güter“ zu beurteilen, wie beispielsweise elektrischer Strom oder Steuergegenstände des heutigen Energiesteuergesetzes.³⁰

Voraussetzung ist dabei, dass „regelmäßig (auch) das Ziel bleibt, primär – und nicht nur ‚irgendwie‘ am Ende einer Handelskette – den privaten Verbrauch zu besteuern“. ³¹ Dies kann dann bejaht werden, wenn die Steuer darauf ausgerichtet ist, dass die direkt adressierten Steuerschuldner die Mehrbelastung auf die Endkonsumenten (Steuerträger) abwälzen.

2.3.5 Die Verfolgung von Lenkungszwecken in Steuern

Der relativ strengen Linie des BVerfG bei der Zuordnung zu den Steuertypen steht eine relativ große Offenheit des Gerichts im Hinblick auf die Verfolgung von (umwelt-)politischen Lenkungszwecken innerhalb des Steuerrechts gegenüber.

Steuern dienen grundsätzlich der Erzielung von Einnahmen für den staatlichen Haushalt. Einer darüber hinausgehenden Rechtfertigung bedürfen sie nicht. Das steht aber der Verfolgung von (auch) anderen politischen Zielen mit der Besteuerung nicht entgegen. Es ist seit langem positiv

²⁴ BVerfGE 145, 171 = NVwZ 2017, 1037 (Kernbrennstoffsteuer), Rn. 139 ff.

²⁵ BVerfGE 145, 171 = NVwZ 2017, 1037 (Kernbrennstoffsteuer), Rn. 149 ff., insb. 151.

²⁶ BVerfGE 145, 171 = NVwZ 2017, 1037 (Kernbrennstoffsteuer), Rn. 160.

²⁷ BVerfGE 145, 171 = NVwZ 2017, 1037 (Kernbrennstoffsteuer), Rn. 139ff.

²⁸ BVerfGE 145, 171 = NVwZ 2017, 1037 (Kernbrennstoffsteuer), Rn. 140.

²⁹ BVerfGE 145, 171 = NVwZ 2017, 1037 (Kernbrennstoffsteuer), Rn. 150.

³⁰ BVerfGE 145, 171 = NVwZ 2017, 1037 (Kernbrennstoffsteuer), Rn. 148.

³¹ BVerfGE 145, 171 = NVwZ 2017, 1037 (Kernbrennstoffsteuer), Rn. 150.

geklärt, dass der Staat eine Steuer so anlegen darf, dass sie einen Anreiz zur Verhaltensänderung bildet („Lenkungssteuern“).³² Der Lenkungszweck darf gegenüber der Einnahmeerzielung sogar im Vordergrund stehen.³³ Praktisch ist es insbesondere möglich, die Tarife so auszurichten, dass aus bestimmten politischen Gründen erwünschtes Verhalten begünstigt und unerwünschtes belastet wird. Dabei ist allerdings darauf zu achten, dass die betreffenden Regelungen im Interesse der jeweiligen Lenkungszwecke *folgerichtig* ausgestaltet werden.³⁴

Ein besonders gut geeignetes Mittel für die Verfolgung von umweltpolitischen Lenkungszwecken innerhalb von Steuern ist die Verwendung von Umweltschutzkriterien bei der jeweiligen *Bemessungsgrundlage*. So verfährt das Steuerrecht beispielgebend bei der Kraftfahrzeugsteuer. Das Kraftfahrzeugsteuergesetz (KraftStG)³⁵ sieht aus Umweltschutzgründen nicht nur vor, dass bestimmte Fahrzeuge von der Steuer befreit werden (siehe § 3b für besonders schadstoffarme Diesel-Pkw, § 3d für Elektrofahrzeuge), sondern auch und insbesondere, dass sich die Steuer für Personenkraftwagen grundsätzlich „nach den Kohlendioxidemissionen und dem Hubraum“ bemisst (siehe § 8 Nr. 1 b) KraftStG sowie hinsichtlich der Einzelheiten § 9 Abs. 1 Nr. 2 b) KraftStG). Steuergegenstand ist gemäß § 1 Abs. 1 Nr. 1 KraftStG „das Halten von inländischen Fahrzeugen zum Verkehr auf öffentlichen Straßen“. Das Gesetz unterscheidet also systematisch zwischen dem Gegenstand der Steuer und ihrer Bemessung (unter anderem) anhand der jeweiligen CO₂-Emissionen. Durch die Verwendung von CO₂ als Bemessungsgrundlage schlägt die Steuer (selbstverständlich) nicht in eine Emissionssteuer um. Besteuert wird vielmehr das Halten des Fahrzeugs, nicht dessen Emission. Umweltpolitisch gelenkt wird durch die Berücksichtigung von CO₂ innerhalb der Bemessungsgrundlage.

Möglich ist grundsätzlich auch eine Zweckbindung für die Verwendung der Einnahmen. Der Umstand allein, dass die Verwendung der Einnahmen einer Steuer auf bestimmte Zwecke festgelegt wird, führt nicht dazu, dass die Steuereigenschaft verneint werden und etwa ein Umschlag in die Kategorie der Sonderabgaben angenommen werden müsste.³⁶ Etwas anderes kann nach der Rechtsprechung des BVerfG „allenfalls dann angenommen werden, wenn Zweckbindungen in unvertretbarem Ausmaß stattfänden“.³⁷

Als finanzverfassungsrechtlich problematisch gelten Steuern mit Lenkungszwecken erst dann, wenn sie eine „erdrosselnde Wirkung“ haben. Von der Steuergesetzgebungskompetenz sind die Belastungen nach der Rechtsprechung des BVerfG nicht mehr gedeckt, wenn das Steuergesetz dem Zweck der Einnahmeerzielung, zuwiderliefe, indem es „ersichtlich darauf ausginge, die Erfüllung des Steuertatbestands praktisch unmöglich zu machen, also in diesem Sinne eine ‚erdrosselnde‘ Wirkung auszuüben“.³⁸ Erst dadurch würde die Grenze überschritten, jenseits derer „die Finanzfunktion der Abgabenerhebung in eine reine Verwaltungsfunktion mit Verbotscharakter umschlägt“³⁹, wofür die Besteuerungskompetenz keine ausreichende

³² Eingehend BVerfGE 93, 121, 147; (Vermögensteuer) BVerfGE 99, 280, 296 (Stellenzulage); BVerfGE 105, 73, 112 (Beamtenversorgung und Rente); BVerfGE 116, 164, 182 (Tarifbegrenzung gewerbliche Einkünfte).

³³ Vgl. BVerfGE 16, 147/161 (Besteuerung Werkfernverkehr); BVerfGE 38, 61, 80 (Leberpfennig); BVerfGE 98, 106, 118 (Kommunale Verpackungsteuer).

³⁴ Eingehend BVerfGE, 122, 210 = NJW 2009, 48 (Pendlerpauschale), Rn. 59.

³⁵ Kraftfahrzeugsteuergesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 26. September 2002 (BGBl. I S. 3818), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 6. Juni 2017 (BGBl. I S. 1491) geändert worden ist.

³⁶ BVerfGE 110, 274, 292 ff. (Ökosteuer), Rn. 65 ff.

³⁷ Näher quantifiziert wird die Formel nicht. BVerfG, Urt. V. 07.11.1995, 2 BvR 413/88 u.a. = BVerfGE 93, 319, 348 (Wasserpennig).

³⁸ BVerfGE 16, 147, 161; BVerfGE 38, 61, 80; BVerfGE 98, 106, 118.

³⁹ BVerfGE 38, 61, 81; BVerfGE 98, 106, 118.

Grundlage bietet.⁴⁰ Dabei kommt es nicht darauf an, ob es einzelne Fälle gibt, in denen sich Verpflichtete wegen der Besteuerung tatsächlich zur Aufgabe der mit der Steuer belegten Tätigkeit entscheiden.⁴¹

⁴⁰ BVerfGE 98, 106, 118.

⁴¹ BVerfGE 38, 61, 81.

3 Zementsteuer und Klimaschutzverträge für weitgehend klimaneutralen Zement

Die Herstellung von Zement ist mit erheblichen CO₂ Emissionen verbunden. Zwar kann und sollte der Verbrauch durch materialeffizienteres Bauen oder andere Baustoffe reduziert werden. Für die Herstellung des verbleibenden Zements scheint die Einführung von Carbon Contracts for Difference (CCfDs, auch Klimaschutzverträge genannt, vgl. 3.5.2) zur Förderung emissionsärmerer Herstellungsverfahren in Deutschland oder ggf. auch EU-weit wahrscheinlich (BMWi 2020a; BMWi 2020b; Cembureau 2021). Dies wird auch von maßgeblichen politischen Parteien unterstützt. Solche Subventionen sollen die Kosten für die Vermeidung von Emissionen in die Atmosphäre kompensieren. Im Fall von Zementherstellung sind – zumindest bisher – die aussichtsreichen Technologien das nachgeschaltete Abscheiden und Speichern des CO₂ (Carbon Capture and Storage, CCS) oder dessen Nutzung (Carbon Capture and Usage, CCU).

Von einer Subvention einer emissionsärmeren Zementproduktion gehen jedoch keine Anreize für eine effizientere Verwendung aus. Die Kosten der Umstellung werden vergemeinschaftet. Anreize auf der Verwendungsseite und eine angemessenere Finanzierung der Umstellung könnten durch belastende ökonomische Instrumente gegeben werden, die am Verbrauch von Zement ansetzen.

Das Ziel des folgenden Abschnitts ist es zu untersuchen⁴², ob die derzeit im politischen Raum geforderten CCfDs durch eine nationale Verbrauchsteuer ergänzt werden könnten, um die Nachteile der Vergemeinschaftung der Kosten der Umstellung zu vermeiden und darüber hinaus ggf. auch Anreize für eine effizientere Nutzung oder Substitution von Zement zu geben.

Zement scheint für eine nationale Verbrauchsteuer besonders gut geeignet, weil es ein Endprodukt ist und weil der grenzüberschreitende Handel gut besteuert werden kann. Das wäre bei anderen emissionsintensiven Grundstoffen schwieriger, weil diese zumeist weiterverarbeitet werden und dann Teil von Fertigprodukten sind. Hier empfiehlt es sich, auf EU-weite Lösungen zu setzen. Als Gedankenexperiment und ggf. auch für eine Vorreiterrolle soll im Folgenden für Zement durchdacht werden, wie sich eine solche Verbrauchsteuer in Kombination mit CCfDs auswirken könnte.

Es wird eine erste Wirkungsabschätzung der Kombination einer Verbrauchsteuer auf Zement und CCfDs beispielhaft für CCS-Technologien in der Zementindustrie vorgenommen. Dabei wird im Rahmen des vorliegenden Abschnitts auf grobe Schätz- und Vergleichswerte in der Literatur aufgebaut. Zusätzlich werden Annahmen aus der Literatur übernommen oder nach Plausibilitätsüberlegungen getroffen, um eine grobe Abschätzung der Größenordnungen von Wirkungen beispielhaft zu ermöglichen. Grundsätzlich sind auch andere klimaschonendere Technologien als Gegenstand der CCfD-Förderung denkbar, etwa CCU oder natürliche Senken. Wie diese weiteren Technologien aus Umweltsicht zu bewerten wären, ist nicht Thema dieser Studie. Zudem könnten die Einnahmen aus der Zementsteuer auch für andere Maßnahmen als CCfDs genutzt werden.

Das Gedankenspiel einer Verbrauchsteuer auf Zement und der Mittelverwendung zur Förderung von CCS-Technologien der Zementproduktion wirft weitere Fragen auf, die über das hier durchgeführte Projekt hinausgehen, namentlich durch welche Materialien Zement substituiert würde, wenn dessen Preis durch eine Steuer steigen würde und wie diese Substitute technisch

⁴² Das Ende des maßgeblichen Bearbeitungszeitraum dieses Kapitels und der dahinterliegenden Modellierungen belief sich auf Sommer 2020. Vereinzelt wurden kleinere Änderungen noch anschließend ergänzt.

und ökologisch zu bewerten wären. Weiterhin muss offenbleiben, ob jenseits der Abscheidung und Lagerung von CO₂ andere Technologien zur Dekarbonisierung der Zementherstellung bereitstehen und welche Voraussetzungen und indirekten Folgewirkungen mit einer großflächigen CCS-Anwendung verbunden wären. Des Weiteren wäre in anderen Studien vertiefend zu untersuchen, inwiefern systemübergreifende Ansätze (bspw. Senken) aussichtsreich sein können sowie welche Kosten und ökologischen Wirkungen damit jeweils wiederum verbunden wären. Hierfür ist Forschung in weitaus größerem Maßstab nötig als das vorliegende Kapitel dieses Projektes.

Es wird außerdem deutlich, dass die Kombination aus Verbrauchsteuer auf Zement und CCfDs bei weitem nicht alle ökologischen Herausforderungen des Bausektors adressiert. Diese Instrumentenkombination kann lediglich ein Teil eines umfassenden Policy-Mixes zur Ökologisierung des Baubereichs sein (welcher über den Fokus des vorliegenden Projekts zu Verbrauchsteuern hinausreicht).

Allerdings kann mit den Überlegungen gezeigt werden, dass mit der im Folgenden untersuchten Kombination von Verbrauchsteuer und CCfD ein Politikmix vorstellbar ist, der ökonomisch, fiskalisch und ökologisch Vorteile gegenüber einer ausschließlichen Subventionierung durch CCfDs bieten könnte und zugleich in die Systematik von Verbrauchsteuern passen dürfte. Wir sehen die folgenden Ausführungen daher als ein Anstoß dafür in diese Richtung weiter zu denken.

3.1 Gegenwärtige Regelung

Zement wird überwiegend als Bindemittel für die Betonherstellung verwendet. Er wird in erster Linie aus Kalkstein hergestellt unter Zugabe von Ton, Sand und weiteren Materialien je nach Verwendungsziel. 8 % der weltweiten CO₂-Emissionen entstehen bei der Zementherstellung (The Royal Institute of International Affairs 2018, S. 5). In Deutschland waren 2017 2 % der gesamten Treibhausgasemissionen allein auf die Zementproduktion zurückzuführen (WWF 2019). Obwohl Zement hinsichtlich des Gewichts lediglich 7 bis 20 % von Beton ausmacht, werden davon 95 % der CO₂-Emissionen verursacht, die auf die Verwendung von Beton zurückgehen (Material Economics 2019, S. 158). Gegenwärtig verursacht die Herstellung einer Tonne Primärzement in Deutschland im Durchschnitt 0,61 t direkte CO₂-Emissionen (ohne den Anteil aus Strombezug, welcher im Sektor Energie bilanziert wird). Aufgrund hoher Transportkosten werden Zementwerke in unmittelbarer Nähe von Kalkabbaustätten betrieben und auch der Handel mit Zement beschränkt sich auf lokale Einzugsgebiete (max. 250 km) (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020, S. 201). Die Transportkosten betragen ca. 10 bis 15 €/t/100 km, was rund 25 % des Verkaufserlöses (ca. 60–80 €/t) ausmacht (Material Economics 2019, S. 158).

Die CO₂-Emissionen der Zementindustrie entstehen im Rahmen der Herstellung des Hauptbestandteils Klinker einerseits durch die Verwendung fossiler Energieträger in der Herstellung (grob 1/3) und andererseits durch Prozessemissionen bei der Entsäuerung des Kalksteins (grob 2/3) (UBA 2020c, S. 101). Neben CO₂ entstehen vielfältige weitere Emissionen wie Stickoxide, Schwefeloxide und Feinstaub. Diese konnten in der deutschen Zementproduktion in den letzten Jahrzehnten deutlich gesenkt werden (VDZ 2019). Eine weitergehende Minderung der CO₂-Emissionen durch Abscheidung und Speicherung/Wiedernutzung von CO₂ (CCS/CCU) könnte zu einem Anstieg von Schadstoffemissionen beitragen. Es gibt Indizien, dass besonders die CCS-bezogenen CO₂-Minderungsmaßnahmen im globalen Maßstab Zielkonflikte mit dem Schutz der menschlichen Gesundheit haben könnten (Miller und Moore 2020). Der Anstieg an gesundheitlicher Belastung

entsteht durch den zusätzlichen Energiebedarf (quantifiziert durch Miller und Moore (2020) als rund 7 %). Dabei wurde jedoch nicht nach unterschiedlichen möglichen Energiequellen differenziert, wie zukünftig große Anteile von erneuerbarer Elektrizität und Brennstoffen. Aus ökologischer Sicht lässt sich schließen, dass die Reduktion von CO₂ in der Zementindustrie, gerade in Industrieländern wie Deutschland, das maßgebliche Ziel sein muss. Aus diesem Grund wird im Folgenden vor allem auf die CO₂-Minderung abgestellt.

Die deutsche Zementindustrie steht mit Blick auf die Dekarbonisierungsziele bis 2050 vor einem großen Investitionszyklus: Bis 2030 müssen 30 % der Zementöfen in Deutschland erneuert werden (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020). Ein Zementofen wird im Mittel rund 60 Jahre betrieben. Es ist daher ausschlaggebend, dass heute im Fall einer Re-Investition weitgehend klimaneutrale Anlagen gebaut oder umgerüstet werden (inkl. ggf. CCS-Option), um die deutschen und europäischen Klimaziele langfristig zu erreichen. Als zentrales Klimapolitikinstrument ist Zement im europäischen Emissionshandel abgedeckt. Es bestehen außerdem Förderprogramme wie bspw. der EU-Innovationsfond. Im vorliegenden Projekt liegt der Fokus aber auf nationalen ökonomischen Politikinstrumenten, weshalb in diesem Rahmen Vorschläge geprüft werden.

Vor diesem Hintergrund wird geprüft, ob die Hemmnisse für eine Vermeidung von CO₂-Emissionen, eine effizientere Produktion, Nutzung oder Substitution von Zement durch weitere ökonomische Instrumente als den Emissionshandel der EU überwunden werden können. Die Nutzung eines Politikbündels, das unterschiedliche Hemmnisse adressiert, ist in anderen Sektoren wie z. B. Elektrizität Praxis; für die Zementindustrie (und auch andere Grundstoffindustrien) ist dies bislang nicht in gleichem Maße der Fall.

3.2 Fehlanreize

Die Zementherstellung unterliegt dem europäischen Emissionshandel (EU ETS). Das im EU ETS entstehende Preissignal ist allerdings zu niedrig und gibt zu wenig Planungssicherheit, als dass allein über den ETS viele der langfristigen emissionsarmen technologischen Innovationen in der Zementindustrie angereizt würden (Material Economics 2019, S. 58; Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020). Außerdem erhalten die Zementunternehmen zum Schutz vor Carbon Leakage kostenlose Zuteilungen von rund 85 % der Zertifikate (Delegierter Beschluss (EU) 2019/708⁴³; DEHSt 2020), was die ökologische Anreizwirkung weiter schmälert. Die kostenlos erhaltenen Zertifikate können theoretisch bei Nichtverwendung verkauft werden, um darüber Erlöse zu erzielen. Jedoch liegen die Vermeidungskosten für Investitionen in Schlüsseltechnologien mit hoher Bedeutung für die Dekarbonisierung aktuell (Stand Juni 2020) deutlich über den aktuellen Preisen für Zertifikate im EU ETS, sodass diese Möglichkeit kaum realisiert wird (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020).

Im Rahmen des deutschen Klimaschutzgesetzes ist für den Industriesektor bis 2030 insgesamt eine CO₂-Emissionsreduktion von knapp 30 % gegenüber 2018 festgeschrieben (-51 % ggü. 1990) (siehe zulässige Jahresemissionsmengen für die Jahre 2020 bis 2030, Anlage 2 des Bundes-Klimaschutzgesetzes). Bis 2050 muss Deutschland nach dem Klimaschutzgesetz Treibhausgasneutralität erreichen.⁴⁴ Agora Energiewende und das Wuppertal Institut (2020) haben in Zusammenarbeit mit Verbänden und Unternehmen untersucht, wie diese

⁴³ Beschluss (EU) 2019/708 der Kommission vom 15. Februar 2019 zur Ergänzung der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der Festlegung der Sektoren und Teilsektoren, bei denen davon ausgegangen wird, dass für sie im Zeitraum 2021-2030 ein Risiko der Verlagerung von CO₂-Emissionen besteht (ABl. L 120 vom 8.5.2019, S. 20).

⁴⁴ Aufgrund der Entscheidung des Bundesverfassungsgerichts vom 24. März 2021 wurden die Ziele sowohl für Deutschland als auch den Industriesektor im Sommer 2021 nochmals verschärft.

Minderungsziele in der Grundstoffindustrie erreicht werden können. Sie betrachten dabei fokussiert die Herstellung von Zement. Die Studie kommt zu dem Ergebnis, dass graduelle Effizienzverbesserungen wie bisher nicht ausreichen, um die Zementherstellung im Rahmen der Klimaziele zu dekarbonisieren. Seit 2000 ist das absolute Emissionsniveau des deutschen Industriesektors insgesamt lediglich ungefähr konstant geblieben, gleiches gilt für die Zementindustrie (VDZ 2019). Vielmehr müssen von nun an getätigte Investitionen entweder bereits klimaneutral sein oder zumindest auf CO₂-freie Produktion nachgerüstet werden können.

Erste Ansätze für eine weitreichende Dekarbonisierung der Zementproduktion zeichnen sich bereits ab. Für die inkrementelle Reduktionen des CO₂-Ausstoßes bestehen eine Vielzahl an Minderungstechnologien entlang der Wertschöpfungskette von Zement und Beton (UBA 2020c; UBA 2019e), welche für das Ziel Treibhausgasneutralität berücksichtigt werden sollten. Im Folgenden werden aufbauend auf Agora Energiewende und Wuppertal Institut (2020) jedoch drei Technologien beispielhaft herausgestellt, welche die weitgehende Dekarbonisierung der Zementindustrie (insbesondere der Prozessemissionen) ermöglichen könnten. Gerade die CCS-Verfahren müssen allerdings auch kritisch betrachtet werden, weil von der Speicherung von CO₂ unerwünschte Umweltwirkungen ausgehen können und die langfristige Verlässlichkeit der Speicher nicht zweifelsfrei gesichert ist.

Tabelle 3-1: Technologieansätze zur weitgehenden Dekarbonisierung der Zementproduktion

Schlüssel-technologie	CO ₂ - Minderungspotential	Verfügbarkeit	Vermeidungskosten in D (€/t CO ₂) ggf. inkl. CO ₂ Transport & Speicherung	Mehrkosten ggü. konventioneller Zementherstellung
CO ₂ -Abscheidung mit Oxyfuel-Verfahren (CCS) und nachfolgende Speicherung	90 bis 99 % der gesamten Prozess- und brennstoffbedingten Emissionen	voraussichtlich 2025–2030	2030: 70–131 € 2050: 65–87 €	78–104 %
CO ₂ -Abscheidung und Elektrifizierung der Hochtemperaturwärme am Kalzinator (CCS) und nachfolgende Speicherung	ca. 77 bis 93 % der Gesamtemissionen am Zementofen	voraussichtlich 2030–2035	2030: nicht bezifferbar 2050: 73–112 €	74–119 %
Alternative Bindemittel	bis zu 53 % der Gesamtemissionen ohne CCS Kombination	voraussichtlich 2020–2030, je nach Produkt, einzelne bereits auf dem Markt	Nicht bezifferbar	Nicht bezifferbar

Quelle: Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020.

Diese befinden sich teils kurz vor der Marktreife (bspw. alternative Bindemittel) oder könnten in einigen Jahren zur Marktreife gebracht werden (CO₂-Abscheidung mit Oxyfuel-Verfahren) (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020). Für letzteres gibt es bereits eine funktionsfähige Pilotanlage und für den Bau einer Anlage auf industriellem Maßstab wurde

2019 EU-Förderung beantragt (TRL 6) (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020, S. 204). Die Markteinführung ist jedoch maßgeblich abhängig von der benötigten CO₂-Speicher- und -Transportinfrastruktur: Pipelines und/oder Häfen sind von Nöten sowie sichere CO₂-Lagerstätten, bspw. in leeren Gasfeldern oder porösen Gesteinsschichten (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020, 38f; WWF 2019, 17f.). Gegebenenfalls könnte das abgeschiedene CO₂ auch industriell genutzt werden (CCU). Dabei kommen beispielsweise die Erzeugung von synthetischem Kohlenwasserstoff als Brennstoff sowie die stoffliche Nutzung in der chemischen Industrie, als Baumaterialien oder zur Plastikherstellung in Betracht (ebd.). Allerdings müssen diese Verfahren auch kritisch beurteilt werden, weil damit ein erheblicher Energieeinsatz verbunden ist (Neuhoff et al. 2020, S. 3; Jakob und Schulze 2015, m.w.N.). Die aus ökologischer Sicht sinnvollen Anwendungsfelder für CCS oder CCU müssen also weiter ökobilanziell untersucht werden (vgl. bspw. Zimmermann et al. 2020). Wenn diese Technologien zur Anwendung kommen sollen, dann müssten zudem die für CCS nötigen politischen und gesellschaftlichen Diskussionen zügig vertieft werden, was über den Fokus dieser Studie hinausreicht.

Unter der Annahme, dass die nötige CCS-Infrastruktur sukzessive geschaffen werden kann, haben Agora Energiewende und das Wuppertal Institut (2020) in einem moderaten Wirtschaftswachstumsszenario die CO₂-Minderungsbeiträge verschiedener Minderungsoptionen bereits verfügbarer und voraussichtlich in den kommenden Jahren verfügbarer Ansätze quantifiziert, mit welchen das deutsche 2030 Klimaziel in der Industrie erreicht werden könne (vgl. Abbildung 3-1).

Abbildung 3-1: Beiträge der Strategien zur Minderung der direkten Emissionen der Zementindustrie bis 2030 in moderatem Wachstumsszenario



Quelle: Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020, S. 85.

Anmerkungen: Hüttensand = Rückgang des Hüttensandaufkommens durch teilweise Ablösung der Hochofenroute aus der Stahlindustrie, die durch zusätzliche Klinkerproduktion substituiert werden muss. Andere alternative Bestandteile = Anteil weniger CO₂-intensiver alternativer Zementbestandteile (v.a. Kalksteinmehl) gesteigert. Alternative Bindemittel = bspw. Celitement für Spezialanwendungen. CCS = Einstieg in Carbon Capture and Storage-Technologie bei Zementwerken mit Schiffanschluss zum Abtransport. Bei langfristig flächendeckenderer Anwendung müsste Pipelineinfrastruktur aufgebaut werden.

Viele dieser Möglichkeiten zur CO₂-Minderung in der Zementindustrie haben gemeinsam, dass sie unter aktuellen Marktbedingungen kaum wirtschaftlich sind, sich dies aber langfristig ändern dürfte (Material Economics 2019; Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020). So beläuft sich der aktuelle Preis für Verschmutzungszertifikate im EU ETS auf rund 25 €/t CO₂ (Stand Juni 2020) im Vergleich mit Vermeidungskosten von grob im Durchschnitt rund 90 €/t CO₂ für die Schlüsseltechnologien klimafreundlicher Zementherstellung (eigene Berechnung FU Berlin, Durchschnitt der Vermeidungskosten vgl. Tabelle 3-1 Tabelle). Entsprechend sind ein aktuelles Haupthemmnis für die Marktdurchdringung klimafreundlicher Zementtechnologien die zusätzlichen Kosten. Diese betragen gegenwärtig rund 75–120 %, je nach Minderungsansatz, gegenüber den konventionellen Herstellungsverfahren (vgl. Tabelle 3-1 sowie Material Economics 2019, S. 156). Würden beispielsweise die Schadenskosten von Treibhausgasemissionen von 180 €/t (UBA 2019b) berücksichtigt, dann wären diese Alternativen angesichts von 0,61 t CO₂/t Zement und einem gegenwärtigen Verkaufserlös von rund 50 €/t Zement wettbewerbsfähig. Damit Investitionsentscheidungen in der Zementindustrie klimafreundlich getroffen werden, müssen die Mehrkosten für die Hersteller sich langfristig amortisieren.

Obwohl in anderen Studien die Einschätzung geteilt wird, dass eine vollständige Dekarbonisierung des Zementsektors nur mit CCS erreichbar ist (bspw. UBA 2020c; Material Economics 2019; Bataille 2020; Bruyn et al. 2020; VDZ 2019), finden sich in der Literatur auch substantielle ungenutzte Potentiale im Bereich der effizienteren Verwendung von Zement bzw. Beton (ebd.). Alle haben gemeinsam, dass sich dazu die Normungs-, Herstellungs-, Bau- und Abrissgewohnheiten ändern müssen, sprich eine systemische Veränderung über den reinen Herstellungsprozess hinaus von Nöten ist. Dabei dürfte auch der Digitalisierung von Bauprozessen (bspw. Digitales Building Information Modeling) eine wichtige Rolle zugesprochen werden (Material Economics 2019).

Die Potentiale zur effizienteren und ggf. suffizienteren Verwendung von Zement und Beton lassen sich einteilen in:

- ▶ Weniger Beton,
- ▶ weniger Zement in Beton (Zement-Substitution durch andere Bindemittel⁴⁵ oder ersatzlose Reduktion von Zement),
- ▶ weniger Klinker im Zement,
- ▶ Zement- und Betonrecycling und
- ▶ Substitution durch umweltfreundlichere Baumaterialien.

Der erste wesentliche Ansatzpunkt betrifft die Verwendung von **weniger Beton**, worüber laut Material Economics (2019, S. 166) europaweit knapp 30 % Zement eingespart werden könnten. Dieses Materialeffizienzpotential setzt sich zusammen aus einer Optimierung der Bauelemente, reduzierter Überspezifizierung, Renovierung des Gebäudes (statt Abriss) oder modulare Wiederverwendung einzelner Bauteile, Mehrzwecknutzung von Räumen sowie reduziertes Abfallaufkommen im Bau (in der Reihenfolge des Einsparpotentials).

Ein weiterer wesentlicher Ansatzpunkt für Materialeffizienz betrifft den **geringeren Anteil von Zement in Beton**, worüber laut Material Economics (2019, S. 166) weitere gut 35 % des

⁴⁵ Bspw. Celitement, Ternocem oder Solidia Technologies (vgl. Agora Energiewende/Wuppertal Institut 2019b, 208).

europaweiten Zementverbrauchs reduziert werden könnten: Dafür kann die Intensität des Bindemittels reduziert sowie die Überspezifizierung des Betons vermieden werden (Material Economics 2019, S. 166). Dieser wird gegenwärtig in einigen Fällen mit unnötig hohen Zementanteilen versehen, um Fehlanwendungen auf der Baustelle zu antizipieren. Oder es wird der gleiche sehr strapazierfähige Beton auf der gesamten Baustelle verwendet, weil es logistisch einfacher ist (ebd.). Ruppert et al. (2020c) vom Verein Deutscher Zementwerke (VDZ) sowie der VDZ selbst (2020) sehen im effizienteren Einsatz von Zement für Deutschland auch einen wichtigen Ansatzpunkt, jedoch nur mit Reduktionspotential der CO₂-Emissionen im einstelligen Prozentbereich. Dunant et al. (2019) sehen am Beispiel UK 10 % CO₂-Einsparungspotential durch die ersatzlose Reduktion von Zement in Beton (-10 % CO₂).

Insgesamt beziffern Dunant et al. (2019) das Einsparpotential von Zement am Beispiel des Vereinigten Königreichs sogar mit gut 50 %. Das größte Potential böte dabei die **Substitution von Zementklinker in Zement** mit kalziniertem Ton und Kalkstein (-27 % CO₂), was den Klinkeranteil reduziert (ebd.). Außerdem finden sich Minderungspotentiale in geringeren Klinkeranteilen in Zement, beispielsweise durch die Verwendung von CEM II/C- und CEM VI-Zementen (VDZ 2020, S. 27).

Des Weiteren bestehen **Recyclingpotentiale für Zement und Beton**, auch wenn im Vergleich mit beispielsweise Kunststoffen und Metallen Zement nicht leicht recycelt werden kann (Material Economics 2019, S. 171). Jedoch können auf Grundlage von Altbetonen feine Körnungen gewonnen und als Kalziumquelle für neuen Zement genutzt werden, worüber der Bedarf an Primärmaterial reduziert werden kann (ebd.). Hierzu ist jedoch noch weitere Forschung nötig, der Recycling-Prozess ist noch nicht in breiter Anwendung verfügbar. Auch das Betonrecycling bietet ökologische Potentiale, vor allem die abrissnahe Verwendung in Ballungsräumen (WWF 2019, S. 14). Die abrissnahe Verwendung kann Transportemissionen vermieden werden, welche auf längeren Strecken die Ökobilanz von Recyclingbeton hinsichtlich CO₂ gegenüber Primärbeton negativ ausfallen lassen können (ebd.).

Neben der effizienteren Verwendung von Zement bzw. Beton bestehen ökologische Potentiale durch die **Substitution mit umweltfreundlicheren Baumaterialien**. Im Folgenden werden einzelne Studien exemplarisch zusammengefasst. Eine erschöpfende Literaturstudie übersteigt den Rahmen des vorliegenden Projektes. Die gängigsten Materialien des aktuellen Bauwesens umfassen (Schneider et al. 2015):

- ▶ Beton,
- ▶ Mauersteine (aus Ziegel, Porenbeton, Kalksandstein),
- ▶ Holzbaustoffe,
- ▶ Lehm,
- ▶ Glas,
- ▶ Metalle und
- ▶ Dämmstoffe.

Da die Menge und Zusammensetzung der verwendeten Baustoffe für ein Bauwerk mit der Materialauswahl und Bauweise erheblich variiert (analog die Umweltwirkungen), ist es u. a. wichtig, beim Vergleich der Baustoffe eine gleichwertige funktionelle Einheit zu definieren. Dies

ist für Lebenszyklusanalysen nach DIN EN ISO 14040 und DIN EN ISO 14044 geregelt. Entsprechend vergleichen Schneider et al. (2015) am Beispiel Außenwandaufbauten für Wohngebäude über einen Betrachtungszeitraum von 50 Jahren (inkl. Erneuerungen) die Umweltwirkungen der gängigsten Bauweisen mit Hauptbestandteil Beton, Ziegel oder Holzrahmen. Entsprechend der DIN-Lebenszyklusanalysen-Vorgaben betrachten sie folgende Umweltwirkungen: Treibhauspotential, Ozonabbaupotential, Sommersmogpotential, Versauerungspotential, Überdüngungspotential und den abiotischen Ressourcenverbrauch. Mit Blick auf das Treibhausgaspotential zeigen sie, dass die Betonbauweise über den Lebenszyklus deutlich schlechter abschneidet als alternative Bauweisen mit Ziegeln oder Holz (Schneider et al. 2015, 27).⁴⁶ Während die verschiedenen Ziegelbauweisen gegenüber der Betonbauweise grob die Hälfte der CO₂-Emissionen einsparen, ermöglicht die Holzbauweise Einsparungen von grob 75 %. Auch für alle anderen Umweltwirkungen bieten sowohl die Ziegel- als auch insbesondere die Holzbauweise deutliches ökologisches Entlastungspotential (Schneider et al. 2015, S. 28f.; siehe auch Umweltbundesamt 2020).

Für den ökologischen Vergleich von Holzgebäuden und mineralischen Gebäuden im Wohnungsneubau erstellen auch Hafner et al. (2017) genormte Gebäudeökobilanzen (DIN EN ISO 14044:2006 und DIN EN 15978:2012) mit der funktionellen Einheit ein m² Wohnfläche im (1) Ein- und Zweifamilienhäuser (EZFH) sowie (2) im Mehrfamilienhaus (MFH). Als Umweltwirkung betrachten sie lediglich das Treibhausgaspotential. Für funktionell äquivalente Gebäude zeigen sie, dass sich Substitutionspotentiale zum einen aus der Konstruktion und zum anderen durch den Innenausbau ergeben. Für die mineralischen Gebäudekonstruktionen wurde zwischen den gängigsten Bauweisen aus vornehmlich Stahlbeton, Ziegel, Porenbeton und Kalksandstein unterschieden. Die Holzbaukonstruktionen wurden in Massivholzbauweise, Holztafelbau und Fertigbau unterschieden.

Mit Blick auf die Konstruktion ermitteln die Autor:innen ein Einsparungspotential zwischen 35 und 56 % der THG-Emissionen beim Bau eines EZFH aus Holz anstelle eines mineralischen Gebäudes. Für ein MFH lassen sich bei einem Gebäude vorwiegend aus Holzkonstruktion zwischen 9 und 48 % THG-Emissionen einsparen. Neben der Konstruktion bietet der Ausbau des Gebäudes (Fenster, Türen, Böden, Fassadendämmung etc.) weiteres Potential zur Klimaschonung: Ein Ausbau mit Holz kann 10 bis 25 % THG-Emissionen einsparen gegenüber einem Ausbau aus überwiegend mineralischen Bauteilen. Dies ist in der Mengenwirkung über den Lebenszyklus durchaus relevant, da der Ausbau im Lebenszyklus eines Gebäudes mehrfach anfällt. Die Studienlage dazu ist allerdings nicht sehr fortgeschritten (siehe auch Umweltbundesamt 2020).

Bei den ermittelten Einsparpotentialen ist zu beachten, dass neben der Betonsubstitution auch die Einsparung des Stahls im Stahlbeton ein wesentlicher ökologisch positiver Faktor ist. Die Substitutionsfaktoren der Holzbauweisen sind jeweils in Bezug zu den mineralischen Bauweisen berechnet, bspw. wie viel CO₂ kann eingespart werden, wenn statt einer Stahlbetonbauweise eine Massivholzbauweise gewählt wird. Von den Ergebnissen kann also nur bedingt auf den Substitutionsfaktor *innerhalb* der einzelnen mineralischen Bauweisen geschlossen werden. Dennoch kann abgeleitet werden, dass sich, wenn anstelle von Kalksandsteinen Holz verbaut wird, daraus ein ähnlich hohes THG-Einsparungspotential ergibt, wie wenn Beton mit Holz substituiert wird. Daraus lässt sich ableiten, dass der Bau mit Kalksandstein hinsichtlich der Klimawirkung ähnlich ausfällt, wie der Betonbau. Wenn jedoch anstelle von Ziegelbauweisen der Holzbau gewählt wird, lassen sich laut Hafner et al. (2017) teils noch geringfügig höhere THG-

⁴⁶ Die Werte für Holz- bzw. PVC-Fenster wurde hierbei nicht berücksichtigt, da dafür kein Zement bzw. Beton verwendet wird.

Einsparungen realisieren als bei der Betonsubstitution. Dies würde bedeuten, dass eine Substitution von Betonbauweisen in Folge der Zementsteuer durch Ziegel aus klimapolitischer Sicht nachteilig wäre. Schneider et al. (2015) kommen hierbei zu entgegengesetzten Ergebnissen ihrer Lebenszyklusanalysen, was in unterschiedlichen Annahmen begründet liegt.

Ein anderes typisches Bauteil als funktionelle Einheit wählt Becker (2013): eine tragende Säule stellvertretend für die Trägerkonstruktion eines Gebäudes. Dabei kann in der Regel zwischen den Materialien Holz, Stahlbeton und Stahl gewählt werden. Die ökobilanzielle Bewertung betrachtet lediglich den Energiebedarf und die CO₂-Emissionen der Herstellung, stellt somit keine umfassende Lebenszyklusanalyse dar. Dennoch bietet die Studie einen Richtwert, um die Klimawirkung von Bauen mit Holz, Stahlbeton oder Stahl zu vergleichen. Becker (2013) zeigt, dass der gesamte Lebensweg inkl. der Verwertung von Holz mit netto eingesparten CO₂-Emissionen verbunden ist (-17,7 kg CO₂e für die tragende Säule), also eine positive Klimawirkung hat. Diese ergibt sich aus dem gebundenen CO₂ des Pflanzenwachstums, welches im Holz gespeichert wird, am Lebenswegende bei der Verbrennung aber wieder freigesetzt wird. Dennoch ersetzt diese thermische Rückgewinnung die zusätzliche Nutzung fossiler Brennstoffe, was in der Bilanzierung gutgeschrieben wird und die netto einsparende CO₂-Bilanz begründet. Dem gegenüber steht Stahlbeton mit einem Treibhausgaspotential von rund 16 kg sowie die Stahlkonstruktion mit knapp 45 kg CO₂e (Becker 2013, S. 11).

Aus diesen Untersuchungen zur Materials substitution im Hochbau lässt sich vorläufig schließen, dass aus ökologischer Sicht Holz eine erstrebenswerte Materials substitution gegenüber Zement bzw. Beton darstellt (Hafner et al. 2017; Becker 2013; Schneider et al. 2015; Sathre und O'Connor 2010; Tehrani und Froese 2017; Churkina et al. 2020; UBA 2020a). Diese Schlussfolgerung ist jedoch von weiteren Faktoren als den Bauteilen abhängig, wie beispielsweise der Nutzungsphase und Siedlungsstruktur, wozu jedoch keine Untersuchungen vorliegen. Außerdem muss trotz aktuell guter Verfügbarkeit des Materials Holz berücksichtigt werden, dass bspw. eine Vielzahl von Industriezweigen und die energetische Verwendung Nutzungskonflikte erzeugen können (Hafner et al. 2017, 107, siehe auch Umweltbundesamt 2020). Hier bestehen weitere Forschungsbedarfe u.a., um eine Kaskadennutzung zu etablieren sowie einen nachhaltigen und regionalen Anbau mit bspw. FSC-Zertifizierung sicherzustellen (ebd.; WWF 2019, S. 14f.). Kalksandstein als Substitut für Betonbauweisen bei EZFH ist hinsichtlich der Umweltwirksamkeit äquivalent zu bewerten, was bedeutet, dass die Substitution ökologisch weder deutlich vorteilhaft noch nachteilig ist (Hafner et al. 2017, S. 52). Bei MFH kann etwas mehr THG eingespart werden, wenn Beton mit Kalksandstein substituiert wird, als wenn Beton mit Holz substituiert wird (Hafner et al. 2017, S. 54). Wenn anstelle von Betonbauten wiederum Ziegelbauweisen gewählt werden, kann dies bei EZFH ökologisch nachteilig sein, wobei die Studienlage uneindeutig ist (vgl. Schneider et al. 2015; UBA 2020a, S. 4 mit Hafner et al. 2017). Als problematisch aus ökologischer Sicht zeigt sich vor allem die Substitution von Stahlbeton mit reinem Stahl am Beispiel tragender Elemente (Becker 2013). Insbesondere diese mögliche Substitutionswirkung sollte bei der Ausgestaltung der Zementsteuer bzw. bei weiteren Politikinstrumenten zu Dekarbonisierung von Stahl mit adressiert werden. Dabei ist zu beachten, dass bisher vor allem der Hochbau und Neubaubereich betrachtet wurde. Der Nichtwohnbau und Sanierungen stellen weitere wesentliche Bereiche dar, wo entsprechende detaillierte Untersuchungen jedoch ausstehen (Hafner et al. 2017, S. 54).

Während zwei Drittel des Zementverbrauchs in Deutschland im Hochbau (Wohnungsbau, Nichtwohnbau) anfallen, wird das restliche Drittel im Tiefbau vor allem im Straßen- und Schienenbau verwendet (VDZ 2019; Bergmann et al. 2015). Das typische Substitut für Zement bzw. Beton im Straßenbau ist der Asphalt. Für den ökologischen Vergleich des Asphalt- und

Betontiefbau am Beispiel Straßenbau finden sich in der Literatur keine eindeutigen Ergebnisse. Holldorb und Mayer (2009) zeigen in ihrer ISO-konformen vergleichenden Lebenszyklusanalyse im Auftrag der Asphaltindustrie, dass die Asphaltbauweise mit deutlich niedrigerem CO₂-Ausstoß verbunden ist als Beton in der gleichen funktionellen Einheit pro m² Fahrbahnoberfläche. Die Lebenszyklusanalysen von Lvel et al. (2019) zeigen wiederum, auch ISO 14040/14044-konform, dass Beton der umweltfreundlichere Baustoff sei: Dabei nutzen Lvel et al. (2019) ein kg Materialgewicht als funktionelle Einheit und betrachten die Herstellung und Entsorgung inkl. Transport, jedoch nicht eventuelle Umweltwirkungen in der Nutzungsphase wie Ausbesserungen etc.

Vor dem Hintergrund der unklaren Studienlage zu den Umweltwirkungen von Substituten im Tiefbau erscheint weitere Forschung über die vorliegende kursorische Studie hinaus zu den potenziellen Umweltwirkungen geboten. Für den Hochbau kann jedoch vorläufig festgehalten werden, dass die mögliche Substitutionswirkung zugunsten von Holzbau aus ökologischer Sicht tendenziell positiv zu beurteilen wäre, bei vermehrter Verwendung von Stahl und ggf. auch bei Ziegeln problematische Effekte auftreten können. Jedoch sind auch hierbei indirekte Effekte entlang des Lebenszyklus für die Umweltwirkungen über die Bauteile hinaus in Folgeuntersuchungen vertieft zu analysieren.

Der im Folgenden vertieft untersuchte Ansatz einer Verbrauchsteuer auf Zement zielt auf

- ▶ die Nutzung CO₂-armer/-freier Herstellungsverfahren,
- ▶ die effizientere Nutzung von Zement und Beton und
- ▶ die Substitution von Zement/Beton.

3.3 Mögliche Ausgestaltung einer Verbrauchsteuer für Zement

3.3.1 Steuergegenstand

Zement unterscheidet sich von anderen emissionsintensiven Grundstoffen wie Chemieprodukten, Aluminium und Stahl insofern, als dass er vornehmlich lokal gehandelt wird. Zement wird zu großen Teilen als leicht abgrenzbares Produkt (bspw. 25-kg-Säcke) verkauft, außerdem hauptsächlich weiterverarbeitet zu Beton, wo der Zementanteil leicht ermittelt werden kann. Dies verringert den administrativen Aufwand gegenüber der Feststellung von komplexen Produktanteilen, insbesondere beim Import von Produkten.

Neuhoff et al. (2020, S. 2) schlagen eine Besteuerung des *Zementklinkers* als emissionsintensivster Bestandteil des Zements vor. Der genaue Steuergegenstand bei einer Verbrauchsteuer auf CO₂-intensive Materialien bzw. Grundstoffe (wie Zement) wird bei Agora Energiewende; IKEM; BBH (2019, S. 19ff.) hingegen offengelassen. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, was als Steuergegenstand gewählt werden soll und nach welchen Kriterien die Höhe der Steuer bestimmt wird (Bemessungsgrundlage der Steuer).

In diesem Zusammenhang ist es wichtig hervorzuheben, dass auf die Klinkerherstellung insgesamt 94 % der gesamten (d. h. direkten plus indirekten) CO₂-Emissionen der Zementherstellung entfallen (Material Economics 2019, S. 161)⁴⁷. Zudem ist es grundsätzlich technisch möglich, den Zementklinkeranteil im Zement zu reduzieren, was sich positiv auf die Klimawirkung des Zements auswirken würde. Daraus ergeben sich je nach Studie

⁴⁷ Dieser Wert bezieht sich auf die EU. Deutschlandspezifische Daten liegen nicht vor.

Einsparpotentiale im niedrigen einstelligen Prozentbereich (UBA 2020c), über knapp 30 % (Dunant et al. 2019) bis zu noch höheren prozentualen CO₂-Minderungen in besonderen Anwendungsfällen (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020, S. 210).

Daraus folgt, dass es ökologisch zielgenauer ist, die Höhe der Verbrauchsteuer auf Zement nach dem Klinkeranteil zu bemessen (Bemessungsgrundlage). Auf diesem Weg wird der für die CO₂-Intensität maßgebliche Bestandteil besteuert und nicht alle Zementzusammensetzungen pauschal. Auch Klinkersubstitute besitzen teils relevante Klimawirkungen (Neuhoff et al. (2020), S. 2). Folgend wird hier jedoch auf den mit Abstand klimawirksamsten Bestandteil Zementklinker fokussiert. Weitere Ausführungen zur rechtlichen Zulässigkeit und administrativen Umsetzung sind in Kap. 2.3 sowie 3.6 zu finden.

Um die ökologisch zielgenauere Wirkung zu erreichen, sollte die Bemessungsgrundlage für die Höhe der Steuer (im Folgenden Zementsteuer) der im Zement enthaltene Klinkeranteil nach Gewicht sein. Dieser ist vom Hersteller nachzuweisen, was bei den Zementsorten ohnehin üblicherweise angegeben wird, da der Klinkeranteil maßgeblich für die Zementsorte ist (vgl. VDZ 2019 für Übersicht Zementsorten nach Klinkeranteil). Ggf. sind Stichprobenkontrollen sowie automatisierte Kontrollvorrichtungen in den Zementanlagen zu installieren. Der Klinkeranteil im Zement liegt in Deutschland im Durchschnitt bei 71 %, im EU-Durchschnitt bei 74 % (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020, S. 211). Je nach Verwendungszweck liegt der Klinkeranteil der verschiedenen Zementarten zwischen 20 und 100 % (VDZ 2019).

Die mit der Zementsteuer erzielten Staatseinnahmen könnten für CCfDs mit der Zementindustrie genutzt werden, um Investitionssicherheit für klimafreundliche Herstellungsverfahren zu schaffen (vgl. auch Kapitel 3.3.3). Die CCfDs könnten als staatliche Förderung die Mehrkosten für die Herstellung von weitgehend klimaneutralem Zement decken.

Die Zementsteuer bepreist den Verbrauch in Deutschland, nicht die Produktion und ist damit unabhängig davon, wo der Zement hergestellt wurde. Im EU ETS ist die Weitergabe des Preissignals an die Anwender des Zements (vornehmlich aus Carbon-Leakage-Gründen bzw. der dynamischen kostenlosen Zuteilung als Instrument zu dessen Eingrenzung) deutlich abgeschwächt. Das bedeutet, dass keine wesentliche Weitergabe entlang der Wertschöpfungskette bzw. an die Kund:innen erfolgt. Bei der zusätzlichen Verbrauchsteuer würde dies jedoch kein Problem darstellen, da Exporte nicht besteuert würden. Auf diesem Weg könnte über die Zementsteuer das CO₂-Preissignal, welches durch die freien Zuteilungen im EU ETS stark abgeschwächt ist, downstream als Verbrauchsteuer reinstalled werden.

Grundsätzlich wird die Zementsteuer auf allen in Deutschland hergestellten Zement sowie Zementimporte erhoben. Die verbrauchsbasierte Steuer würde Zement pro Tonne besteuern, abhängig vom enthaltenen Klinkeranteil, aber unabhängig vom Herstellungsverfahren des Klinkers (dabei unabhängig von ökologischen Kriterien) (vgl. Climate Strategies 2016; Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020; Neuhoff et al. 2020). Durch die Pauschalisierung würde die schwierige Nachverfolgung des Herstellungsprozesses und den damit verbundenen Emissionen umgangen. Eine pauschale Besteuerung von Zement hätte die Vorteile, dass

- ▶ kein Trackingsystem von grauem und grünem Klinker nötig und die Steuer damit administrativ einfacher zu erheben wäre.
- ▶ ein genereller Anreiz für Materialeffizienz bei der Verwendung gesetzt wird.
- ▶ weniger rechtliche Auseinandersetzungen über die Höhe, Berechnung und Wettbewerbsverzerrung der Steuer zu erwarten wären.

Die Pauschalisierung hätte allerdings zum Nachteil, dass aus der Zementsteuer allein keine zusätzlichen direkten Anreize zur Umstellung auf emissionsarme Zementherstellung erwachsen. Durch eine pauschale Besteuerung von Zement wird jedoch ein Anreiz gesetzt, die Verwendung von Zement insgesamt nach Möglichkeit zu reduzieren bzw. den Klinkeranteil zu reduzieren (Materialeffizienz-Potentiale vgl. Kapitel 3.2). Ein pauschaler Steuersatz ist auch vor dem Hintergrund des Gleichbehandlungsgrundsatzes (Art. 3 Abs. 1 GG) rechtlich zulässig. Denn im Rahmen der Erhebung von Steuern stehen dem Gesetzgeber relativ große Gestaltungsspielräume zu. Darüber hinaus ist zu betonen, dass es dem Gesetzgeber gestattet ist, den gesetzlichen Vollzug durch geeignete Typisierungen und Pauschalierungen zu erleichtern.⁴⁸ Vorliegend dürfte dies fachlich und rechtlich auch deshalb geboten sein, da ein entsprechendes Trackingsystem fehlt (so im Ergebnis auch Agora Energiewende; IKEM; BBH (2019, S. 21).

3.3.2 Steuerhöhe

Die Steuerhöhe in Abhängigkeit des Klinkeranteils könnte auf verschiedenen Wegen festgelegt werden. Als naheliegend können folgende vier Varianten betrachtet werden:

Es könnten erstens die **Schadenkosten** der Treibhausgasemissionen von 180 €/t (UBA 2019a) im Sinne des Verursacherprinzips zu Grunde gelegt werden. Dies würde die Kosten pro t Zement ungefähr auf das Zweieinhalbfache erhöhen⁴⁹. Aufgrund zu erwartender abrupter Preisanstiege erscheint dieses Vorgehen jedoch eher ungeeignet.

Eine zweite Variante zur Festsetzung der Höhe der Zementsteuer könnte **Aufkommensneutralität** zum Ziel haben. Dabei könnte sich die Steuerhöhe an den zu erwartenden Kosten der Innovationsförderung z. B. durch die unten [exemplarisch] betrachteten CCfDs orientieren. Überschlagsrechnungen im vorliegenden Forschungsprojekt ergaben, dass unter der Annahme moderat steigender Preise im EU ETS bis 2050 mit der Zementsteuer bei einer Kopplung an den EU ETS-Preis deutliche Überschüsse erzielt werden könnten, wenn man den Einnahmen die Ausgaben der Differenzverträge gegenüberstellt (vgl. Excel-Rechnungen). Um die Belastung für die Zementindustrie gering zu halten, könnte die Zementsteuer aufkommensneutral für den Staat ausgestaltet werden. Allerdings würden damit die Anreize zur Effizienzsteigerung und Substitution von Zement vermindert, da die Steuerhöhe eher gering ausfallen dürfte. Zur Ermittlung der Steuerhöhe würden zunächst die CO₂-Minderungen für die Zementunternehmen ausgeschrieben. Diese Summe der Vermeidungskosten könnten dann über die Laufzeit der CCfDs auf alle Zementumsätze in Deutschland verteilt werden. Zement aus solchen Unternehmen, die nicht in klimaneutrale Technologien investieren, würde durch die Steuer belastet und nicht von der CCfD-Förderung profitieren. Neben der Notwendigkeit, zunächst das Fördervolumen zu bestimmen, bevor die Verbrauchsteuer festgesetzt werden kann, müsste dieser Prozess in gewissen Abständen (z. B. alle 5 Jahre) wiederholt werden. Dies wäre der Fall, wenn wieder Investitionen in Zementanlagen anstehen bzw. weitere CO₂-Minderungen umgesetzt werden sollen.

Um solchen Zementunternehmen, die bisher nicht in klimafreundliche Technologien investieren, eine Übergangsfrist einzuräumen, könnte als dritte Variante zunächst mit einer Förderung CO₂-armer Zementtechnologien aus Steuergeldern in Form von **CCfDs begonnen** werden und die **Zementsteuer erst später** (z. B. ab 2025) aufkommensneutral eingeführt werden.

⁴⁸ Grundlegend BVerfGE 11, 245, 254.

⁴⁹ Die genauen Rechenwege können unter folgendem Link in Form einer Excel-Datei eingesehen werden. <https://refubium.fu-berlin.de/handle/fub188/32215>.

Als vierte Variante könnte sich die Höhe der **Zementsteuer am CO₂-Preis im EU ETS orientieren**, um so die kostenlos zugeteilten Zertifikate beim Endverbrauch wieder aufzuwiegen (Climate Strategies 2016). Diese vierte Variante wird im Folgenden präferiert und näher ausgearbeitet (als Vergleichswert wird im Folgenden außerdem Variante 1 der CO₂-Schadenskosten näher betrachtet). Die Bindung an den EU ETS-Preis unterstützt damit die Zielsetzung eines EU-weiten CO₂-Preises. Außerdem signalisiert sie klar das Bestreben, mit der nationalen Zementsteuer einen Piloten für nachfolgende europäische Bestrebungen zu schaffen. Des Weiteren ist die Höhe der Zementsteuer damit auf einem Niveau zu erwarten, welches substantielle Anreize für eine effizientere Verwendung schafft, neben den Anreizen der CCfDs für klimafreundliche Produktion des Zements. Im Folgenden wird die Zementsteuer als nationale Politik entworfen, Carbon Leakage wäre durch einen Grenzsteuerausgleich nicht zu erwarten. Änderungen am EU ETS sind nicht Teil dieser Betrachtung. Außerdem hätte die Verwendung von CCfDs auch zukünftig den Vorteil, dass diese die kostenlosen Zuteilungen von Zertifikaten im EU ETS als Carbon Leakage-Instrument zumindest weitgehend ersetzen könnten, wenn auf EU-Ebene beschlossen würde, die kostenlosen Zuteilungen auslaufen zu lassen.

Die Steuerhöhe soll dem Preis der Zertifikate im EU ETS entsprechen, die kostenlos pro t Zementklinker zugeteilt werden. Darüber würde das Preissignal entlang der Wertschöpfungskette weitergeleitet. Neuhoff et al. (2016; 2020) folgend könnte sich die Zementabgabe wie folgt berechnen:

Zementanteil in t x Klinkerfaktor x EU ETS-Zementklinker-Benchmark x gemittelter EU ETS-Preis aus dem Vorvorjahr

Das Materialgewicht ist leicht zu erfassen, insbesondere da Zement hauptsächlich als Primärprodukt gehandelt wird oder als Betonanteil. Der prozentuale Anteil des Zementklinkers am Zement kann nach dem deutschen Durchschnitt von gegenwärtig 71 % (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020, S. 211) berechnet werden oder das herstellende Unternehmen weist einen geringeren Wert nach.

Die EU ETS-Benchmarks sind gegenwärtig bis 2030 vorgeschrieben. Für den üblichen grauen Zementklinker⁵⁰ wurden für die ersten fünf Jahre der vierten Handelsperiode (2021 bis 2025) 0,693 t CO₂/t Zementklinker festgelegt, orientiert an den 10 % besten Anlagen im Bestand der Zementwerke (Durchführungsverordnung (EU) 2021/447⁵¹). Auch die geplante jährliche Reduktion der Benchmarks (mind. -0,2 % bis max. -1,6 %, BMU 2018, S. 5) würde bei der Berechnung der Zementabgabe automatisch berücksichtigt.⁵²

Ein Ziel der Zementsteuer ist es, das durch freie Zuteilungen eingeschränkte Preissignal im EU ETS zu reaktivieren. Entsprechend sollte die Zementsteuerhöhe sich am Wert der kostenlos zugeteilten Zertifikate orientieren bzw. an deren Opportunitätskosten. Um die Zementsteuerhöhe entsprechend möglichst an aktuellen Preisen im EU ETS zu orientieren, wäre eine zeitnahe Indexierung erstrebenswert. Steuerliche Belastungen müssen allerdings auf Grund des Bestimmtheitsgebots (Art. 20 Abs. 3 GG) vorhersehbar sein, sodass es erforderlich ist, die Steuertarife im Vorhinein verbindlich zu fixieren. Aus diesem folgert das

⁵⁰ Sonderzemente mit geringem Marktanteil werden im Folgenden nicht berücksichtigt.

⁵¹ Durchführungsverordnung (EU) 2021/447 der Kommission vom 12. März 2021 zur Festlegung angepasster Benchmarkwerte für die kostenlose Zuteilung von Emissionszertifikaten für den Zeitraum 2021–2025 gemäß Artikel 10a Absatz 2 der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (ABl. L 87 vom 15.3.2021, S. 29ff.).

⁵² Vergleiche zu den Einzelheiten: Artikel 10a Abs. 2 der Emissionshandels-Richtlinie, geändert durch Richtlinie (EU) 2018/410 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. März 2018 zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Unterstützung kosteneffizienter Emissionsreduktionen und zur Förderung von Investitionen mit geringem CO₂-Ausstoß und des Beschlusses (EU) 2015/1814 (ABl. L 76 vom 19.3.2018, S. 3ff.).

Bundesverfassungsgericht in ständiger Rechtsprechung ein Gebot der „Steuerklarheit“. Demnach müssen steuerbegründende Tatbestände so bestimmt sein, dass die Steuerpflichtigen die auf sie entfallende Steuerlast vor Eintritt des Besteuerungsfalls vorausberechnen können. Die Steuerhöhe kann also nicht davon abhängig gemacht werden, wie sich der Zertifikate-Preis im EU ETS im laufenden Jahr entwickelt. Zudem sind zumindest einige Monate Vorlauf für die rechtliche und administrative Umsetzung einzuplanen (z. B. Bekanntmachung der Steuerhöhe im Bundesanzeiger). Vor dem Hintergrund dieser Abwägung schlagen wir vor, die Steuerhöhe entsprechend des gemittelten EU ETS-Preises im *Vorvorjahr* zu berechnen.

3.3.3 Mittelverwendung der Zementsteuer

Die aus der Zementsteuer resultierenden Staatseinnahmen könnten zunächst entsprechend Art. 106 Abs. 1 Nr. 2 GG dem Bundeshaushalt zufließen wie die meisten Verbrauchsteuern. Dabei könnte sie zur Staatsschuldentilgung oder für Steuersenkungen genutzt werden.

Da die Verbrauchsteuer jedoch eine möglichst ausgeprägte Lenkungswirkung erzielen soll, erscheint eine Förderung von weitgehend klimaneutralen Herstellungsverfahren von Zement naheliegend. Dies könnte beispielsweise über CCfDs zur Subvention der Investitionen und der Mehrkosten CO₂-armer/-freier Technologien erreicht werden (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020; Chiappinelli et al. 2020). Dieser Ansatz wird im Folgenden beispielhaft vertieft.

Die deutsche Bundesregierung plant gegenwärtig bereits, CCfDs für die Nutzung von grünem Wasserstoff in der Stahl- und Chemieindustrie einzusetzen (Bundesregierung 2019a, S. 92; Reuters 2020). Erste Überlegungen gibt es laut Antwort der Bundesregierung auf eine Kleine Anfrage im Deutschen Bundestag auch für die Zementindustrie, jedoch liegen keine Konkretisierungen vor (Bundesregierung 2020a, S. 3).

Für CCfDs gibt es eine Vielzahl von Ausgestaltungsmöglichkeiten (vgl. Chiappinelli et al. 2020, S. 24f.), bspw. hinsichtlich:

- ▶ der Förderhöhe,
- ▶ der Förderdauer,
- ▶ der förderfähigen Technologien,
- ▶ der administrativen Ausgestaltung (Vergabe, Monitoring etc.),
- ▶ der beihilferechtskonformen Ausgestaltung oder
- ▶ der Kombination mit weiteren Förderoptionen.

Im Folgenden werden die für den vorliegenden Fall als wesentlich erachteten Optionen dargestellt.

Die Höhe der CCfDs betrifft die Differenz zwischen dem CO₂-Preis im EU ETS und den im Fördervertrag vereinbarten (ggf. per Ausschreibung) ermittelten tatsächlichen Vermeidungskosten zur Erzeugung des weitgehend klimaneutralen Zements. So liegt beispielsweise der Preis im EU ETS in den letzten Monaten (Stand Juni 2020) bei ca. 25 €/t CO₂ während sich die mittleren Vermeidungskosten der weitgehend CO₂-neutralen Zementtechnologien auf ca. 90 €/t CO₂ belaufen (vgl. Tabelle 3-1). Die Differenz von 65 € pro vermiedener t CO₂ durch die geförderte klimafreundliche Zementherstellung würde entsprechend vom Staat bezuschusst.

Als Referenzwert des EU ETS-Preises bietet sich ein monatlich gemittelter EU ETS-Preis an (vgl. Chiappinelli et al. 2020, S. 25). Die Klimaschutzverträge federn die Volatilität im EU ETS ab und schaffen Investitionssicherheit für Zementunternehmen. Liegt der CO₂-Preis im EU ETS unter den ermittelten Vermeidungskosten, so erhält das Unternehmen Zuschüsse vom Staat. Entwickelt sich der CO₂-Preis im EU ETS jedoch über die ermittelten Vermeidungskosten hinaus, so muss das Zementunternehmen die Differenz an den Staat erstatten (was ihm theoretisch einen potenziellen Nachteil gegenüber Anlagenbetreibern ohne CCfDs verschaffen könnte). In diesem Fall kann das Unternehmen durch den Verkauf im EU ETS kostenlos erhaltener Zertifikate zusätzliche Einnahmen aus der CO₂-Minderung erzielen. Über die CCfDs kann Investitionssicherheit für eine weitgehend klimaneutrale Zementproduktion geschaffen werden, aus ökonomischer Sicht ähnlich den effektiven Zusagen im Rahmen des Erneuerbare-Energie-Gesetzes.

Wenn ein Zementunternehmen in aussichtsreiche CO₂-arme Schlüsseltechnologien investiert, erhält es für die vermiedenen CO₂-Emissionen entsprechend projektbezogene Investitions- und Betriebskostenzuschüsse. Die CCfDs reduzieren somit die Kosten für Unternehmen, indem sie die Einnahmen aus sonst eher niedrigen und volatilen CO₂-Preisen im EU ETS stabilisieren. Dadurch können die Zementunternehmen mehr und günstiger Fremdkapital einsetzen, da das Vertrauen in die Rückzahlung der Schulden für die Gläubiger bedeutend erhöht wird. Technologien zur Dekarbonisierung von Zement sind sowohl mit höheren Investitions- als auch Betriebskosten verbunden. Beide Kostenarten können über CCfDs gefördert werden. Die Förderperiode sollte auf einen begrenzten Zeitraum festgelegt werden, beispielsweise 15 bis 20 Jahre. Lernkurven im Umgang mit der Technologie dürften Kostensenkungen hervorrufen und die Investitionskosten langfristig abgeschrieben sein. Entsprechend dürften die weitgehend klimaneutrale Zementproduktion perspektivisch den technologischen Standard darstellen und es erscheint plausibel, dass die Bepreisung von CO₂ langfristig eine Höhe erreichen dürfte, welche weitgehend klimaneutralen Zement auch ohne Förderung wettbewerbsfähig lassen wird.

Es sind sowohl Direktvergaben der Förderung denkbar als auch Ausschreibungen zur Vergabe der Förderung. Des Weiteren sind Kombinationen mit klassischen Investitionszuschüssen möglich wie bspw. die Förderung von energieeffizienten und klimaschonenden Produktionsprozessen des Bundeswirtschaftsministeriums (BMWi 2020c). Über eine Ausschreibung der CCfD-Förderung könnten effizientere CO₂-Einsparungen erzielt werden. Somit würden jene Unternehmen CCfD-Förderungen erhalten, die zu den geringsten Vermeidungskosten anbieten können. Gleichzeitig sollte perspektivisch eine hohe Marktdurchdringung mit CO₂-armen Technologien angestrebt werden und die CCfDs möglichst vielen Unternehmen zur Verfügung gestellt werden, solange der Zertifikatpreis im EU ETS volatil bleibt und deutlich unter den Vermeidungskosten liegt. Sollte die Vergabe der Förderung durch eine Ausschreibung erfolgen, ist außerdem zu beachten, dass der deutsche Zementmarkt lediglich 20 mittelständische und große Unternehmen umfasst (VDZ 2019). Diese eher geringe Zahl an potenziellen Konkurrenten könnte den Wettbewerb schmälern. Außerdem ist anzunehmen, dass die großen Zementhersteller mehr finanzielle Möglichkeiten für substanzial emissionsärmere Anlagen haben, auch wenn CCfDs weniger finanzstarken Akteure bessere Refinanzierungsmöglichkeiten bieten (s. o.). Gleichzeitig können nicht geförderte Werke von Spill-over-Effekten profitieren, wenn die klimaschonenden Herstellungsverfahren und/oder CO₂-Abscheidung und -Lagerungs- sowie -Nutzungsverfahren weiterentwickelt werden. Gegebenenfalls könnten die CCfD-Fördermittel an die Bedingung geknüpft werden, dass die technologischen Fortschritte für andere Hersteller verfügbar gemacht werden müssen. Es lässt sich aus der beschriebenen Marktsituation schließen, dass zumindest für die Anfangsphase gezielte Förderungen einzelner interessierter Zementunternehmen ohne Ausschreibung von

Vorteil sein könnten. Für die kommenden Jahre bietet sich vermutlich insbesondere die Direktvergabe in Kombination mit Ausschreibung von Innovationszuschüssen an (Chiappinelli et al. 2020, S. 27). Darüber können projektübergreifend einheitliche Niveaus der Förderhöhe angestrebt werden, während gleichzeitig Wettbewerbselemente durch die Ausschreibung der Innovationszuschüsse erhalten bleiben.

Die Förderung sollte entsprechend der tatsächlich eingesparten CO₂-Emissionen vergeben werden, um über die gesamte Laufzeit Emissionsminderungen sicherzustellen. Dies ist von besonderer Bedeutung, wenn die CO₂-Einsparung aus Folgeentscheidungen im Betrieb entstehen, wie im Falle von CCS. Die tatsächlich erzielten Emissionsreduktionen lassen sich anhand der EU ETS-Berichterstattung sowie den Best-available-technology-Benchmarks des EU ETS ermitteln (verifizierte tatsächliche Emissionen der Anlage – Produktionsmenge x EU ETS-Benchmark pro Tonne Material zum Zeitpunkt der Investition). Mit diesem Verfahren passt sich die Förderung auch automatisch an, wenn die vereinbarte Emissionsreduktion nicht vollumfänglich erreicht wird. Alternativ können CO₂-Reduktionsmengen ex-ante vertraglich festgelegt werden und ggf. auch die Fördersumme vorab gezahlt werden. Dann müssten die realisierten CO₂-Einsparungen fortlaufend von staatlicher Seite gemonitort werden (anhand der Berichterstattung des EU ETS).

3.4 Adressaten der Regelung

Durch die Verbrauchsteuer auf Zement (mit Bemessungsgrundlage Klinkeranteil) werden mittelbar die Endverbraucher:innen von Zement adressiert (investierende Unternehmen, Staat und privater Endverbrauch). Unmittelbar erhoben wird die Steuer bei den Unternehmen der deutschen Zementindustrie, welche sich aus rund 20 Zementunternehmen an ca. 50 Werkstandorten zusammensetzt (VDZ 2019). Außerdem wird der Verbrauch nach Deutschland importierten Zements direkt mit der Steuer belegt, welcher rund 5 % des Inlandsverbrauchs ausmacht. Exporte sind von der Steuer ausgenommen. Abhängig von dem Anteil der zusätzlichen Kosten, den die Zementunternehmen an ihre Kund:innen weiterreichen können (der sog. Preiseffekt), sind alle folgenden Stufen der Zement-Wertschöpfungskette bis zum Endverbrauch von der Steuer adressiert (der Preiseffekt wird im folgenden Kapitel 3.5.1 näher betrachtet). Der Zementherstellung vorgelagert ist die Rohstoffgewinnung, vornehmlich Kalkstein. Eine Stufe weiter in der Wertschöpfungskette nach der Zementherstellung sind die Transportbeton-, die Betonbauteile-, die Sackzement- sowie die Silozementunternehmen zentrale Adressaten. Die nächste wesentliche Stufe der Wertschöpfung betrifft die Bauwirtschaft, wo sich die Nachfrage nach Zement zu rund jeweils einem Drittel auf Tief-, Wohnungs- und Nichtwohnungsbau aufteilt. Endverbraucher:in ist dann beispielsweise die Person, das Unternehmen oder die öffentliche Hand, welche die sanierte oder neugebaute Immobilie besitzt oder kauft. Wesentlicher Bestandteil der Verbrauchsteuer auf Zement ist, dass (abhängig vom Preiseffekt, vgl. Kapitel 3.5.1) die Kosten bis zum Endverbrauch weitergereicht werden, wo letztlich die Steuer anfällt. Wie in Kapitel 3.2 dargelegt, kann es zu Substitutionseffekten hin zu anderen Baumaterialien kommen, wenn der Preis für Zement in Folge der Steuer steigt. Dadurch würden insbesondere die Bauholzindustrie und die Stahlherstellung sowie die zugehörigen Lieferketten indirekt von der Zementsteuer beeinflusst.

Neben der Zementsteuer schlagen wir CCfDs als komplementären Policy-Mix vor. Darüber würden in erster Linie die Zementunternehmen sowie die einschlägige Forschung adressiert, welche aus den erhobenen Mitteln der Zementsteuer Innovations- sowie Betriebskostenförderungen für weitgehend klimaneutralen Zement erhält.

3.5 Wirkungen der Regelung

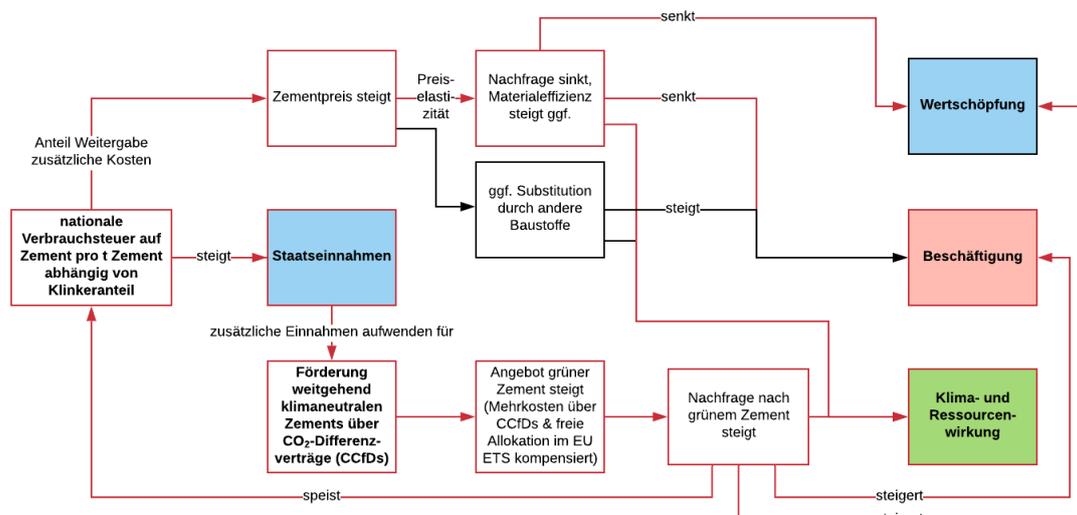
3.5.1 Ökonomische Wirkungen Zementsteuer

In Folge der Zementsteuer kann von einem Rückgang der Nachfrage nach Zement ausgegangen werden (Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung 2016; Neuhoff et al. 2016) (vgl. Abbildung 3-2). Diese Lenkungswirkung ist maßgeblich davon abhängig, zu welchem Anteil die Zementunternehmen die Steigerung ihrer Produktionskosten an ihre Kund:innen weitergeben (dem Preiseffekt) (WIFO 2019, 42f.). Außerdem kann eine inkrementelle Absenkung des Klinkeranteils in Zement bzw., wo möglich, der Wechsel zu Zementarten mit geringeren Klinkeranteilen erwartet werden (vgl. Kapitel 3.2), da der Klinkeranteil die maßgebliche Bemessungsgrundlage der Zementsteuerhöhe ist (vgl. Kapitel 3.3.2). Aus Gründen stark schwankender Einschätzungen in der Literatur zum (in der Tendenz niedrigen) Klimaschutzpotential sinkender Klinkeranteile, wird dieser Aspekt im Folgenden nicht quantifiziert.

Um einen ökologischen Lenkungseffekt beim Endverbrauch zu erzielen, muss eine Weitergabe der Kosten stattfinden. In der Literatur finden sich dazu weite Spannbreiten von Preiseffekten (Bruyn et al. 2015; Cambridge University Press 2019). In einer ökonometrischen ex-post Betrachtung der Weitergabe von CO₂-Kosten im EU ETS analysieren de Bruyn et al. (2015) im Auftrag der Europäischen Kommission unter anderem den Anteil, welcher im Zementsektor durchgereicht wird (trotz kostenloser EU ETS-Zertifikate, welche ja Opportunitätskosten darstellen). Dieser Anteil variiert stark zwischen den EU-Mitgliedstaaten, von 20 % in Frankreich bis zwischen 90 % und 100 % in Tschechien und Polen (Bruyn et al. 2015, S. 119). Für Deutschland wurde darin ein Preiseffekt von 40 % ermittelt, welcher als deutschlandspezifischer Wert auch im Folgenden zu Grunde gelegt wird. Der relativ niedrige Preiseffekt wird von den Autor:innen unter anderem mit einem eingeschränkt freien Zementmarkt (vgl. auch Conrad 2017, S. 169) und unterausgelasteten Herstellungskapazitäten erklärt (Bruyn et al. 2015, S. 120). Diese wettbewerbsdämpfende Situation wurde 2017 auch vom Bundeskartellamt herausgestellt (Bundeskartellamt 2017). Außerdem hätten Schwellenwerte im EU ETS (damals) für die freie Allokationen von Zertifikaten ausgerichtet an den historischen Produktionsmengen der Zementunternehmen dazu angereizt, Überschüsse zu produzieren, um nicht Gefahr zu laufen, geringere freie Zuteilungsmengen zu erhalten (Bruyn et al. 2015, S. 120).

Des Weiteren ist die Preiselastizität der Nachfrage ein wesentlicher Faktor der Lenkungswirkung (WIFO 2019, S. 42). Die Preiselastizität der Nachfrage gibt an, wie stark sich eine Preisänderung des Gutes auf seine Nachfrage auswirkt. Sie ist definiert als die prozentuale Veränderung der Nachfrage geteilt durch die prozentuale Veränderung des Preises. Für Zement finden sich in der Literatur weit streuende Werte der Preiselastizität. Neuhoff et al. (2013, S. 9) beziffern sie mit -0,5 bis -1. Im Folgenden legen wir den konservativeren Wert -0,5 unseren Quantifizierungen zu Grunde. Diese konservative Schätzung liegt nahe, da der Preis bei der Entscheidung für Baumaterialien lediglich einer von vielen Faktoren ist (Jochem et al. 2016).

Abbildung 3-2: Wirkkette Zementsteuer + Klimaschutzverträge (CCfDs)



Quelle: Eigene Darstellung, FU Berlin. Rot = quantifiziert.

Wie in 3.3 dargelegt, kann sich die Höhe der Zementsteuer an unterschiedlichen Parametern ausrichten. Wir schlagen der Literatur folgend (bspw. Neuhoff et al. 2020) bevorzugt eine Orientierung am Preis im EU ETS vor, um dessen Lenkungswirkung am Ende der Wertschöpfungskette zu reaktivieren (am Anfang der Wertschöpfungskette ist sie durch die output-abhängig frei zugeteilten Zertifikate aus Carbon-Leakage-Erwägungen unterdrückt). Dazu nehmen wir für 2020–2030 einen EU ETS-Preis von 25 €/t CO₂ an, für 2030–2050 dann 50 €/t CO₂. Dieser Schätzwert kann als konservativ angesehen werden. Er ist außerdem mit umfassenden Unsicherheiten versehen, da die Preisentwicklung kaum antizipierbar ist. Gleichermassen ist es unsicher, bis zu welchem Grad freie Allokationen in Zukunft verringert bis hin zu abgeschafft werden. Für die Zementsteuer als nationaler Startpunkt, wie wir sie ausarbeiten, nehmen wir auf europäischer Ebene gleichbleibende klimapolitische Verhältnisse an, was vor dem Hintergrund bspw. des EU Green Deals unwahrscheinlich erscheint. Dennoch war der Forschungsauftrag primär bundespolitisch fokussiert und die zukünftigen Entwicklungen sind kaum absehbar, geschweige denn modellierbar. Zusätzlich zu diesen Preisszenarios (SZEN25/50) rechnen wir vereinzelt als Referenz eine Variante mit 180 €/t CO₂, welche sich an den vom UBA (2019a, S. 9) identifizierten Schadenskosten orientiert (SZEN180).

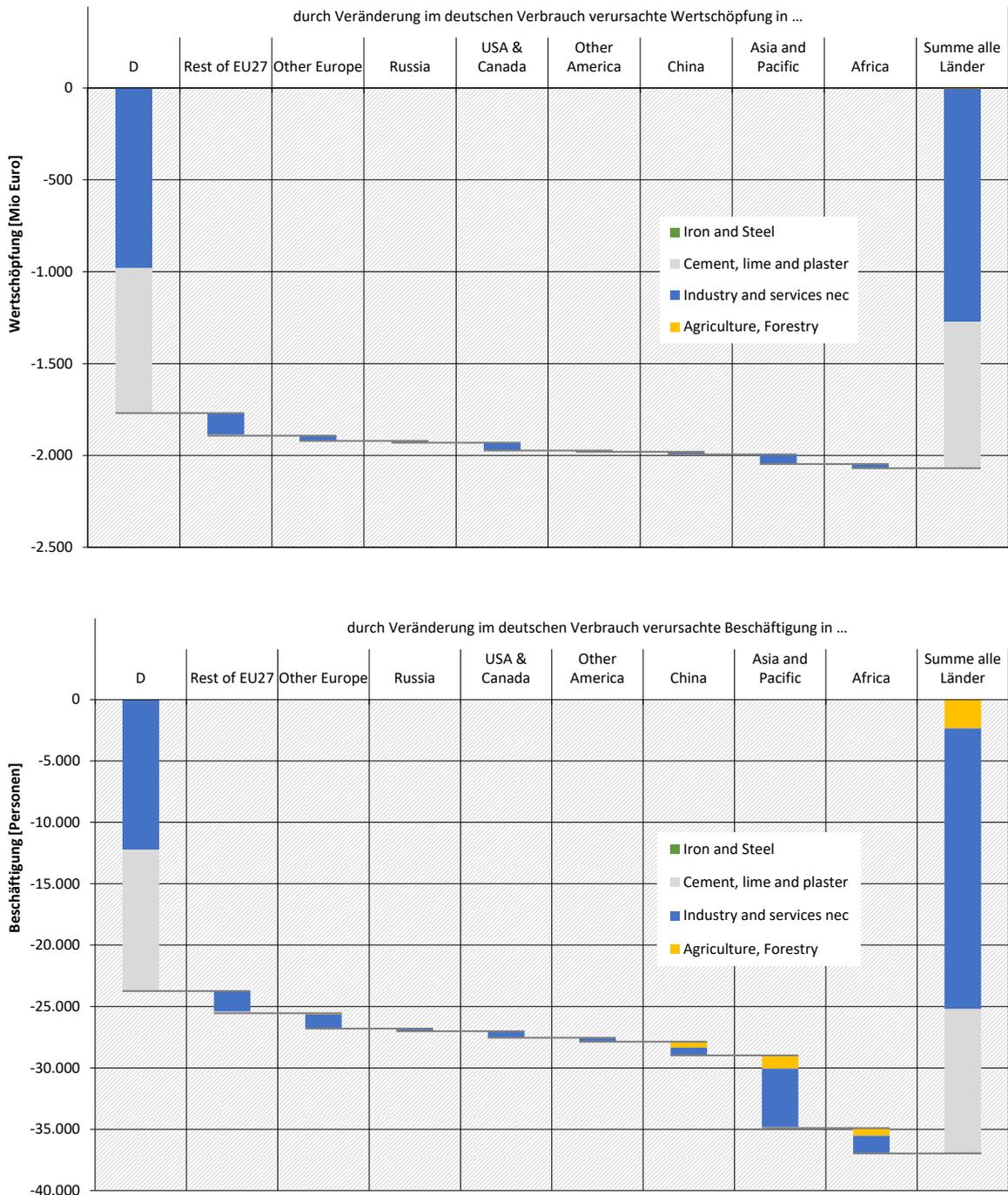
Auf Grundlage der angenommenen Preiselastizität der Nachfrage (–0,5) sowie dem Preiseffekt (40 %) ergeben sich folgende Rückgänge der Nachfrage nach Zement: –6 % im SZEN25 für 2021–2030, –12 % im SZEN 50 für 2031–2050 sowie ein Nachfragerückgang von –32 % im SZEN180 über den gesamten Zeitraum.⁵³

Die durch den Nachfragerückgang im In- und Ausland induzierten Wirkungen auf die Wertschöpfung und Beschäftigung wurden mit Hilfe des gesamtwirtschaftlichen Input-Output-Modells auf Basis der Exiobase-Datenbank (siehe Kapitel 2.2) bewertet. Betrachtet wird das SZEN50 mit einem Nachfragerückgang nach Zement von 12 %. Die Modellrechnungen ergeben einen Rückgang der Wertschöpfung und Beschäftigung vor allem in Deutschland, da Zement nur in geringem Maße gehandelt wird. Betroffen ist der Zementsektor selbst, der in der Exiobase-

⁵³ Die genauen Rechenwege können unter folgendem Link in Form einer Excel-Datei eingesehen werden. <https://refubium.fu-berlin.de/handle/fub188/32215>.

Sektoraggregation allerdings zusammen mit Kalk und Gips gefasst ist, aber auch die übrige Industrie und die Dienstleistungen, die Vorleistungen für den Zementsektor erbringen. Der Rückgang im Zementsektor selbst liegt bei 14,1 %, in den anderen Sektoren bei unter 0,04 %. Die prozentuale Veränderung der Wertschöpfung insgesamt liegt bei unter 0,1 %. Dies bedeutet, dass mögliche Wirkungen durch den Nachfragerückgang auf das Bruttoinlandsprodukt kleiner als 0,1 % sind. Abbildung 3-3 zeigt, dass der Nachfragerückgang zu einer Verringerung der Beschäftigung im Zementsektor in Deutschland um ungefähr 14 % führt. Zudem könnten Beschäftigungswirkungen durch den verringerten Import an Vorleistungen in den beschäftigungsintensiven Regionen Asien/Pazifik und Afrika in den Sektoren Maschinenbau und auch in der Land- und Forstwirtschaft auftreten. Die prozentuale Veränderung der Beschäftigung in Deutschland insgesamt ist jedoch sehr gering und liegt bei unter 0,1 %. Die Impulse, die sich für Investitionen durch die Klimaschutzverträge ergeben, sind hier nicht berücksichtigt. Sie werden im folgenden Kapitel dargelegt.

Abbildung 3-3: Wirkungen des Nachfragerückgangs auf Wertschöpfung und Beschäftigung



Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut, mit Exiobase-basiertem Input-Output-Modell; dargestellt ist der Effekt exemplarisch für das Jahr 2016 (komparativ-statische Analyse), für das Szenario SZEN50.

Für die Lenkungswirkung der Zementsteuer wäre neben dem Rückgang der Nachfrage nach Zement relevant zu untersuchen, inwiefern mögliche Substitute stärker nachgefragt werden. Wie in Abbildung 3-2 dargestellt, lässt sich aus der Literatur vorläufig schließen, dass eine Substitution zu Holz ökologisch tendenziell vorteilhaft wäre, eine Substitution zu Stahl hingegen ökologisch eher nachteilig. Daher wäre es von großem Interesse zu schätzen, ob durch die Zementsteuer lediglich der Preisunterschied pro Baueinheit zwischen Beton und den Substituten Holz und Stahl verändert würde, oder ob die Substitute absolut günstiger würden

als der Bau mit Beton. Auf Grundlage der Literatur lässt sich darüber jedoch keine Aussage treffen. Es liegen keine materialspezifischen Daten zu einer funktionellen Einheit vor, welche die benötigte Menge vergleichbar machen würde. Auch eine gesamtwirtschaftliche Quantifizierung der Kreuzpreiselastizitäten zwischen Zement und Baustoffsubstituten ist mit vielen Schwierigkeiten behaftet, da der Preis lediglich ein Faktor unter vielen ist, welcher die Baumaterialwahl beeinflusst (Jochem et al. 2016). Ausschlaggebend sind auch schwieriger zu quantifizierende Faktoren wie bspw. die lokale Bauart oder die wahrgenommen Haltbarkeit sowie empfundene Sicherheit der Materialien (ebd.). Entsprechende Untersuchungen zur Substitutionswirkung der Zementsteuer gehen über den Rahmen des vorliegenden Projektes hinaus. Sie stellen einen empfehlenswerten Forschungsauftrag für Folgevorhaben dar.

3.5.2 Ökonomische Wirkungen Klimaschutzverträge (CCfDs)

Während über die Zementsteuer eine effizientere Verwendung von Zement sowie eine klinkereffizientere Herstellung angereizt wird, kann die Herstellung von weitgehend klimaneutralem Zement über das komplementäre Instrument der CCfDs gefördert werden. Diese werden mit einzelnen Unternehmen der Zementindustrie geschlossen und helfen weitgehend klimaneutralen Zement wettbewerbsfähig zu machen. Die dafür nötigen Mittel können aus den Staatseinnahmen der Zementsteuer bestritten werden. In der Folge steigt das Angebot an weitgehend klimaneutral produziertem Zement und dieser kann zu den gleichen Kosten wie konventionell erzeugter Zement an Endverbraucher:innen verkauft werden. Zu Beginn der CCfD-Förderung können damit großtechnische Anlagen als Pilotprojekte geschaffen werden, welche die Machbarkeit demonstrieren und technologische Spill-over-Effekte ermöglichen. Am Beispiel der Förderung von erneuerbaren Energien im Vereinigten Königreich sowie in Frankreich konnte gezeigt werden, dass CCfDs die Wettbewerbsfähigkeit zwischen größeren und kleineren Anbietern erhöhen können, da sie risikodämpfend wirken (Chiappinelli et al. 2020, S. 21). Zudem ermöglichen es CCfDs dem Staat, deutlich und glaubwürdig zu vermitteln, dass Klimaschutz ein langfristiges Politikziel darstellt. Damit sind CCfDs eine zusätzliche Option für den Staat, sich selbst zu binden. Wenn im Rahmen dieser planungssicheren Signalwirkung und des sonstigen klimapolitischen Policy-Mixes höhere Preise im EU ETS entstehen, sinkt folglich der staatliche Anteil der Förderkosten an dem vertraglich vereinbarten CO₂-Preis. Ein gewisser Selbstfinanzierungseffekt kann erwartet werden. Gegebenenfalls kann es auch zu Zahlungen der Unternehmen an den Staat kommen, wenn der EU ETS Preis über dem vereinbarten CCfD-Preisniveau liegt.

Um kursorisch abzuschätzen, wie in Folge der CCfD-Förderung die Marktdurchdringung mit weitgehend klimaneutralem Zement verlaufen könnte, haben wir beispielhaft die Potentialschätzungen von Agora Energiewende und Wuppertal Institut (2020) der zentralen CCS-Technologien zur Dekarbonisierung der Zementproduktion zu Grunde gelegt. Dabei wird die reduzierte Nachfrage nach Zement aus der Lenkungswirkung der Zementsteuer berücksichtigt und die restliche Nachfrage sukzessive durch diese beispielhaften weitgehend klimaneutralen Zementtechnologien gedeckt. Die Potentiale der steigenden Verfügbarkeit weitgehend klimaneutralen Zements aus der Literatur haben wir für zwei Zeitspannen von 2021 bis 2030 und von 2031 bis 2050 linear interpoliert (vgl. Excel Rechnungen in gesondertem Anhang⁵⁴). Agora Energiewende und Wuppertal Institut (2020) folgend mussten wir dabei einige wesentliche Annahmen treffen, um die potenzielle Entwicklung schätzen zu können: Eine Voraussetzung wäre es, dass keine Beschränkung durch ein fehlendes Pipelinennetz für den CO₂-

⁵⁴ Die genauen Rechenwege können unter folgendem Link in Form einer Excel-Datei eingesehen werden. <https://refubium.fu-berlin.de/handle/fub188/32215>.

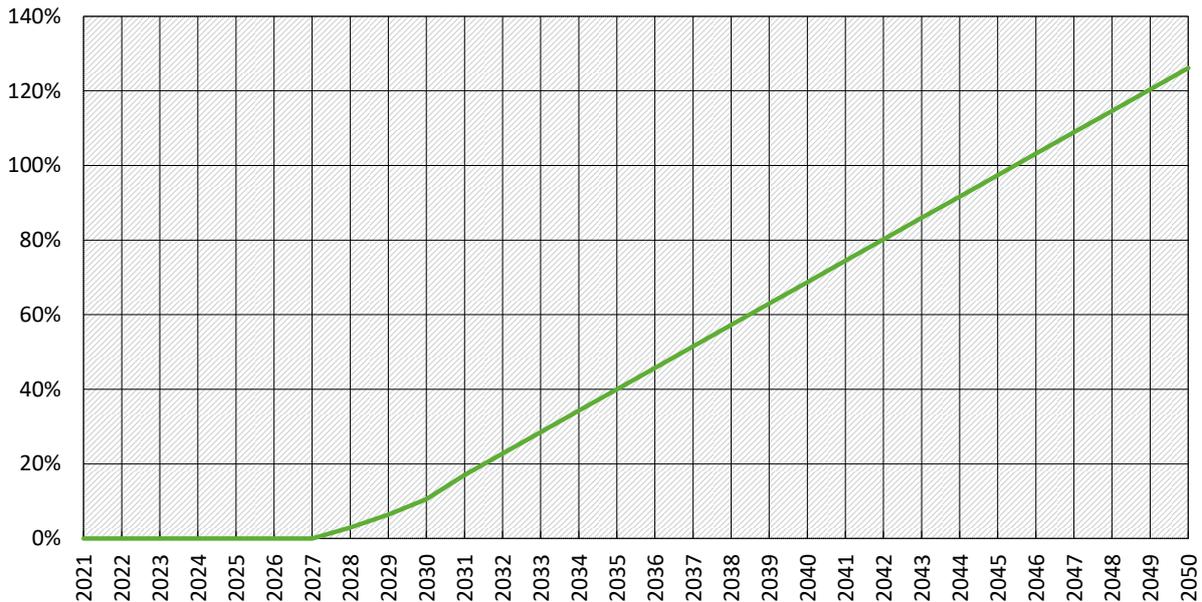
Transport besteht oder das CO₂ zunächst via Schiff transportiert werden kann, wo es der Anlagenstandpunkt mit Nähe zu Schiffrouten erlaubt. Außerdem müsste ausreichend erneuerbar erzeugte Energie zur Verfügung stehen, um den CCS-Prozess zu betreiben. Darüber hinaus müsste die gesellschaftliche Akzeptanz für die CCS -Technologie gegeben sein. Des Weiteren betrachten wir in der Partialmarktanalyse lediglich den deutschen Zementmarkt und nehmen dann an, dass die inländische Nachfrage auch aus der inländischen Produktion gedeckt wird. Letzteres erscheint vertretbar angesichts der Importquote von rund 5 % (knapp 20 % des deutschen Zements werden wiederum exportiert) (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020, S. 5). Des Weiteren würden ohnehin auch Importe mit der Zementsteuer belegt, lediglich die CCfDs würden nur der deutschen Zementindustrie gewährt. Zusätzlich nehmen wir an, dass die zwei abscheidungsbasierten Schlüsseltechnologien der Zementdekarbonisierung eine weitgehend vollständige Dekarbonisierung ermöglichen (CO₂-Abscheidung mit dem Oxyfuel-Verfahren (Oxyfuel) und CO₂-Abscheidung in Kombination mit Elektrifizierung der Hochtemperaturwärme am Kalzinator (LEILAC) (vgl. UBA 2020c). In der Literatur finden sich mithilfe von CO₂-Abscheidung Dekarbonisierungspotentiale durch Oxyfuel von 90 % bis 99 % (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2019, S. 62) sowie 77 % bis 93 % für LEILAC (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020, S. 207). Diese Annahmen sind weitreichend, aber notwendig, um im Rahmen des vorliegenden Projektes eine kursorische quantitative Wirkungsabschätzung durchzuführen. Gleichzeitig werden hier weitere Forschungsbedarfe deutlich.

Unsere bottom-up-Modellierung ist als Maximalszenario zu verstehen: Darin wird die gesamte Dekarbonisierung der verbleibenden Zementnachfrage (nach dem Rückgang durch die Zementsteuer) beispielhaft über CCS-Technologien erreicht. Diese Schätzung wählen wir, um verdeutlichen zu können, welche Größenordnungen von Kosten für die Zementindustrie bzw. den Staat in Form der CCfD-Förderung entstehen könnten. Inkrementelle technologische Fortschritte zur CO₂-Einsparung in der Zementindustrie (bspw. zunehmende Klinkereffizienz) dürften zu gewissen Grad weiter auftreten, die maßgebliche Dekarbonisierung ist voraussichtlich jedoch nur über CCS- Technologien zu erreichen (vgl. Kapitel 3.2).

Vor dem Hintergrund dieser Annahmen konnte die Marktdurchdringung mit weitgehend klimaneutralem Zement bis 2050 geschätzt werden (vgl. Abbildung 3-4⁵⁵). Es wird deutlich, dass laut dieser Schätzung 2046 die vollständige deutsche Zementnachfrage durch weitgehend klimaneutral produzierten Zement gedeckt werden kann. Wir nehmen an, dass die ab dann produzierten Überschüsse in den Export gehen. Ein Ausphasen der Förderung nach bspw. 20 Jahren wurde nicht modelliert, könnte am Ende der 40er Jahre jedoch diesen Exportanteil betreffen.

⁵⁵ Die genauen Rechenwege können unter folgendem Link in Form einer Excel-Datei eingesehen werden: <https://refubium.fu-berlin.de/handle/fub188/32215>.

Abbildung 3-4: Marktdurchdringung weitgehend klimaneutraler Zement (Oxyfuel & LEILAC)



Quelle: Eigene Berechnungen FU Berlin, auf Grundlage Potentialschätzung Agora Energiewende; Wuppertal Institut (2020).

Aus dieser Rate der Marktdurchdringung lassen sich außerdem die Mehrkosten ableiten, welche bei der Produktion des weitgehend klimaneutralen Zements anfallen. Auf Grundlage der Produktionskostenschätzungen von Agora Energiewende und Wuppertal Institut (2020) für Oxyfuel und LEILAC (vgl. Tabelle 3-1) im Jahre 2030 und 2050 haben wir Produktionskosten linear interpoliert⁵⁶. Entsprechend einer moderaten Lernkurve sinken die Produktionskosten pro t Zement über die Zeit. Inklusiv der Kosten für CO₂-Transport und -Lagerung⁵⁷ ergeben sich für die Hersteller gegenüber den konventionellen Produktionskosten von 46 €/t herkömmlichen Zements folgende Mehrkosten pro Jahr (vgl. Abbildung 3-5).

Abbildung 3-5: Mehrkosten pro Jahr für gesamte Produktion von klimaneutralem Zement ggü. konventionellem Zement



Quelle: Eigene Berechnungen FU Berlin, auf Grundlage Potentialschätzung Agora Energiewende; Wuppertal Institut (2020).

⁵⁶ Die genauen Rechenwege können unter folgendem Link in Form einer Excel-Datei eingesehen werden. <https://refubium.fu-berlin.de/handle/fub188/32215>.

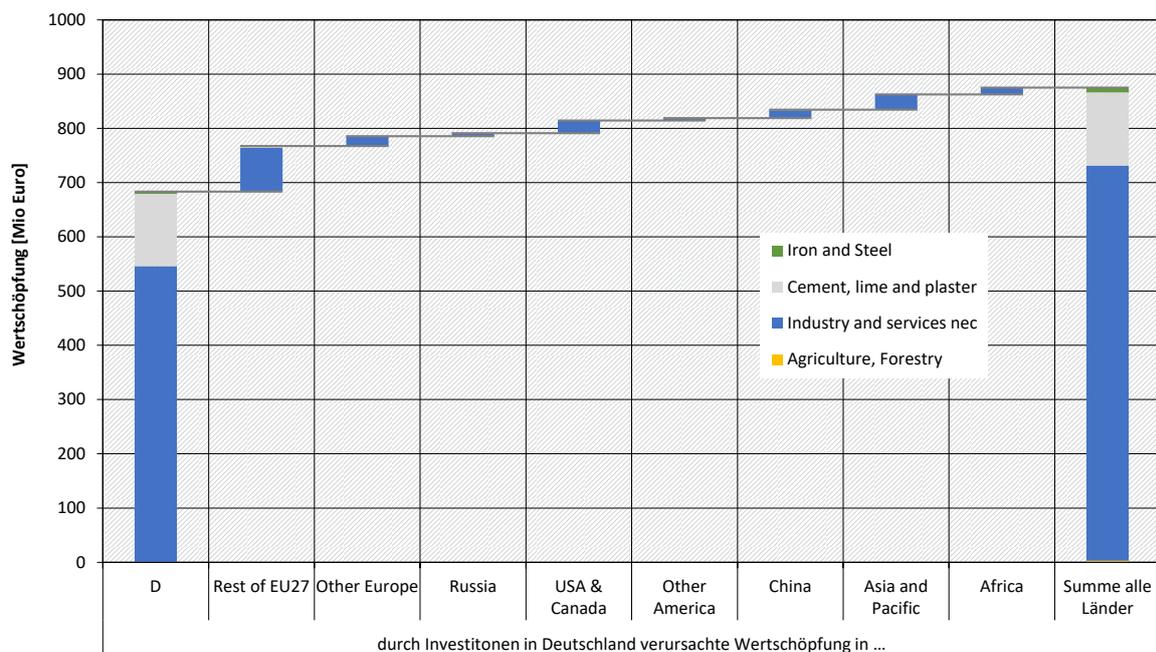
⁵⁷ Agora Energiewende und Wuppertal Institut ((2020)) folgend: CO₂-Transport via Binnen- und Seeschiff sowie CO₂-Speicherung in der Nordsee

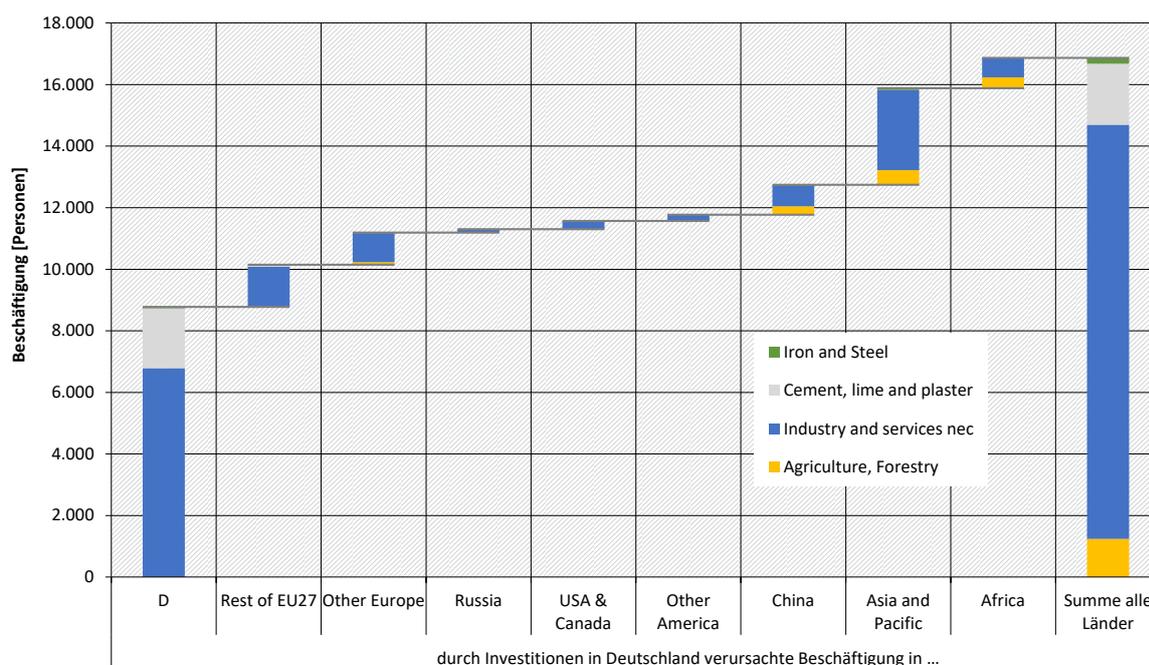
Auf Basis dieser Mehrkosten werden folgend die gesamtwirtschaftlichen Effekte sowie die fiskalischen Wirkungen (siehe Kapitel 3.5.4) berechnet.

Gesamtwirtschaftlich machen sich die Mehrkosten als Impulse in der Betrachtung der Wertschöpfung und Beschäftigung bemerkbar. Für die Modellierung mit dem Exiobase-basierten Input-Output-Modell wird angenommen, dass mit dem Bau der klimaneutralen Oxyfuel- und LEILAC-Technologien hauptsächlich Impulse für den Bereich Maschinenbau und Zementindustrie erfolgen. Die Impulse werden für das Jahr 2040 in Form eines komparativ-statischen Ansatzes simuliert, d. h. die Mehrkosten (Abbildung 3-5) entsprechend der Marktdurchdringung für das Jahr 2040 (Abbildung 3-4) werden in realen Preisen auf die Wirtschaftsstruktur des Basisjahres 2016 angelegt, um den Vergleich zwischen dem Basisjahr und dem Jahr 2040 zu simulieren.

In der Modellierung werden nur die zwei oben beschriebenen beispielhaften Verfahren untersucht. Die Analyse erfolgt komparativ-statisch, d. h. es wird beispielhaft dargestellt, welche ökonomischen Wirkungen sich ergäben, wenn nur in Deutschland in diese Verfahren investiert würde. In diesem Fall treten die durch die Investitionen in Oxyfuel- und LEILAC-Anlagen ausgelösten Wertschöpfungseffekte überwiegend im Inland auf. Nur zu einem geringen Anteil werden Wertschöpfungseffekte in anderen Regionen ausgelöst (vgl. Abbildung 3-6). Die damit verbundenen Beschäftigungseffekte sind ebenso deutlich im Inland zu vermerken. Allerdings werden durch die veränderte Nachfrage in Deutschland auch Beschäftigungseffekte in arbeitsintensiven Branchen und Ländern, wie z. B. in China, der Region Asien/Pazifik und Afrika bewirkt. Die Wirkungen würden deutlich stärker ausgeprägt sein, wenn die Verfahren auch in anderen Ländern zur Anwendung kämen.

Abbildung 3-6: Wirkungen des CCfD-Investitionsimpulses auf Wertschöpfung und Beschäftigung





Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut, mit Exiobase-basiertem Input-Output-Modell; dargestellt ist der Effekt exemplarisch für das Jahr 2016 (komparativ-statische Analyse).

3.5.3 Ökologische Wirkungen

Im Rahmen der Zementherstellung ist die Klinkerproduktion der emissionsintensivste Produktionsschritt (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020). Neben CO₂ entstehen weitere Emissionen, wie Stickoxide, Schwefeloxide und Feinstaub, welche in der deutschen Zementproduktion in den letzten Jahrzehnten jedoch deutlich gesenkt werden konnten (VDZ 2019). Aus diesem Grund wird hier auf die CO₂-Wirkung fokussiert.

Die Zementsteuer für sich allein senkt die CO₂-Emissionen der Zementherstellung entsprechend der erwartbar sinkenden Nachfrage nach Zement. Die inkrementell klinkereffizientere Herstellung wurde aufgrund geringen zu erwartenden Potentials ausgeklammert (vgl. Kapitel 3.5.2). Die in Kapitel 3.5.1 bezifferte sinkende Nachfrage nach Zement von 6 % (SZEN25: EU ETS Preis 25 € bis 2030, Elast. –0,5) bzw. 12 % (SZEN50: EU ETS Preis 50 € bis 2050; Elast. –0,5) wird abgezogen von der als konstant angenommenen jährlichen Nachfrage auf dem Niveau von 2018, nämlich 29,1 Mio. t Zement (VDZ 2019). Die Annahme einer konstanten Zementnachfrage entspricht der letzten Jahre und wird in UBA (2019e, S. 259) als ein plausibles Szenario bis 2050 angenommen.

Alternativ zu den oben betrachteten Szenarien könnten außerdem die Schadenskosten des Umweltbundesamtes von 180 €/t CO₂ (SZEN180) zu Grund gelegt werden, was entsprechend der Elastizität (–0,5) die Nachfrage stärker sinken lassen würde. Daraus würden sich auch noch deutlich größere CO₂-Einsparungen in Folge der Zementsteuer ergeben.

Neben dem Effekt der Zementsteuer sinkt der CO₂-Ausstoß der Zementherstellung auch durch die CCfDs, welche die Marktdurchdringung mit weitgehend klimaneutralem Zement unterstützen. Die Marktdurchdringung haben wir auf Basis der von Agora Energiewende und Wuppertal Institut (2019) geschätzten Produktionskapazitäten für weitgehend klimaneutralen Zement (Oxyfuel und LEILAC) in 2030 und 2050 interpoliert (vgl. Abbildung 3-4).

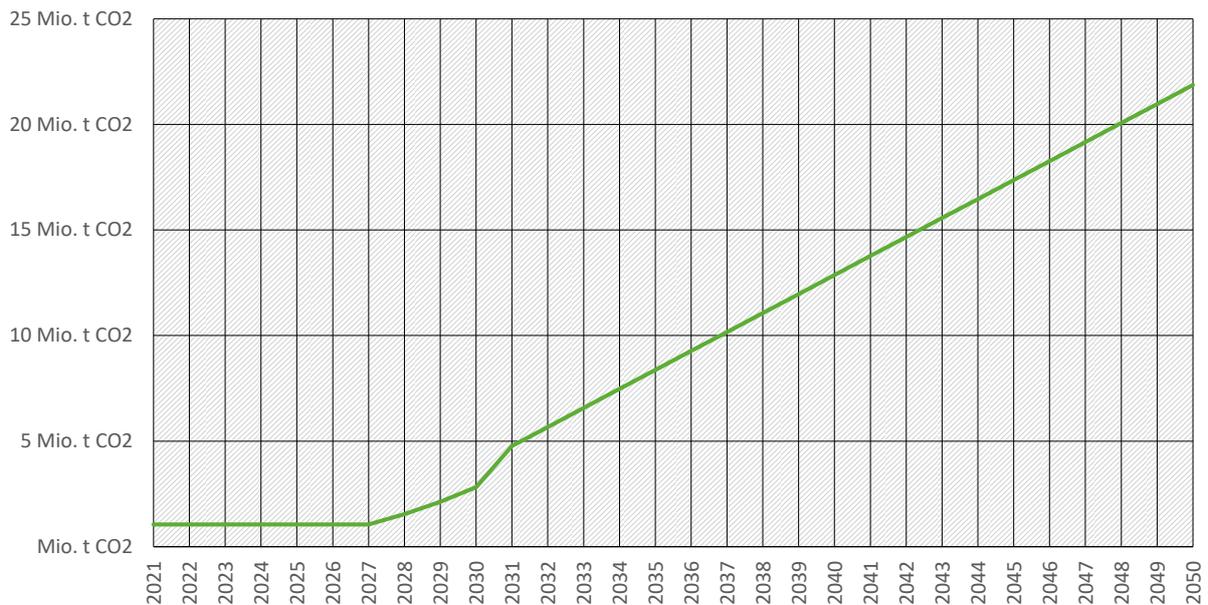
Die Summe der CO₂-Einsparung pro Jahr aus Zementsteuer und CCfDs zusammen (vgl. Abbildung 3-7) belaufen sich für die 2020er Jahre auf bis zu drei Mio. t/Jahr und steigen dann linear bis 2050 auf fast 22 Mio. t CO₂/Jahr an (vgl. Excel Rechnungen in gesondertem Anhang⁵⁸). Ab 2046 würde die deutsche Zementindustrie mehr weitgehend klimaneutralen Zement produzieren als inländisch nachgefragt wird (vgl. Abbildung 3-4). Dieser Teil könnte exportiert werden und müsste für konsumbasierte CO₂-Inventarisierungen dann den Exportländern zugerechnet werden.

Unsere bottom-up-Modellierung ist als Maximalszenario zu verstehen: Darin wird die gesamte Dekarbonisierung der verbleibenden Zementnachfrage (nach dem Rückgang durch die Zementsteuer) über CCS-Technologien erreicht. Diese Schätzung wählen wir, weil dafür differenzierte Kostenschätzungen bis 2050 in der Literatur vorliegen. Darüber können wir cursorisch beziffern, welche Größenordnungen von Kosten für die Zementindustrie bzw. den Staat in Form der CCfD-Förderung entstehen könnten. Inkrementelle technologische Fortschritte zur CO₂-Einsparung in der Zementindustrie jenseits von CCS (bspw. zunehmende Klinkereffizienz) dürften weiter auftreten. Diese haben wir aufgrund stark divergierender Annahmen in der Literatur, bei insgesamt jedoch eher geringem Dekarbonisierungspotential, ausgeklammert. Die maßgebliche Dekarbonisierung scheint der Literatur zu Folge nur über CCS- bzw. CCU-Technologien erreichbar (vgl. Kapitel 3.2).

Außerdem ist zu berücksichtigen, dass bei der Schätzung des CO₂-Einsparungspotentials mögliche Substitutionseffekte von Zement zu anderen Baumaterialien ausgeklammert wurden, da keine geeigneten Annahmen oder Daten vorliegen (Jochem et al. 2016). Diese Substitutionseffekte dürften bis zu einem gewissen Grad jedoch auftreten und das CO₂-Einsparungspotential beeinflussen (vgl. Kapitel 3.2): Wenn statt Zement/Beton mehr mit Holz gebaut würde, würde es die CO₂-Einsparung deutlich verstärken, inkl. negativer CO₂-Emissionen. Wenn jedoch insbesondere vermehrt mit Stahl gebaut würde, würde das CO₂-Einsparungspotential gemindert, im schlechtesten Fall sogar konterkariert.

⁵⁸ Die genauen Rechenwege können unter folgendem Link in Form einer Excel-Datei eingesehen werden. <https://refubium.fu-berlin.de/handle/fub188/32215>.

Abbildung 3-7: Jährliche CO₂-Emissions-Reduktion durch Verbrauchsrückgang und bspw. CO₂-Abscheidung in Folge der Zementsteuer und CCfDs



Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut, auf Grundlage Potentialschätzung Agora Energiewende und Wuppertal Institut (2019).

Zu den direkten Reduktionen an CO₂-Emissionen in der Zementindustrie kommen noch Minderungen in vorgelagerten Industrien sowohl im In- wie auch im Ausland. Die Modellierung mit dem Exiobase-Modell weist 11 % an indirekten Emissionen in vorgelagerten Wirtschaftssektoren in Deutschland aus und weitere 7 % in vorgelagerten Industrien in anderen Ländern. In Summe würden weltweit, unter der Annahme ansonsten konstanter Wirtschaftsstrukturen, damit 18 % mehr CO₂-Emissionen gemindert als in Abbildung 3-7 aufgezeigt. Zu beachten ist, dass die Exiobase-Modellierung die Kategorien Herstellung von Zement, Kalk und Gips sowie Erzeugnisse daraus zusammenfasst, sodass die indirekten Emissionen für diese Kategorien insgesamt gelten. Für die Elektrizität wird durch die komparativ-statische Analyse ein durchschnittlicher Emissionsfaktor aus dem Basisjahr angelegt. Dieser kann als konservativ angenommen werden.

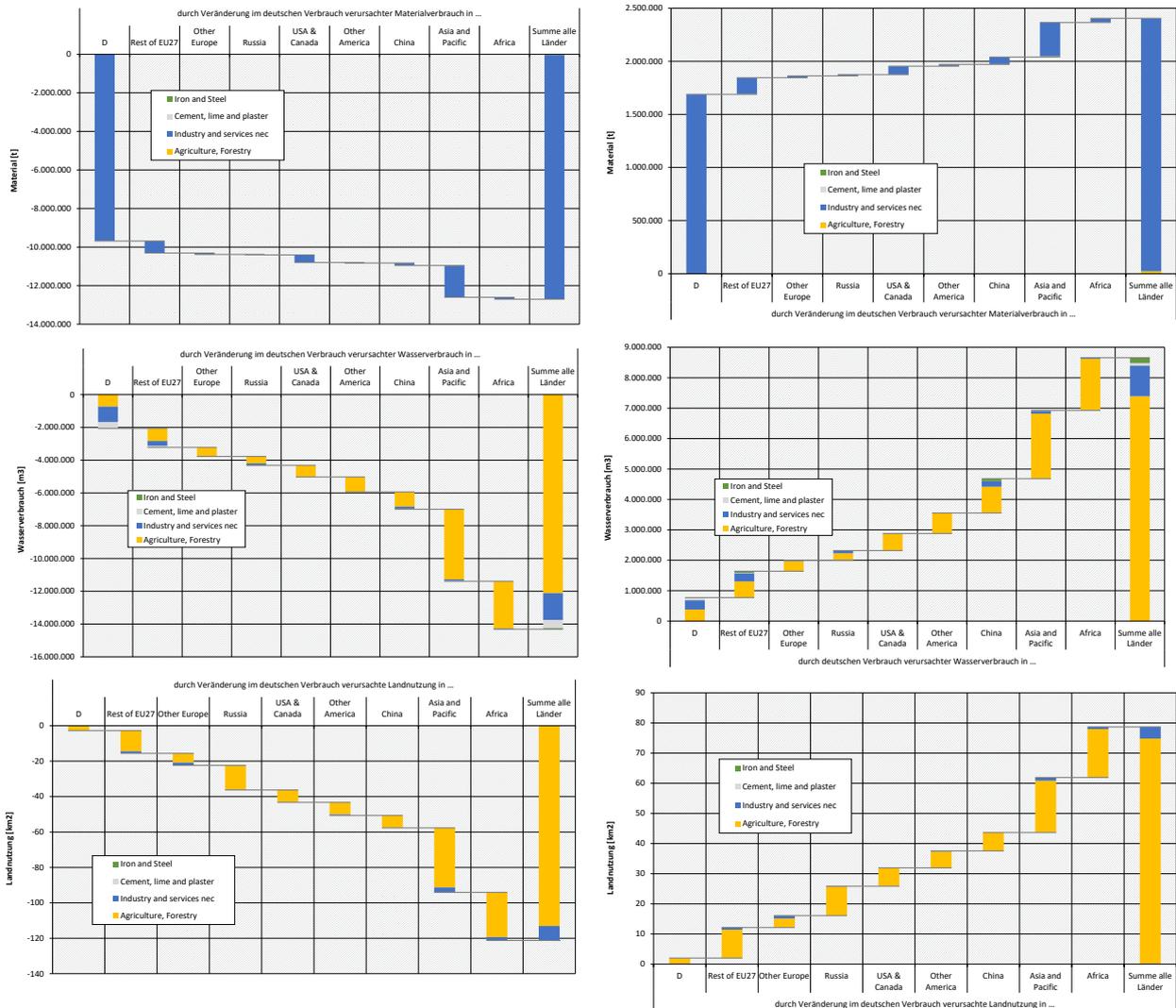
Über die CO₂-Emissionen hinaus werden Veränderungen in weiteren Umweltmedien bewirkt. Diese wurden für das gleiche Szenario ebenso mit dem Exiobase-Modell berechnet und sind in Abbildung 3-8 aufgeführt. Dargestellt sind jeweils die Änderungen gegenüber dem Basisjahr 2016 in Form einer komparativ-statischen Analyse. Die linke Spalte stellt die Änderung in Folge des Nachfragerückgangs durch die Zementsteuer dar, die rechte Spalte die Veränderung, die die Investitionen in weitgehend klimaneutrale Zementtechnologien bringen. Dementsprechend haben die Wirkungen in der linken Spalte eine negative Skala und die der rechten Spalte eine positive. Insgesamt sind die Veränderungen sehr klein, sie bewegen sich im deutlichen Nachkommastellenbereich zwischen -0,2 % bis knapp 0,05 %.

Änderungen im Material- und Wasserverbrauch sind sehr ähnlich. Sie weisen oftmals eine gekoppelte Nutzung aus. Neben der direkten Veränderung im Zementsektor, werden auch Änderungen in den vorgelagerten Industrien bewirkt. Der Bau der klimafreundlichen Zementtechnologien induziert eine verstärkte Nachfrage nach Stahl und anderen Vorleistungen, die sich durch Material- und Wasserverbrauch auch in anderen Ländern bemerkbar macht. Alle

Effekte sind sehr gering, allerdings lässt sich feststellen, dass der nachfragebedingte Rückgang die zusätzlichen Verbräuche für die klimafreundlichen Investitionen deutlich aufwiegt.

Die Wirkungen auf die Landnutzung sind kaum bemerkenswert. Ein Hereinzoomen in Abbildung 3-8 zeigt geringe Auswirkungen auf die Landnutzung vor allem in den Regionen Asien/Pazifik und Afrika, sowie in Russland.

Abbildung 3-8 Prozentuale Veränderung des Material- und Wasserverbrauchs sowie der Landnutzung durch Zementsteuer (links) und Investitionen in weitgehend klimaneutrale Zementtechnologien (rechts)



Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut mit Exiobase-basiertem Input-Output-Modell; prozentuale Veränderungen in 2040 gegenüber dem Basis Jahr 2016 (komparativ-statische Analyse).

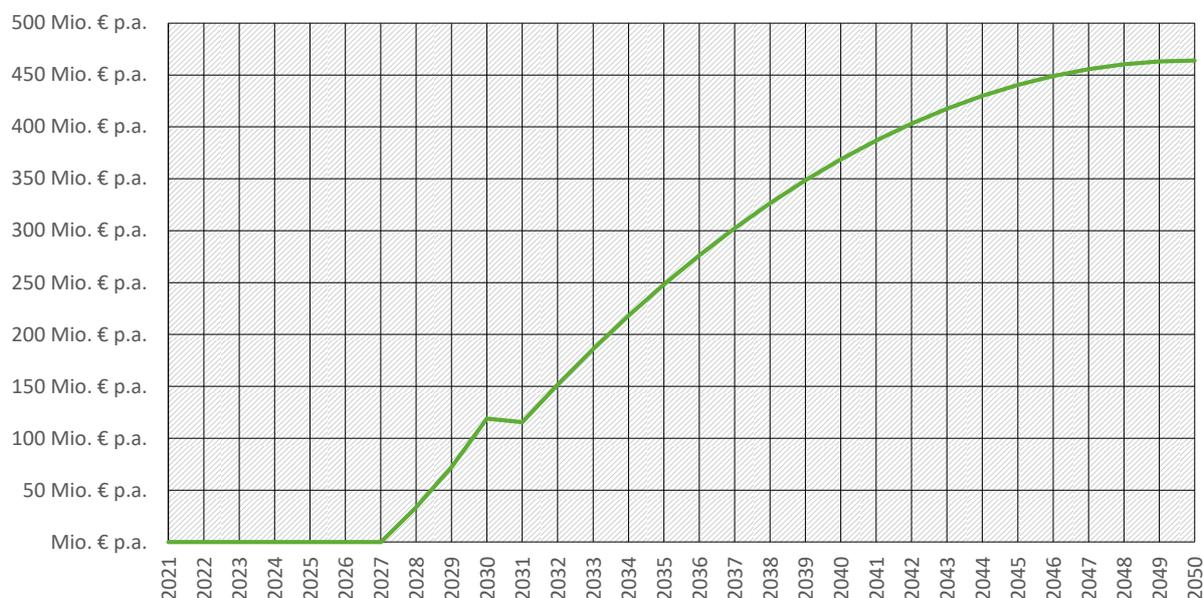
3.5.4 Fiskalische Wirkungen

Aus der Zementsteuer werden Staatseinnahmen generiert. In der hier präferierten Ausgestaltungsvariante, in welcher die Höhe der Zementsteuer am EU ETS-Preis ausgerichtet wird (vgl. Kapitel 3.3.2), richten sich die Staatseinnahmen entsprechend nach der Entwicklung des EU ETS-Preises. Wie in 3.5.1 dargelegt, nehmen wir konservativ bis 2030 einen EU ETS-Preis von 25 €/t CO₂ sowie bis 2050 50 €/t CO₂ an. Zur Berechnung der Staatseinnahmen ist außerdem der Klinkeranteil als Bemessungsgrundlage der Steuerhöhe auf Zement (Steuergegenstand) relevant. Für diesen nehmen wir den durchschnittlichen Klinkeranteil von Zement in Deutschland an: 71 % (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020, S. 211). Dabei klammern wir aus, dass Unternehmen niedrigere Klinkeranteile nachweisen können (vgl. Kapitel 3.3.1). Auf dieser Grundlage ergeben sich folgende Steuereinnahmen: Bis 2030 würden sich die Staatseinnahmen auf knapp 400 Mio. € pro Jahr belaufen, ab 2031 dann auf ca. 700 Mio. € pro Jahr. Der Anstieg zu 2031 ergibt sich aus den angenommenen EU ETS-Preisen. Als

Vergleichsszenario können außerdem die Schadenskosten des Umweltbundesamtes von 180 €/t CO₂ (vgl. Kapitel 3.3.2) zu Grunde gelegt werden. Entsprechend höher würden sich die Staatseinnahmen auf knapp 1,5 Mrd. €/Jahr belaufen (vgl. Excel Rechnungen in gesondertem Anhang⁵⁹). Es ist zu erwähnen, dass das Umweltbundesamt mit steigenden Kostensätzen über die Jahre kalkuliert. Hier wurde konservativ der Wert von 2016 konstant angesetzt.

Den Staatseinnahmen aus der Zementsteuer stehen die Staatsausgaben für die CCfDs gegenüber. Auf Grundlage der Mehrkosten für die Produktion des weitgehend klimaneutralen Zements mit zunehmendem Marktanteil (vgl. Abbildung 3-4 und Abbildung 3-5), lassen sich die zu erwartenden Kosten der CCfDs errechnen. Diese berechnen sich aus den Mehrkosten der Produktion des weitgehend klimaneutralen Zements abzüglich des Wertes der frei zugeteilten Zertifikate aus dem EU ETS (vgl. Excel Rechnungen in gesondertem Anhang⁶⁰). Die kostenlos zugeteilten Zertifikate⁶¹ können bei der Herstellung von klimaneutralem Zement durch die Unternehmen verkauft werden, worüber Erlöse zum Marktpreis des EU ETS erzielt werden können. Wie in Kapitel 3.5.1 dargelegt, rechnen wir mit den konservativen Schätzwerten für 2020–2030 von einem EU ETS-Preis von 25 €/t CO₂, für 2030–2050 dann von 50 €/t CO₂.

Abbildung 3-9: Jährliche Kosten der CCfDs für den Staat



Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut, auf Grundlage Potentialschätzung Agora Energiewende und Wuppertal Institut (2019). Annahmen: EU ETS Preis 25 €/t CO₂ bis 2030 sowie 50 €/t CO₂ bis 2050.

Bei höheren zukünftigen Preisen im EU ETS, die durchaus plausibel erscheinen können, fallen die fiskalischen Kosten der CCfDs entsprechend geringer aus. Dem könnte gegenüberstehen, dass bei perspektivisch abnehmenden kostenlosen Zuteilungen für Zementunternehmen im EU ETS höhere staatliche Kosten der CCfDs anfallen.

⁵⁹ Die genauen Rechenwege können unter folgendem Link in Form einer Excel-Datei eingesehen werden. <https://refubium.fu-berlin.de/handle/fub188/32215>.

⁶⁰ Die genauen Rechenwege können unter folgendem Link in Form einer Excel-Datei eingesehen werden. <https://refubium.fu-berlin.de/handle/fub188/32215>.

⁶¹ Wie oben dargelegt, ist der Fokus hier auf nationale Verbrauchsteuern. Für den EU ETS wird eine Fortführung der kostenlosen Zuteilung unterstellt.

Die CCfD-Kosten für den Staat steigen entsprechend der zunehmenden Marktdurchdringung mit klimaneutralem Zement an (vgl. Abbildung 3-9). Dabei nicht berücksichtigt ist, dass erste CCfDs nach bspw. 20 Jahren auslaufen. Es kann also erwartet werden, dass gegen Ende der 40er Jahre diese Kosten abnehmen, insbesondere über 2050 hinaus.

Vergleicht man nun Abbildung 3-5 und Abbildung 3-9, wird deutlich, dass die Kosten der CCfD-Innovations- und Betriebskostenförderung für weitgehend klimaneutralen Zement deutlich unter den Einnahmen der Zementsteuer liegen. Über den Zeitraum von 2021–2050 würde sich daraus ein Überschuss an Staatseinnahmen von kumuliert gut 7 Mrd. € (vgl. Excel Rechnungen in gesondertem Anhang⁶²). Legt man außerdem die Steuerhöhe auf Basis der Schadenskosten des Umweltbundesamtes von 180 €/t CO₂ zu Grunde, fällt der Überschuss der Steuereinnahmen gegenüber den CCfD-Kosten noch deutlich höher aus. Neben oder auch alternativ zu den CCfDs könnten diese Mittel für weitere klimaförderliche in der Bauwirtschaft und im Bedürfnisfeld Wohnen eingesetzt werden.

3.5.5 Soziale Wirkungen

Verteilungseffekte auf Haushaltsebene als eine wesentliche soziale Wirkung sind durch die Zementsteuer nicht zu erwarten. Der Anteil der Kosten für Zement an einem Bauvorhaben ist als gering einzuschätzen, die Preissteigerung für ein Haus dürfte sich durch die Zementsteuer im sehr niedrigen einstelligen Bereich bewegen (Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2020, S. 120). Dies bedeutet auch, dass die Lenkungswirkung beim privaten Endkonsum eher gering ausfallen dürfte, jedoch kann eine Lenkungswirkung entlang der Wertschöpfungskette in preissensibleren Bereichen wie der betrieblichen Beschaffung oder im Einzelhandel erwartet werden.

Mit Blick auf die menschliche Gesundheit sind von der Zementsteuer sowie den CCfDs zur Förderung von weitgehend klimaneutralem Zement beispielsweise über CCS in Deutschland keine maßgeblichen direkten Wirkungen zu erwarten. Indirekte Wirkungen beispielsweise entlang der Wertschöpfungsketten zur Erzeugung erneuerbarer Energie sowie von Substitutbaustoffen können auftreten, übersteigen aber den Betrachtungsrahmen der hier vorliegenden Untersuchung. Jedoch haben die Feinstäube bei der Zementproduktion gesundheitlich schädliche Wirkungen, welche unter Umständen durch CCS Technologien reduziert werden könnten, ggf. aber auch erhöht (Miller und Moore 2020). Ein wesentlicher Faktor neben der Klimawirkung auch aus gesundheitlicher Sicht ist dabei die Verwendung von erneuerbarer Energie zur CO₂-Abscheidung.

Beschäftigungseffekte sind mit Hilfe des makroökonomischen Exiobase-Modells je für die Zementsteuer und die CCfDs in Abbildung 3-3 und Abbildung 3-6 dargestellt. Der durch die Zementsteuer bewirkte Nachfragerückgang führt zu einem deutlichen Rückgang der Beschäftigung in der Zementbranche wie auch in vorgelagerten Wirtschaftszweigen, hauptsächlich im Inland aber auch in gewissem Maße in den Regionen Asien/Pazifik und Afrika. Zu beachten ist, dass hier keine Substitutionseffekte modelliert wurden, es ist eine ceteris paribus Analyse. Das bedeutet, dass der Nachfragerückgang eine Reduktion der Bautätigkeit impliziert, die nicht durch eine gestiegene Nachfrage nach anderen Baumaterialien ausgeglichen wird. Die Investitionen in weitgehend klimaneutrale Zementtechnologien, die durch CCfDs angeregt werden, führen dagegen zu deutlich positiven Beschäftigungseffekten. Diese verteilen sich auf die Zementbranche und auf vorgelagerte Wirtschaftsbereiche, die Materialien und

⁶² Die genauen Rechenwege können unter folgendem Link in Form einer Excel-Datei eingesehen werden. <https://refubium.fu-berlin.de/handle/fub188/32215>.

Technologien für die Oxyfuel- und LEILAC-Anlagen bereitstellen. Die Beschäftigungszahlen können nicht zu einem Nettowert aufsummiert werden, da weitere Effekte wie Substitutionseffekte in bspw. Holzbau oder auch innerhalb der Zementbranche durch Senkung des Klinkeranteils nicht erfasst sind, die wiederum zu zumeist positiven Beschäftigungsimpulsen in anderen Branchen führen können.

3.6 Rechtliche Aspekte und administrative Umsetzung

3.6.1 Zementsteuer

Wie in dem einführenden Kapitel 2.3 dargelegt, ist es allgemein anerkannt mit Steuern Lenkungsziele zu verfolgen. Vorliegend soll die Zementsteuer als Verbrauchsteuer im Sinne des Art. 106 Abs. 1 Nr. 2 GG erhoben werden (vgl. hierzu Kap. 2.3.3 und 2.3.4). Für eine solche Steuer hätte der Bund die Gesetzgebungskompetenz gemäß der Art. 105 Abs. 1, 106 GG (siehe hierzu auch Agora Energiewende; IKEM; BBH 2019, S. 20). Wie in Kapitel 3.3.1 dargelegt, ist der Zement das besteuerte Gut („Steuergegenstand“), wobei sich die Höhe der Steuer nach dem Klinkeranteil richtet („Bemessungsgrundlage“).

Vor dem Hintergrund des Beschlusses des BVerfG zur Kernbrennstoffsteuer (hierzu ausführlich Kap. 2.3) ist anzuführen, dass das BVerfG sich zwar kritisch über eine Besteuerung „reiner Produktionsmittel“ im Rahmen einer Verbrauchsteuer geäußert hat. Das BVerfG hat jedoch hervorgehoben, dass der Begriff der Verbrauchsteuer als Typusbegriff weit zu verstehen ist (Rn. 112 ff.). Zudem hat es klargestellt, dass dies auch den produktiven Bereich [betrifft] (Rn 115). Dennoch sind Restriktionen zu beachten. Die Abgrenzung für (zulässige) Verbrauchsteuern soll demnach wie folgt verlaufen:

„Die Verbrauchsteuern sind aber von den Unternehmensteuern abzugrenzen, die nicht die Einkommensverwendung durch den Erwerb von Waren, sondern die Einkommenserzielung zum Ausgangspunkt nehmen. Die Trennlinie ist demnach bei der Anknüpfung an den Gewinn der Unternehmer einerseits und der Einkommensverwendung der Endverbraucher andererseits zu ziehen [...Nachweise...]: Eine Steuer, die gezielt auf den unternehmerischen Gewinn oder einen typisierend vermuteten unternehmerischen Gewinn zugreift anstatt auf die Einkommensverwendung, ist nicht als Verbrauchsteuer, sondern als Unternehmensteuer einzuordnen [...]“ (Rn. 116).

Vorliegend ist die Zementsteuer jedoch – anders als die Kernbrennstoffsteuer, welche nach dem Willen des Gesetzgebers gerade nicht zu einer Strompreiserhöhung führen sollte – darauf angelegt, dass sie in der Handelskette an die Verbraucher:innen abgewälzt wird. Zu diesem Kriterium das BVerfG:

„Verbrauchsteuern sind im Regelfall indirekte Steuern. Sie werden zwar auf der Ebene des Verteilers oder Herstellers des verbrauchsteuerbaren Gutes erhoben [...] Steuerschuldner und Steuerträger – dh die (natürliche oder juristische) Person, die die Steuerlast im wirtschaftlichen Ergebnis trägt – sind jedoch nicht identisch. Vielmehr ist die Steuer auf eine Abwälzung auf den Endverbraucher angelegt, mit der Folge, dass die Unternehmer als Steuerschuldner von der Steuerlast wirtschaftlich ent- und die privaten Verbraucher als Steuerträger wirtschaftlich belastet werden.“ (Rn 119).

Dies beschreibt zutreffend die Konzeption, die auch der Zementsteuer zugrunde gelegt wird: Die Steuer wird bei den Unternehmen erhoben – soll aber auf die Verbraucher:innen abgewälzt werden.

Weiter führt das BVerfG aus:

„Wird das mit einer Verbrauchsteuer belastete Gut produktiv verwendet, ist der im Typus der Verbrauchsteuer angelegten Abwälzungsmöglichkeit bereits dann Genüge getan, wenn der zunächst belastete gewerbliche Verbraucher jedenfalls grundsätzlich nicht gehindert ist, die Verbrauchsteuerbelastung in den Preis für das von ihm hergestellte Produkt einzustellen und so seinerseits die Steuerlast als Preisbestandteil über eine oder mehrere Handelsstufen auf den privaten End- oder Letztverbraucher abzuwälzen. Dabei ist es unerheblich, ob die wirtschaftliche Abwälzung der Verbrauchsteuerlast für ihn tatsächlich realisierbar ist [...]“. (Rn. 125).

Hinsichtlich des Steuergegenstandes führt das BVerfG aus:

„Der Typus einer Verbrauchsteuer erfordert ferner den Verbrauch eines Gutes, das der Befriedigung eines ständigen privaten Bedarfs dient. Der weite Gestaltungsspielraum des Gesetzgebers bei der Auswahl der Steuergegenstände (vgl. Rn. 68) ist insoweit typusbedingt eingeschränkt.

Dabei kommt es nicht auf einen – im Einzelfall nicht kontrollierbaren – tatsächlichen Verbrauch an, sondern darauf, ob der Besteuerungsgegenstand zum Verbrauch bestimmt ist [...]. Ein Verbrauch ist jedenfalls dann anzunehmen, wenn der Besteuerungsgegenstand nach Abschluss des konkreten Verwendungsvorgangs nach dem Sinn und Zweck des Gesetzes verbrauchsteuerrechtlich als nicht mehr existent angesehen [...] oder funktions- und wertlos werden soll [...]“ (Rn. 128/129).

Durch die Verarbeitung des Zements zu Beton, wird dieser in diesem Sinne „als nicht mehr existent“ angesehen – insoweit ist diese Verarbeitung entsprechend einzuordnen, wie die vom BVerfG hier zitierte „Vermischung von Mineralöl mit nicht steuerbaren Erzeugnissen wie z. B. bei der Herstellung von Schmierstoffen“ (BFH, Urteil vom 6. 12. 2005 - VII R 43/04).

Weiter führt das BVerfG aus:

„Allerdings ist nahezu jedes besteuerte Gut zumindest ‚auch‘ in einem Produktionsprozess nutzbar und eine konsequente Trennung von Produktiv- und Konsumtionsverbrauch durch den Steuergesetzgeber daher kaum möglich [...]. Vor diesem Hintergrund wurden Steuern auf ‚auch‘ konsumtiv nutzbare Produktionsmittel im traditionellen deutschen Verbrauchsteuerrecht als Verbrauchsteuern eingeordnet; das Anknüpfen an ein Produktionsmittel war in diesem Zusammenhang nicht grundsätzlich ausgeschlossen [...]“ (Rn. 140).

Die weiteren Ausführungen des BVerfG beziehen sich insbesondere darauf, ein Anknüpfen an „reine Produktionsmittel“ als typusfremd zu beschreiben. Bei Zement handelt es sich jedoch nicht um ein „reines Produktionsmittel“, wie es bei den Kernbrennelementen der Fall war. Zement kann und wird auch von privaten und gewerblichen Endverbraucher:innen gekauft und verwendet. Zement ist damit einer „privaten konsumtiven Nutzung zugänglich“. Dies spricht für die Zulässigkeit einer Zementsteuer als Verbrauchsteuer. Allerdings bleibt anzumerken, dass dennoch ein Risiko verbleibt, dass das BVerfG die Zementsteuer nicht als zulässige Verbrauchsteuer einordnet. Vor diesem Hintergrund ist zu empfehlen, die finanzverfassungsrechtlichen Bestimmungen im Grundgesetz dahingehend zu überarbeiten, dass umweltbezogene Steuern ermöglicht werden.⁶³ Jenseits einer klareren Absicherung einer

⁶³ Siehe hierzu ausführlich: Klinski/Keimeyer: Erweiterungen des steuer- und abgabenrechtlichen Gestaltungsspielraums für Klimaschutzinstrumente im Grundgesetz (2017), abrufbar unter: <https://www.oeko.de/publikationen/p-details/rechtliche-fragen-zum-klimaschutzplan-1>.

Zementsteuer besteht insbesondere ein Bedürfnis Treibhausgase und andere umweltschädliche Emissionen und Stoffe direkt besteuern zu können.

EU-rechtlich ist vom Ausgangspunkt her davon auszugehen, dass die Erhebung von Verbrauchsteuern oder anderen verbrauchsbezogenen Abgaben grundsätzlich eine eigene Angelegenheit der Mitgliedstaaten ist. Allerdings wurde auf Grundlage von Art. 113 AEUV die Verbrauchsteuer-Systemrichtlinie (EU) 2020/262⁶⁴ erlassen, um eine gewisse Harmonisierung zu erreichen. Zu den direkt von der Verbrauchsteuer-Systemrichtlinie erfassten Verbrauchsteuern zählen allerdings nur die Steuern auf Energieerzeugnisse, Alkoholerzeugnisse und Tabakwaren; nur diese werden als „verbrauchsteuerpflichtig“ definiert (siehe Art. 1 Abs. 1 der Richtlinie). Auf Grundlage von Art. 1 Abs. 3 Satz 1 der Verbrauchsteuer-Systemrichtlinie sind die Mitgliedstaaten frei darin, auf andere Waren Verbrauchsteuern zu erheben („nicht harmonisierte Verbrauchsteuern“). Die Zementsteuer wäre demnach als eine solche „nicht harmonisierte Verbrauchsteuer“ einzuordnen. Art. 1 Abs. 3 Satz 2 der Verbrauchsteuer-Systemrichtlinie bestimmt hierfür, dass die Erhebung solcher Steuern „im grenzüberschreitenden Handelsverkehr zwischen Mitgliedstaaten keine mit dem Grenzübertritt verbundenen Formalitäten nach sich ziehen“ dürfen. Diese Anforderung müsste bei der Ausgestaltung beachtet werden und dürfte ohne weiteres einhaltbar sein. Die bisher in Deutschland nicht-harmonisierten Verbrauchsteuern (Kaffeesteuer und Alkopopsteuer) könnten ggf. als Vorbild für einzelne Ausgestaltungsfragen dienen.

Vor dem Hintergrund des abgabenrechtlichen Diskriminierungsverbots des Art. 110 AEUV sollte eine (ausdrückliche) Zweckbindung der Erträge für die Klimaschutzverträge vermieden werden. Denn eine solche rechtliche Koppelung könnte in der Gesamtwirkung zu einer Schiefelage führen, die nach der Rechtsprechung des EuGH⁶⁵ als mittelbare (abgabenrechtliche) Diskriminierung der EU-ausländischen Unternehmen eingeordnet werden kann. Unproblematisch dürfte es demgegenüber im Hinblick auf Art. 110 AEUV sein, die Geldmittel allgemein für die Dekarbonisierung und den Umbau der betroffenen Industriesektoren einzusetzen.

3.6.2 Klimaschutzverträge (CCfDs)

Bei Förderungen aufgrund von CCfDs handelt es sich europarechtlich um Beihilfen, welche bei der EU-Kommission notifiziert werden müssen. Hierzu sind die Vorgaben der Leitlinien für staatliche Umweltschutz- und Energiebeihilfen (UEBLL)⁶⁶ sowie die bisherigen Einzelentscheidungen der EU-Kommission zu Contracts for Difference (CfDs) zu berücksichtigen. Eine der Entscheidungen der EU-Kommission betrifft die Unterstützung des Kernkraftwerks Hinkley Point C durch das Vereinigte Königreich.⁶⁷ In dieser Entscheidung legte die EU-Kommission dar, dass die CfDs nicht nur als Betriebsbeihilfen zu behandeln sind, sondern

⁶⁴ Richtlinie (EU) 2020/262 des Rates v. 19.12.2019 zur Festlegung des allgemeinen Verbrauchsteuersystems (Neufassung), ABl. L 58 v. 27.2.2020, S. 4.

⁶⁵ EuGH, Urteil vom 11.03.1992 - C-78/90, Rn. 27; ferner EuGH, Urteil vom 16.12.1992 - C-17/91, Rn. 23.

⁶⁶ Europäische Kommission, Leitlinien für staatliche Umweltschutz- und Energiebeihilfen 2014-2020 (2014/C 200/01) in der Fassung der Bekanntmachung vom 28. Juni 2014 (ABl. EU C 200, S. 1); zuletzt geändert Mitteilung der Kommission über die Verlängerung und Änderung der Leitlinien für Regionalbeihilfen 2014-2020, der Leitlinien für staatliche Beihilfen zur Förderung von Risikofinanzierungen, der Leitlinien für staatliche Umweltschutz- und Energiebeihilfen 2014-2020, der Leitlinien für staatliche Beihilfen zur Rettung und Umstrukturierung nichtfinanzieller Unternehmen in Schwierigkeiten, der Mitteilung — Kriterien für die Würdigung der Vereinbarkeit von staatlichen Beihilfen zur Förderung wichtiger Vorhaben von gemeinsamem europäischem Interesse mit dem Binnenmarkt, der Mitteilung der Kommission — Unionsrahmen für staatliche Beihilfen zur Förderung von Forschung, Entwicklung und Innovation und der Mitteilung der Kommission an die Mitgliedstaaten zur Anwendung der Artikel 107 und 108 des Vertrags über die Arbeitsweise der Europäischen Union auf die kurzfristige Exportkreditversicherung, ABl. EU 2020 Nr. C 224 S. 2.

⁶⁷ Europäische Kommission, Entscheidung SA.34947 vom 08.10.2014 (ab Rn. 366), abrufbar unter: https://ec.europa.eu/competition/elojade/isef/case_details.cfm?proc_code=3_SA_34947.

charakteristische Züge von Investitionsbeihilfen aufweisen würden (Rn. 344 bis 347 der Entscheidung). Dementsprechend wurden die Beihilfen nicht von vornherein als unzulässig eingestuft.

Hervorzuheben ist, dass die lange Laufzeit des CfDs für Hinkley Point C von der EU-Kommission akzeptiert wurde, da nur so die langfristigen (Investitions-)Risiken eines Kernkraftwerks abgesichert werden könnten (siehe Rn. 394ff.). Für CCfD ist zudem hervorzuheben, dass die EU-Kommission diese grundsätzlich als angemessenes Instrument akzeptiert hat, um kohlenstoffarme Technologien zu unterstützen (unter Rn. (397)).⁶⁸

Es ist damit zu rechnen, dass im Rahmen der Notifizierung ein besonderes Augenmerk auf die „Vermeidung übermäßiger negativer Auswirkungen auf Wettbewerb und Handel“ (3.2.6 UE BLL) im Binnenmarkt zu legen sein wird. Denn: Da bei einer nationalen Vergabe der CCfDs Anlagen aus dem Ausland ausgeschlossen sind, könnte dies zu einer Wettbewerbsverzerrung führen, welche sich auf den Binnenmarkt – aus Sicht der EU-Kommission – (zu stark) negativ auswirkt. Andererseits ist gerade für den Zement anzuführen, dass – anders als bei anderen Produkten – kein maßgeblicher grenzüberschreitender Handel stattfindet, sodass auch keine relevanten negativen Auswirkungen auf Wettbewerb und Handel im Binnenmarkt zu erwarten sind.

Schließlich ist zudem darauf hinzuweisen, dass der Gerichtshof der Europäischen Union (EuGH) die aufgrund des CfDs vorgesehenen langjährigen Beihilfen für das Atomkraftwerk Hinkley Point C mit Urteil vom 22. September 2020 billigte.⁶⁹

Eine Förderrichtlinie wirft darüber hinaus in der Regel auch keine grundlegenden verfassungsrechtlichen Fragen auf. Insbesondere ist anerkannt, dass dem Staat bei der Förderung – anders als bei Grundrechtseingriffen – bezüglich des allgemeinen **Gleichheitssatzes** des Art. 3 Abs. 1 GG ein weiter Gestaltungsspielraum zukommt. Es ist somit mit dem Gleichheitssatz vereinbar, nur bestimmte Adressaten zu fördern und andere Gruppen nicht einzubeziehen. Wesentlich ist, dass fachliche Gesichtspunkte vorliegen, die eine solche Entscheidung sachlich legitimieren, diese also nicht willkürlich ist.

3.7 Flankierende Maßnahmen

Komplementär zu der Zementabgabe und den CCfDs sind Beschaffungsrichtlinien des Bundes denkbar, emissionsarme Materialien bei Bauvorhaben zu nutzen, um den Markt für klimaschonendes Baumaterial zu stärken. Darüber hinaus sollte auf europäischer Ebene eine Einführung einer entsprechenden Abgabe auch für weitere Grundstoffindustrien wie z. B. Stahl, Aluminium und Chemie angestrebt werden (Agora Energiewende 2020), da die alleinige Fokussierung auf Zement auf Dauer nur begrenzte ökologische Entlastungen bringen dürfte. Dabei könnte die nationale Einführung in Deutschland für Zement als Pilot verstanden werden, um die Designeigenschaften auszuarbeiten und zu erproben. Ähnlich wird in den Niederlanden mit der nationalen Luftfrachtabgabe verfahren (vgl. Kapitel 5).

Wechselwirkungen mit der kürzlich vom UBA vorgeschlagenen Primärbaustoffsteuer wären nicht zu erwarten, da dort Kalkstein und Ton nicht erfasst werden sollen (UBA 2019d).

Des Weiteren könnten die durch die Zementsteuer generierten Staatseinnahmen auch für andere Zwecke eingesetzt werden als die oben beispielhaft dargelegte CCfD-Förderung von weitgehend treibhausgasneutralem CCS-Zement. Dafür ist die Förderung des

⁶⁸ Dies zeigt sich auch, dass in dem Entwurf der neuen Beihilfeleitlinien 2022 in Rn. 103 Differenzverträge – im Gegensatz zu den bisherigen Umweltschutz- und Energiebeihilfen – ausdrücklich genannt werden.

⁶⁹ EuGH, Urteil vom 22.09.2020, Hinkley Point C, C-594/18 P.

umweltfreundlichen Holzbaus denkbar sowie von CCU-Technologien im Zementsektor, wenn diese in Zukunft aussichtsreicher und in industriellem Maßstab verfügbar werden. Auch stärker sektorübergreifend könnten natürliche Senken unterstützt werden wie Aufforstung oder Wiedervernässung von Mooren.

Es ist zu betonen, dass die Kombination aus Verbrauchsteuer auf Zement und CCfDs bei weitem nicht alle ökologischen Herausforderungen des Sektors Bauen und Wohnen adressieren kann. Diese Instrumentenkombination kann lediglich ein Teil eines umfassenden Policy-Mixes zur Ökologisierung des gesamten Lebenszyklus des Bau- und Wohnbereichs bis hin zur Raumplanung sein. Dies reicht über den Fokus des vorliegenden Projekts zu ökologischen Verbrauchsteuern hinaus und zeigt zukünftige Forschungsbedarfe.

3.8 Fazit

Zement ist ein Baustoff, von dem energie- wie prozessbedingt hohe CO₂-Emissionen ausgehen. Die Minderungsoptionen bei der Herstellung sind beschränkt. Erhebliche Effizienzpotentiale gibt es aber bei der Weiterverarbeitung. Bauteile können mit weniger Beton hergestellt werden, es gibt gerade im Hochbau ökologisch sinnvolle Alternativen, die Lebensdauer von Gebäuden kann verlängert werden, die Flächen effizienter genutzt werden. Dennoch ist absehbar, dass nicht vollständig auf Zement verzichtet werden kann. Neben einer effizienteren Verwendung erscheinen alternative Bauweisen, alternative Bindemittel, natürliche Senken und voraussichtlich CCS- oder ggf. CCU-Technologien als nötig, um die Zementindustrie zu dekarbonisieren. Diese Optionen sind nicht allein marktgetrieben zu erwarten, weil sie mit erheblichen Mehrkosten für die Herstellung einhergehen. Vor diesem Hintergrund haben wir einen Politik-Mix für den Zementsektor erarbeitet, welcher sich erstens aus einer Verbrauchsteuer auf Zement und zweitens aus CCfDs zur Förderung weitgehend klimaneutralen Zements zusammensetzt. Die Verbrauchsteuer würde auf Zement erhoben, wobei der Zementklinkeranteil die Bemessungsgrundlage darstellt.

Das Ziel der Steuer wäre es vor allem, Anreize für eine Reduktion des (klimawirksamen) Klinkers und eine effizientere Verwendung von Zement bzw. die Nutzung von alternativen Baustoffen zu geben. Vom europäischen Emissionshandel gehen bisher aufgrund der „dynamischen“ kostenfreien Zuteilung der Zertifikate in Abhängigkeit der jeweils aktuellen Produktionsmenge kaum entsprechende Anreize aus. Besteuert würde inländischer sowie importierter Zement sowie Zwischenprodukte mit relevantem Zementanteil – Exporte wären ausgenommen. Somit besteht kein Carbon Leakage-Risiko. Zur administrativen Vereinfachung sollte die Besteuerung pauschal stattfinden, also nicht differenziert in konventionellen und weitgehend klimaneutralen Zement. Die Schwierigkeit eines Trackingsystem des Herstellungsprozesses (insb. für Importe) kann so umgangen werden. Ein weiteres Ziel wäre die Generierung von Steuereinnahmen, die beispielsweise für CCfDs verwendet werden können, welche der Staat mit der Zementindustrie schließt. Diese Klimaschutzverträge können die Mehrkosten in der Herstellung von weitgehend CO₂-neutralem Zement bezuschussen.

In Ergänzung zu bisherigen Studien (insb. Neuhoff et al. 2020 und Agora Energiewende; Wuppertal Institut 2019) zeigen wir, dass insbesondere für Zement eine nationale Verbrauchsteuer möglich wäre. Dabei wird deutlich, dass nicht unbedingt auf ein europäisches Vorgehen gewartet werden muss. Zement bietet den Vorteil, dass es meist als Endprodukt gehandelt wird oder verarbeitet in eher simpel zusammengesetzten Bauteilen, was den Grenzsteuerausgleich vereinfacht. Die Endprodukte von Zement in Infrastrukturen oder Gebäuden sind standortgebunden. Dies kann bei Chemikalien, Stahl oder Aluminium als weitere emissionsintensive Grundstoffe anders sein. Hier könnten sich durch eine nationale

Verbrauchssteuer Anreize ergeben, die Produktion ins (auch europäische) Ausland zu verlagern und Halbzeuge und Fertigprodukte zu reimportieren, bei denen dann der Anteil des Grundstoffes nicht mehr oder nicht mit vertretbarem Aufwand zu bestimmen ist.

Im Rahmen der Analyse wurden für die Steuerhöhe zwei Varianten geprüft. In der präferierten Variante wird die Zementsteuer an der gemittelten Höhe des EU ETS-Preises im Vorvorjahr und den EU ETS-Benchmarkzuteilungen bemessen. Auf diesem Weg werden grob die im EU ETS aus Carbon Leakage-Erwägungen kostenlos zugeteilten Zertifikate als Verbrauchssteuer reinstalled. In Folge der Zementsteuer allein kann ein Rückgang der Nachfrage nach Zement von 6-12 % erwartet werden, entsprechend der literaturbasierten Annahmen zur Elastizität der Nachfrage und dem Preiseffekt. Neben der Zementsteuer fördern die CCfDs Investitionen zur weitgehenden Dekarbonisierung des gesamten deutschen Zementsektors, in der Untersuchung wurde dafür beispielhaft weitgehend klimaneutraler CCS-Zement gewählt.

In der Betrachtung der Zementsteuer und der CCfDs sind tendenziell kaum Friktionen für Wertschöpfung oder für Beschäftigung zu erwarten. Dabei stehen negative Beschäftigungswirkungen in Folge des Nachfragerückgangs nach Zement positiven Beschäftigungseffekten durch die Investitionen in weitgehend klimaneutrale Zementtechnologien gegenüber, wobei Substitutionseffekte zu alternativen Baustoffen und deren Beschäftigungswirkungen wiederum nicht mit betrachtet werden konnten. Die erheblichen positiven Umweltwirkungen der Zementsteuer und CCfDs würden allenfalls geringfügige ökonomische Wirkungen nach sich ziehen. Die CO₂-Reduktion würde linear ansteigen und bis im Jahr 2050 26 Mio. t/Jahr erreichen – das entspricht gut der Hälfte der gegenwärtig durch die gesamte deutsche Industrie verursachten Emissionen. Auch in vorgelagerten Wirtschaftszweigen (z. B. im Bergbau oder Energiesektor) in Deutschland und über die Grenzen hinaus schafft das vorgeschlagene Instrumentenbündel Entlastung, für CO₂-Emissionen wie auch für weitere Umweltmedien wie natürliche Ressourcen, Wasser und Landnutzung.

Dabei konnten im Rahmen dieser Studie mögliche Substitutionseffekte zugunsten anderer Baumaterialien aufgrund fehlender Daten kaum berücksichtigt werden. Hier können sowohl ökologisch wie ökonomisch vorteilhafte Wirkungen eintreten (wenn etwa mit Holz substituiert wird) aber auch negative Wirkungen (etwa wenn Stahl, ökologisch problematische mineralische Baustoffe oder Bitumen als Ersatzstoffe genutzt werden). Für eine umfassende Folgenabschätzung der Substitution von Zement durch andere Baustoffe müssten deren Kreuzpreiselastizität sowie die damit verbundenen Umweltwirkungen vergleichend analysiert werden. Auf dieser Grundlage könnten flankierende umweltpolitische Maßnahmen entwickelt werden, die unerwünschte Substitutionen verhindern. Hier zeigen sich weitere Forschungsbedarfe. Der ökologisch erstrebenswerte Holzbau sowie das Baustoffrecycling sollten zudem über weitere Instrumente gefördert werden, unter anderem auch nicht-ökonomische Instrumente wie Ordnungsrecht und informatorische Ansätze, da gerade Privatpersonen Bauentscheidungen nicht rein ökonomisch-rational treffen (Jochem et al. 2016).

Die ebenfalls betrachtete Variante einer Bemessung der Zementsteuer auf der Grundlage der Schadenskosten von CO₂ (180 €/t für 2016) erscheint grundsätzlich plausibel. Wenn die Klimaschadenskosten der Nutzung von Zement umfänglich eingepreist wären, würde dem Verursacherprinzip besser Rechnung getragen. Dies hätte zur Folge, dass weniger Flächen in Anspruch genommen werden, langlebiger gebaut wird bzw. eher saniert wird als neu gebaut und ökologisch verträglichere Baustoffe zum Einsatz kommen. Allerdings erscheint es besonders problematisch, die vollen Schadenskosten nur für einen Baustoff anzusetzen, andere Baustoffe aber nicht im gleichen Maße zu belasten. Zudem ist das hier vorgeschlagene Instrument nicht

dafür gedacht, zwischen konventionell hergestelltem und CO₂-neutralem Zement zu unterscheiden. Die „Schadens“-Kosten würden also auch dort erhoben, wo wenige bis keine Emissionen entstehen. Die Orientierung an den Vermeidungskosten, wie sie über den EU ETS vermittelt werden, erscheint dagegen sinnvoll, weil bei der breiter etablierten und moderateren CO₂-Preishöhe die Aufwände für die Umstellung via CCfDs bereits finanziert werden können. Das Steueraufkommen ist sogar bereits in diesem Fall höher als die erwarteten Ausgaben. Fiskalisch werden durch das Instrumentenbündel also noch zusätzliche Einnahmen generiert, welche beispielsweise für weitergehenden Klimaschutz in der nachgelagerten Wertschöpfungskette von Zement und für die Kompensation von Emissionen außerhalb der Zementindustrie über natürliche Senken verwendet werden könnten.

Die ökonomische Theorie legt nahe, dass ein CO₂-Preis sektorübergreifend und früh in den Wertschöpfungsketten eingeführt werden sollte. Vor dem Hintergrund europäisierter und globalisierter Wertschöpfungsketten und der Befürchtung von Wettbewerbsverzerrungen erscheint dies politisch außerordentlich anspruchsvoll. Eine konsumbasierte Bepreisung tendenziell am Ende von vorzugsweise eher kurzen Wertschöpfungsketten ermöglicht, dass national vorangegangen werden kann und Wettbewerbsnachteile vermieden werden. Die ökologischen Potentiale, die eine Zementsteuer in Kombination mit CCfDs bieten könnte, sind beträchtlich und sollten für die angestrebte rasche Dekarbonisierung berücksichtigt werden.

Denkbar wäre auch eine Dekarbonisierung, die vornehmlich durch eine Subventionierung in Form von CCfDs allein erreicht wird. Dabei würde aber die wichtige ökologische Lenkungswirkung verloren gehen, die von der Verteuerung von Zement ausginge. Mit dem Baugeschehen geht Flächenverbrauch, die Nutzung weiterer natürlicher Ressourcen einher, die hohe und immer weiter steigende Inanspruchnahme von Wohnfläche pro Kopf erscheint nicht nachhaltig und trägt dazu bei, dass Gebäude nicht nur in der Bauphase, sondern auch in der Nutzungsphase umweltintensiv sind. Eine aus Steuergeldern subventionierte Umstellung der Zementindustrie würde diese Potentiale ungenutzt lassen und widerspräche dem Verursacherprinzip.

Die Untersuchungen zeigen außerdem weiteren Forschungsbedarf insbesondere bei potenziellen Substitutionseffekten zu anderen Baustoffen und deren Umweltwirkungen in Folge der Zementsteuer, welcher hier aufgrund fehlender Daten nicht quantifiziert werden konnte. Zudem wurde aufgrund der Datenverfügbarkeit hier CCS-Zement als beispielhafte weitgehend treibhausgasneutrale Technologie in Form von Speicherung für den Zementsektor gewählt. Andere möglicherweise aus gesamtheitlicher Perspektive vorzuziehende Ansätze wie natürliche Senken sollten in weiteren Studien untersucht werden. Es ist außerdem herauszustellen, dass die hier untersuchte Kombination aus Verbrauchsteuer auf Zement und CCfDs keinesfalls alle ökologischen Herausforderungen des Sektors Bauen und Wohnen adressiert. Diese Instrumentenkombination kann lediglich ein Teil eines umfassenden Policy-Mixes zur Ökologisierung des gesamten Lebenszyklus des Bau- und Wohnbereichs bis hin zur Raumplanung sein. Dies reicht deutlich über den Betrachtungsrahmen des vorliegenden Projekts zu ökologischen Verbrauchsteuern hinaus und zeigt zukünftige Forschungsbedarfe.

4 Kaffeesteuerbefreiung für nachhaltigen und fairen Kaffee

4.1 Gegenwärtige Regelung

Kaffee⁷⁰ hat im Vergleich zu vielen anderen Lebensmitteln eine viel preissensiblere Nachfrage und wird im Einzelhandel häufig mit Angebotspreisen beworben. Dies liegt u. a. daran, dass er einfach zu lagern ist (Justus-Liebig-Universität Gießen 2013, S. 66). Verbraucherpreise für Kaffee sind seit 2015 in Deutschland um 2,4 % gesunken (Destatis 2020). Im internationalen Vergleich liegt das Preisniveau im Einzelhandel im unteren Mittelfeld.

Abbildung 4-1: Einzelhandelspreis von Röstkaffee in ausgewählten Ländern weltweit im Jahr 2018 (in US-Dollar pro 450 Gramm)



Quelle: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin, auf Datenbasis von: International Coffee Organization 2018.

Das niedrige Preisniveau in Deutschland ist besonders bemerkenswert in Anbetracht der doppelten Besteuerung von Kaffee durch Mehrwertsteuer und Kaffeesteuer. Kaffee wird in Deutschland als Grundnahrungsmittel mit dem reduzierten Mehrwertsteuersatz von 7 % besteuert.⁷¹ Die Kaffeesteuer ist als Mengensteuer konzipiert und beträgt für Röstkaffee 2,19 € pro Kilogramm und für löslichen Kaffee 4,78 € pro Kilogramm.⁷² Die Kaffeesteuer in Deutschland ist eine Verbrauchsteuer, die auf Röstkaffee und löslichen Kaffee erhoben wird. Ihre Einnahmen haben sich seit 2005 kaum verändert und liegen bei knapp über einer Milliarde Euro im Jahr (2019: 1,06 Mrd. €).

Kaffeeprodukte werden anteilig ihres Kaffeeanteils besteuert. Rohkaffee fällt nicht unter die Kaffeesteuer, sondern gerösteter Kaffee. Kaffeesteuerpflichtig in Deutschland sind in den meisten Fällen die Kaffeeröstereien, die die Steuer dann an Händler und Konsument:innen

⁷⁰ Im Rahmen der Studie werden die Begriffe „nachhaltiger Kaffee“ bzw. „nachhaltig produzierter und fair gehandelter“ Kaffee benutzt zur Abgrenzung von konventionellem Kaffee. Damit soll kein direkter Bezug zu spezifischen Labels hergestellt werden.

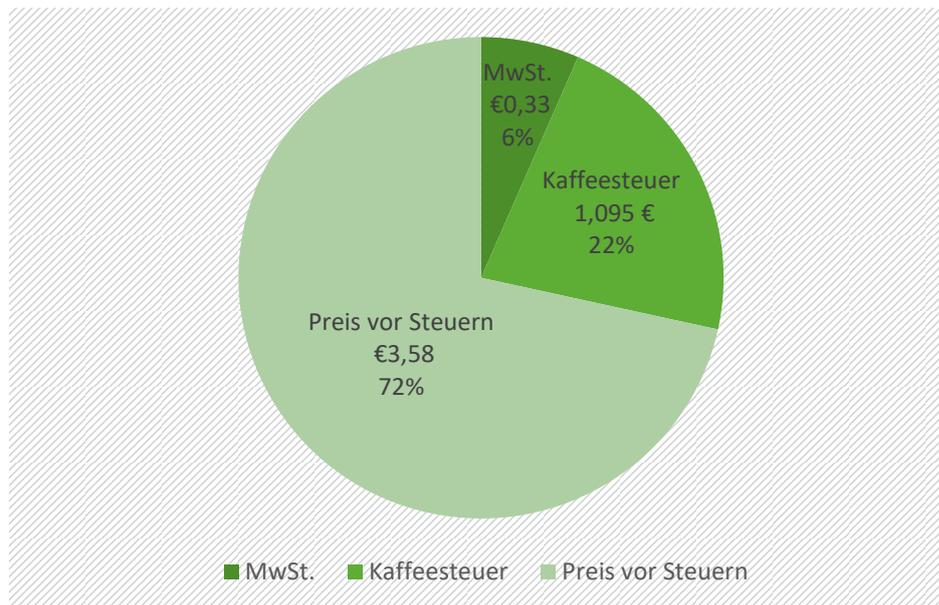
⁷¹ Andere Kaffeearten (Instantkaffee) als auch zubereiteter Kaffee hingegen werden mit 19 % MwSt. besteuert.

⁷² Zur Einordnung: der Fünf-Jahres-Durchschnittspreis für grünen Rohkaffee aus Robustabohnen lag auf dem Weltmarkt bei 2,04 US-\$ pro kg (Molenaar und Short (2018)).

weitergeben. Für Kaffee, der in Deutschland geröstet, dann aber wieder exportiert wird, können sich Röster die gezahlte Kaffeesteuer rückerstatten lassen.

Insbesondere im niedrigen Preissegment macht die Kaffeesteuer als Mengensteuer gegenüber der Mehrwertsteuer als Wertsteuer einen deutlich höheren Anteil aus. Ausgehend von dem in Abbildung 4-1 dargelegten Preis von ungefähr 5 Euro pro Pfund Kaffee, zeigt die folgende Abbildung 4-2 den Anteil der beiden Steuerarten.

Abbildung 4-2: Steueranteile (MwSt. und Kaffeesteuer) in Deutschland am Beispiel eines Pfunds Kaffee zum Bruttopreis von 5 Euro



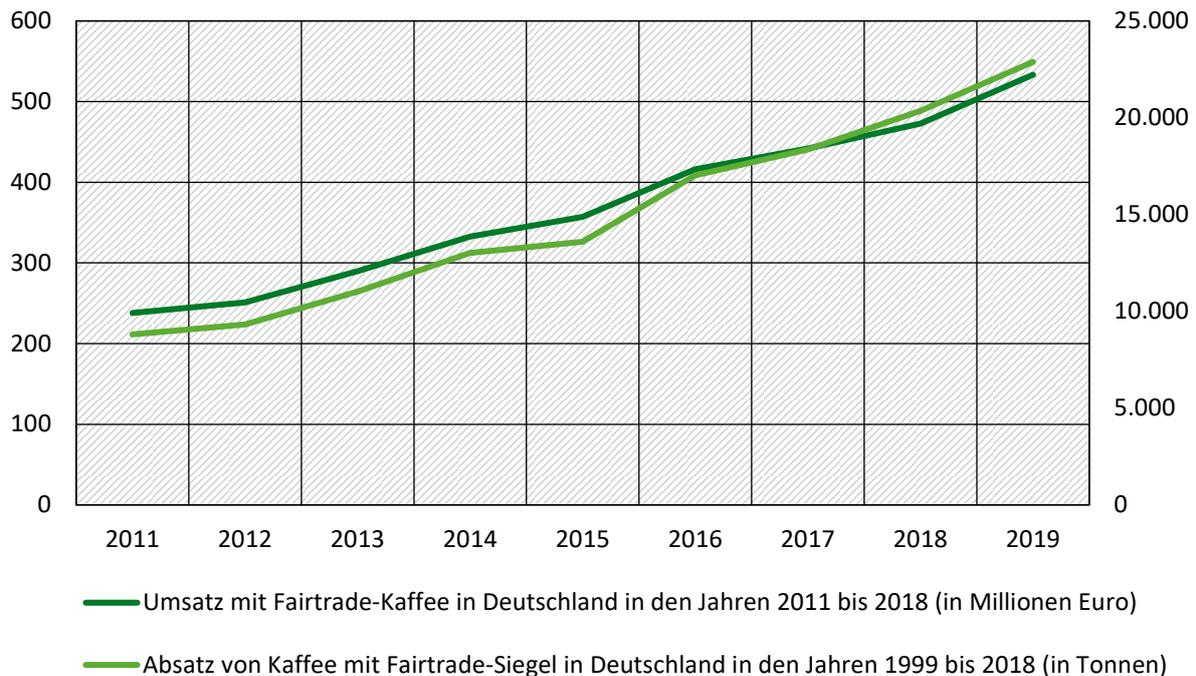
Quelle: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin.

Prozentual macht die Kaffeesteuer bei einem Nettopreis von 5 Euro pro Pfund einen Anteil von 22 % aus – zusammen mit der Mehrwertsteuer beträgt der Anteil dieser beiden Steuern über 28 % des Bruttopreises. Durch den hohen Steueranteil in Deutschland wird ein zusätzlicher Druck auf die Margen der einzelnen Verarbeitungsstufen (Anbau, Röstung, Handel) ausgeübt.⁷³ Die Anteile variieren stark zwischen konventionellem und fair produziertem Kaffee. Bei beiden aber gilt, dass nur ein Bruchteil der Wertschöpfung im Herkunftsland bei den Kaffeebauer:innen verbleibt, da die Kaffeeröstereien und Händler den größten Teil der Wertschöpfung erwirtschaften (vgl. Abbildung 4-6 und Abbildung 4-7).

Der Anteil von nachhaltig und fair produzierten Kaffees in Deutschland hängt davon ab, welche Zertifizierungen/Standards in diese Definition mit aufgenommen werden und welche nicht. Reclam et al. schätzen den Anteil des nach den Standards von Fairtrade, EG-Öko-Verordnung, UTZ certified oder Rainforest Alliance produzierten Kaffees auf 4 bis 10 % (2019, S.90). Unsicherheit bezüglich des Anteils rührt u. a. aus Doppelzertifizierungen. So waren beispielsweise ca. 75 % der Fairtrade-zertifizierten Kaffees 2019 auch nach EG-Öko-Verordnung zertifiziert (TransFair e.V. 2020). Absatz und Umsatz von Fairtrade-zertifiziertem Kaffee in Deutschland wächst deutlich und hat sich beispielsweise zwischen 2011 und 2018 verdoppelt.

⁷³ Der Kaffeepreis hängt darüber hinaus vom Weltmarktpreis für den jeweiligen Rohkaffee und einer Vielzahl weiterer Faktoren (z. B. Lagerbestände, Ernteprognosen, etc.) ab.

Abbildung 4-3: Entwicklung von Umsatz (in Mio. Euro) und Absatz (in Tonnen) von Kaffee mit Fairtrade-Siegel in Deutschland, 2011-2019



Quelle: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin, auf Basis von Daten aus: TransFair e.V. 2020.

4.2 Fehlanreize sowie ökonomische und ökologische Probleme

4.2.1 Fehlanreize durch die Kaffeesteuer

Die Kaffeesteuer selbst erhöht die Verbraucherpreise und reduziert die Nachfrage nach Kaffee. Mit ihrem hohen Anteil erhöht sie den Druck auf die Anteile an der Wertschöpfung, die bei Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen, Röstereien und Einzelhandel verbleiben. Sie verstärkt damit indirekt die grundlegenden Probleme in der Kaffeeproduktion, die im Folgenden dargelegt werden. Ziel einer Kaffeesteuerbefreiung für nachhaltigen Kaffee wäre, diese Probleme zu adressieren und (zumindest teilweise) zu beheben⁷⁴.

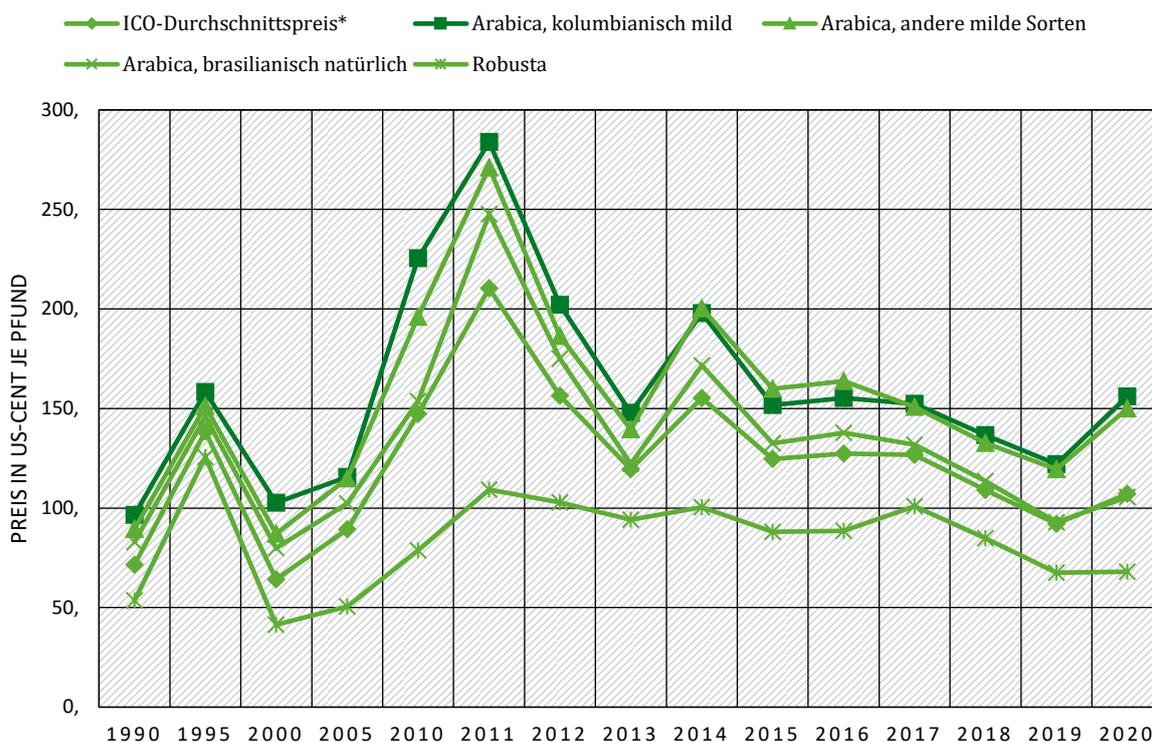
4.2.2 Ökonomische Probleme: Niedrige Weltmarktpreise, von denen nur ein Bruchteil der Wertschöpfung bei Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen verbleibt

Weltmarktpreise für die unterschiedlichen Kaffeesorten stagnieren seit Jahrzehnten. Dies gilt grundsätzlich unabhängig von der betrachteten Kaffeesorte, wobei für Arabica-Bohnen ein deutlich höheres Preisniveau gilt als für Robusta-Bohnen. Ein temporäres Hoch erreichten die Kaffeepreise um 2011. Der aktuelle ICO-Durchschnittspreis 2020 liegt bei ungefähr der Hälfte des Preisniveaus von 2011.⁷⁵

⁷⁴ Eine umfassende Übersicht zu sozialen, ökonomischen und ökologischen Herausforderungen in den Kaffeeanbauländern ist zu finden bei Panhuysen und Pierrot (2018) in Südwind. Institut für Ökonomie und Ökumene 2020, S.20.

⁷⁵ Im Durchschnitt der ersten zehn Monate des Jahres 2020 lag dieser bei 1,07\$ pro Pfund; in 2011 betrug er 2,10\$.

Abbildung 4-4: Durchschnittspreis von Kaffeebohnen im Welthandel nach Sorten von 1990 bis 10/2020 (in US-Cent je Pfund Rohkaffee)

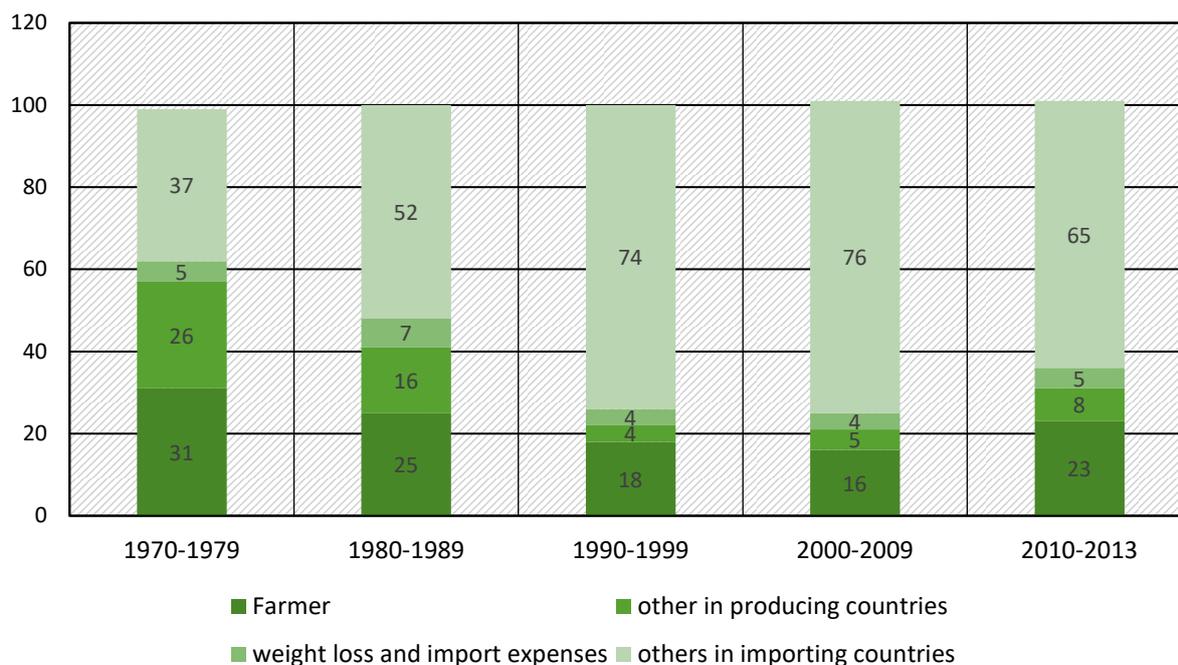


Quelle: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin, auf Basis von Daten aus: International Coffee Organization o.D.

Insgesamt verbleibt von den Erträgen des Kaffeekonsums nur ein sehr geringer Anteil bei Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen. Eine Untersuchung von Samper et al. beziffert den Anteil der Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen im Herkunftsland des Kaffees am weltweiten jährlichen Umsatz von ca. 200 Milliarden US-\$ auf durchschnittlich ein Zehntel (Samper et al. 2017).⁷⁶ Die Anteile unterschiedlicher Akteure in der Kaffeekeette verändern sich mit den Schwankungen der Weltmarktpreise als auch über Zeit. Der Blick auf die Verteilung der Wertschöpfung zeigt auch, dass der Anteil der Kaffeeröstereien und Händler über Zeit deutlich zugenommen hat – auf Kosten der Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen und Zwischenhändler in den Herkunftsländern.

⁷⁶ Investitionen in die Verbesserung der Nachhaltigkeit im Sektor belaufen sich laut Coffee Barometer Bericht auf 350 Mio. US-\$ – oder weniger als 0,2 % des weltweiten Umsatzes. Panhuysen und Pierrot (2018).

Abbildung 4-5: Verteilung der Wertschöpfung im Kaffee Einzelhandel zwischen 1970 und 2013

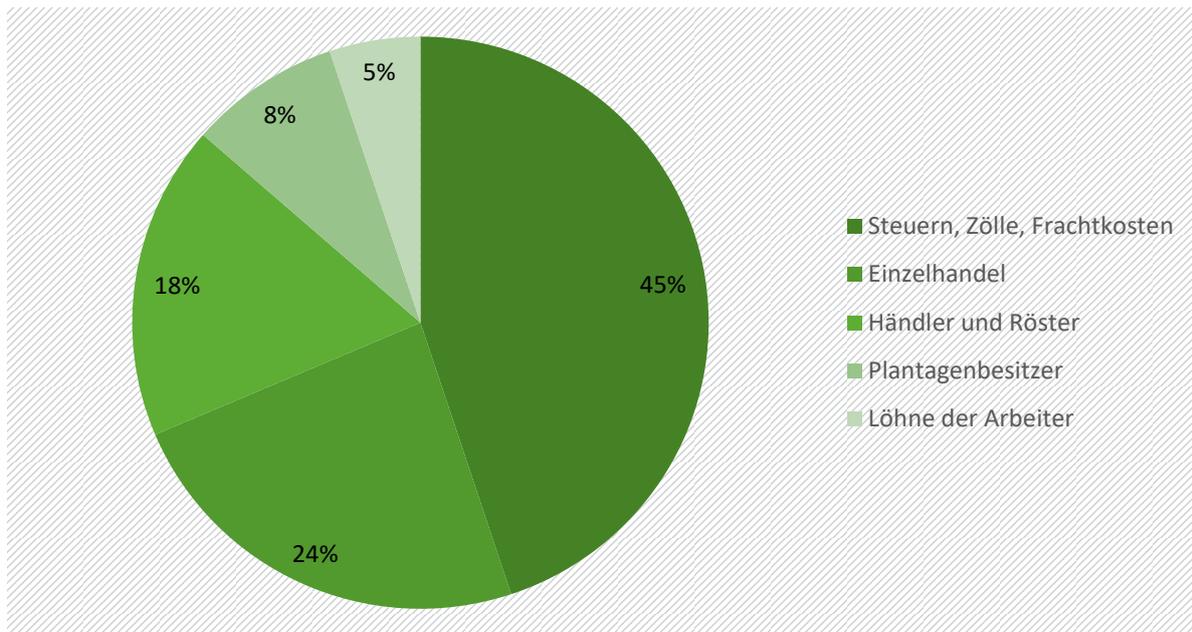


Quelle: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin, auf Basis von Daten aus: Leibovich in Samper und Quiñones-Ruiz 2017.

In Deutschland ist der staatliche Anteil (durch Kaffee- und Mehrwertsteuer) am Verbraucherpreis hoch (vgl. Abbildung 4-2). Daten zur Zusammensetzung des Verkaufspreises sind kaum vorhanden und schwer zu vergleichen. Die folgenden Abbildungen zeigen die Zusammensetzung des Kaffeepreises einerseits im günstigen Segment (3,70 € pro 500 g) (Abbildung 4-6) und andererseits – um die Unterschiede in der Zusammensetzung der Preisbestandteile zu illustrieren – in einem deutlich höheren Preissegment, am Beispiel eines biologisch angebauten und fair gehandelten Kaffees (10,50 € pro 500 g) (Abbildung 4-7). Die Struktur der Daten und die unterschiedlichen Preisniveaus lassen dabei keinen direkten Vergleich zu. Sie zeigen jedoch, dass der Anteil der Wertschöpfung der Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen im wettbewerbsintensiveren preisgünstigen Segment niedriger ist als bei fair zertifiziertem Kaffee, in dessen Richtlinien⁷⁷ höhere Erzeugerpreise und Mindestpreise dafür sorgen (sollen), dass deren Einkommen steigen.

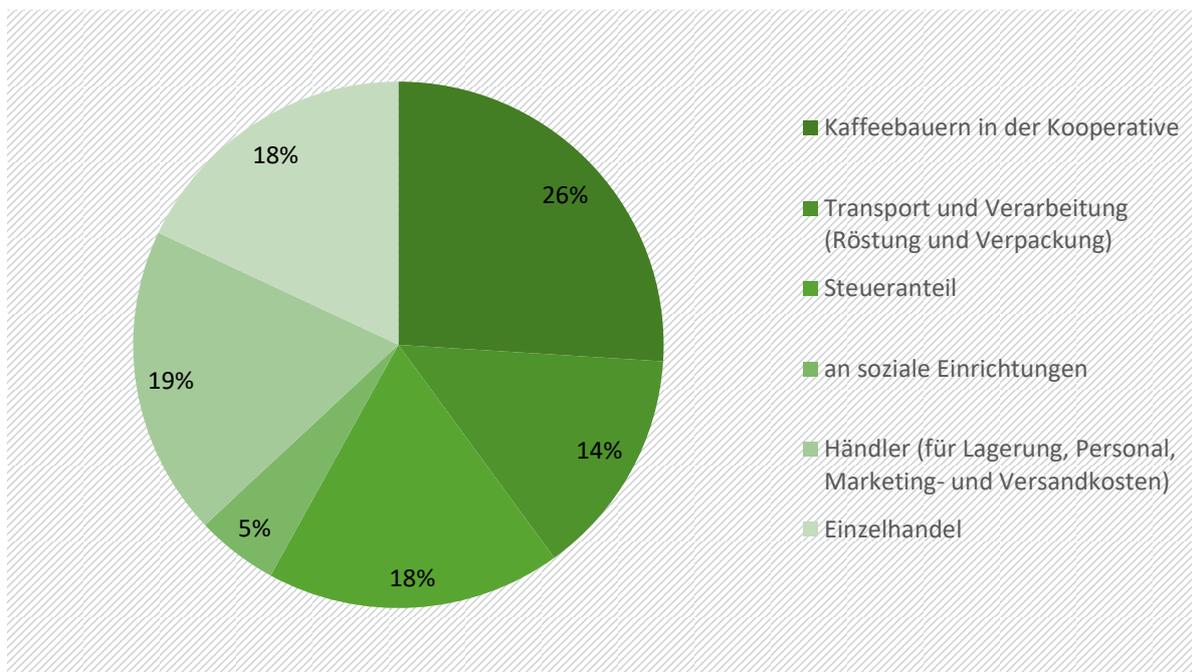
⁷⁷ Im konkreten Beispiel gelten die Richtlinien von Naturland Fair: https://www.naturland.de/images/Naturland/Richtlinien/Naturland-Richtlinien_Fair-Richtlinien.pdf

Abbildung 4-6: Zusammensetzung des Kaffeepreises in Deutschland im preisgünstigsten Segment (3,70 € pro 500g, 2007)



Quelle: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin, auf Basis von Daten aus Statista.⁷⁸

Abbildung 4-7: Zusammensetzung des Kaffeepreises bei fair & bio-zertifiziertem Kaffee



Quelle: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin, auf Basis von Daten aus: Biewald 2020.

Eine wissenschaftliche Untersuchung zum Einfluss der Fairtrade-Zertifizierung zeigt für die USA, dass die Preise für Fairtrade-zertifizierten Kaffee im Durchschnitt 1,10 \$ pro US-Pfund höher liegen. Diese Preisdifferenz verteilt sich dabei sehr ungleich: Einzelhändler verdienen sogar

⁷⁸ Siehe <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/198036/umfrage/entstehung-des-kaffeepreises-von-3-70-euro/#:~:text=Die%20vorliegende%20Statistik%20zeigt%2C%20wie,durch%20Steuern%2C%20Z%C3%B6lle%20und%20Frachtkosten>

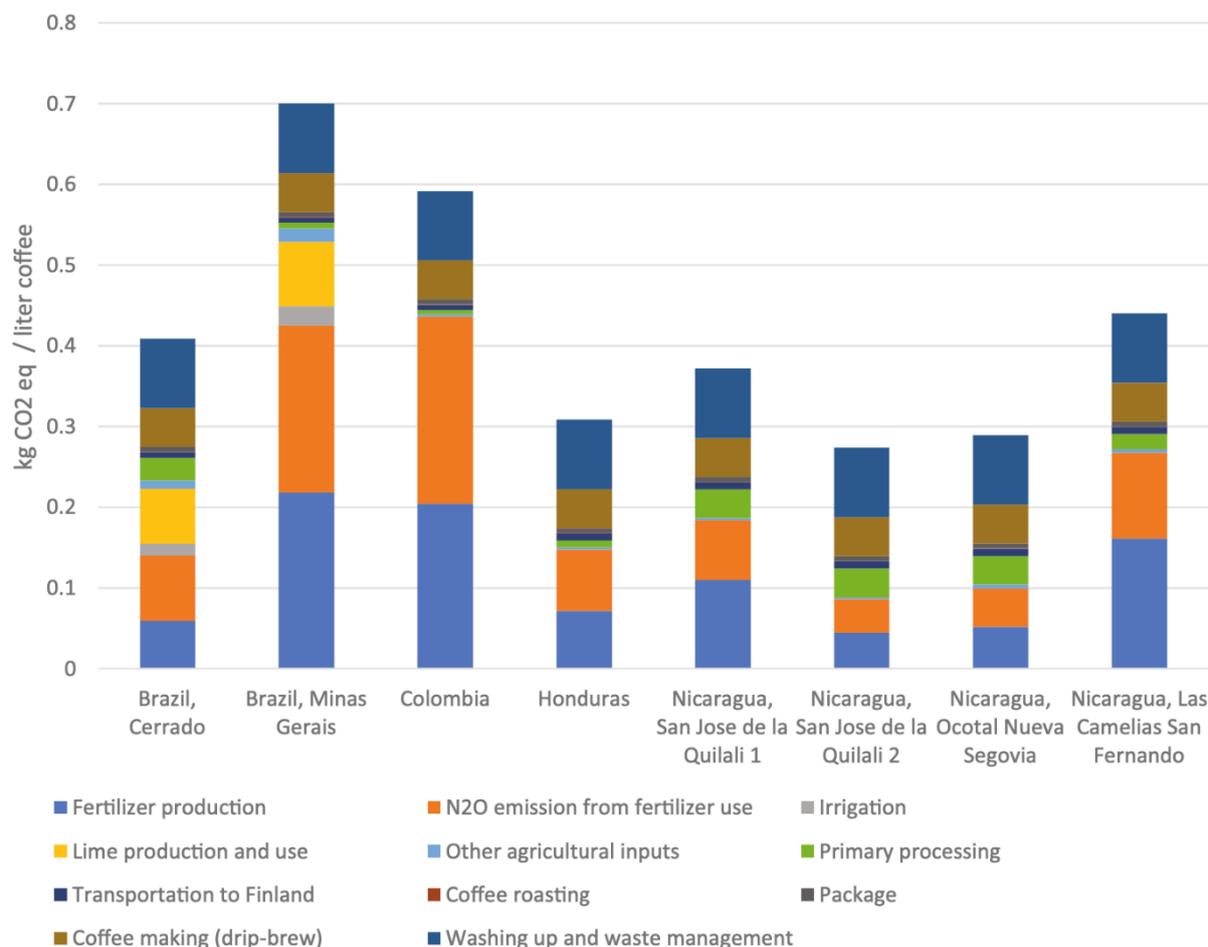
0,27 \$ weniger an fairem gegenüber konventionellem Kaffee; Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen erhalten zwar 0,24 \$ mehr – der prozentuale Anteil am Verkaufspreis bleibt aber gleich.⁷⁹ Der größte Anteil des Fairtrade-Aufschlags verbleibt in den USA bei Röstern und Kaffeehändler (1,16 \$) (Naegele 2019). Bei in der Gastronomie verkauften Kaffee ist der Wertschöpfungsanteil der Kaffeeproduktion durch den zusätzlichen Dienstleistungsschritt der Zubereitung deutlich niedriger. Eine Studie für die British Coffee Association zeigt, dass von einem zubereitetem Kaffee, der für 2,50 £ verkauft wird, der Anteil der Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen bei einem Penny – also deutlich unter einem Prozent liegt (International Trade Centre 2020, S. 5).

4.2.3 Ökologische Probleme: Intensivierung erhöht die negativen Umweltwirkungen des Kaffeeanbaus

Durch die Intensivierung des Kaffeeanbaus in den letzten Jahrzehnten erfolgte häufig eine Umstellung vom traditionellen Anbau im Schatten von Bäumen (*shade-grown coffee*) zum Anbau in Plantagen (*sun cultivation*). Dies ermöglicht höhere Erträge, erhöht aber auch die Notwendigkeit des Einsatzes von Pestiziden und Düngern. Letztere Faktoren sind die Hauptursache für den Klimafußabdruck des Kaffeeanbaus (vgl. Abschnitt 4.6.2). Neben den Treibhausgasemissionen durch den Kaffeeanbau entstehen eine Reihe von lokalen Umweltwirkungen in Form von Entwaldung für den Plantagenanbau, Verlust von Lebensräumen und Artenvielfalt, der Wasserqualität bis hin zur Bodenerosion durch den Anbau von Monokulturen (Samper und Quiñones-Ruiz 2017). Eine Studie zu den Umweltwirkungen des Kaffeeanbaus in Brasilien zeigt eine breite Palette an relevanten Wirkungen: so benötigt der Anbau von 1.000 kg grünen Kaffee 0,05 Hektar Land, 11.400 l Wasser, 94 kg Diesel, den Einsatz von 911 kg verschiedener Düngern und 10 kg unterschiedlicher Pestizide (Coltro et al. 2006). Die Studie von Usva et al. (2020) zeigt darüber hinaus, dass der CO₂-Fußabdruck des Kaffeeanbaus, insbesondere aufgrund des Düngereinsatzes, zwischen unterschiedlichen Standorten (in Brasilien, Kolumbien, Honduras und Nicaragua) stark variieren kann.

⁷⁹ Bei konventionellem Kaffee liegt der Anteil der „farmers“ in der Studie bei 2,08 \$ (22,7 % des Preises für konventionellen Kaffee); bei fairem Kaffee bei 2,32 \$ (22,6 % des Preises für Fairtrade-Kaffee).

Abbildung 4-8: Schwankungen in der Zusammensetzung und Höhe der CO₂-Emissionen zwischen unterschiedlichen Produktionsorten (in kg pro Liter Kaffee)



Quelle: Usva et al. 2020, S. 1985.

4.3 Reformvorschläge und Lenkungsziele

Die Bundesregierung fördert nachhaltigen Kaffeekonsum und Kaffeeanbau durch die Mitgliedschaft Deutschlands in der International Coffee Organisation, durch Initiativen von BMZ und GIZ zur Förderung der Global Coffee Platform und der Nachhaltigkeit im Landwirtschaftssektor.⁸⁰ Das Umweltbundesamt betont mit Blick auf Ziel 12 der Sustainable Development Goals (Nachhaltige Konsum- und Produktionsmuster sicherstellen) die Notwendigkeit, konsumbedingte Umweltauswirkungen zu reduzieren; die Marktanteile grüner Produkte und Dienstleistungen zu erhöhen; die Handlungskompetenz der Menschen für nachhaltigen Konsum zu stärken und dabei „globale Verflechtungen und Auswirkungen europäischer Konsumkultur in den Blick zu nehmen“ (vgl. Umweltbundesamt 2016).

Ebenso zielen viele nicht-staatliche Organisationen, freiwillige Initiativen, Zertifizierungen und Standards darauf ab, die Nachhaltigkeit in der Kaffeeproduktion zu verbessern. Viele von ihnen knüpfen sowohl sozioökonomische als auch ökologische Anforderungen an die Vergabe der jeweiligen Labels und Zertifizierungen und lassen die Einhaltung dieser durch unabhängige Dritte überprüfen. Vorteile im sozio-ökonomischen Bereich liegen beispielsweise in den

⁸⁰ Z. B. im Rahmen des Programms Nachhaltige Agrarlieferketten und Standards oder die Initiative für nachhaltige Agrarlieferketten von BMZ und GIZ.

Bereichen garantierte Mindeststandards für Arbeiter:innen sowie das Verbot von Kinder- und Zwangsarbeit; höhere Einkommen und eine höhere Einkommenssicherheit für Kleinbauer und Kleinbäuerinnen über garantierte Preise; bessere Verhandlungsmöglichkeiten durch den Zusammenschluss von Produzenten; leichteren Zugang zu Kapital zur Finanzierung von Investitionen.⁸¹ Eine umfassende Übersicht zu den unterschiedlichen Labels und Standards gibt eine Studie des FÖS (Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft 2018). Welche Anforderungen einen „konventionellen“ Kaffee zu einem „nachhaltigen“ und damit von der Kaffeesteuer zu befreienden Kaffee machen, ist eine zentrale Frage und wird an anderer Stelle vertieft (siehe Abschnitt 4.4.2.1).

In diesem Kontext wurde von Ministern der Bundesregierung (BMZ, BMAS) als auch nicht-staatlichen Organisationen eine Kaffeesteuerbefreiung für nachhaltigen Kaffee vorgeschlagen.

4.4 Mögliche Ausgestaltung einer Kaffeesteuerbefreiung für nachhaltigen und fairen Kaffee

4.4.1 Steuergegenstand

Nach dem Kaffeesteuergesetz umfasst der Kaffeebegriff sowohl Röstkaffee, löslichen Kaffee als auch kaffeehaltige Waren. Kaffeehaltige Waren müssen 10 bis 900 Gramm Kaffee pro Kilo enthalten, um als solche behandelt zu werden und werden dann entsprechend dem Kaffeeanteil besteuert. Wenn ein Produkt weniger als 10 Gramm pro Kilo enthält, ist es nicht von der Kaffeesteuer betroffen. Rohe Kaffeebohnen sind nicht steuerpflichtig.

4.4.2 Rechtliche Aspekte

4.4.2.1 Lenkungsziele der Kaffeesteuerbefreiung

Grundsätzlich steht es dem Gesetzgeber frei, im Rahmen der Gestaltung der Steuern auch (umwelt-, sozial- oder gesundheits- oder andere) politische Lenkungsziele zu verfolgen (siehe hierzu bereits oben das Kapitel 2.3.5).⁸² Mit der Abschaffung bzw. Reduzierung der Kaffeesteuer für „fair gehandelten“ Kaffee würde der Gesetzgeber ein entsprechendes Ziel anstreben. In diesem Zusammenhang verweist ein Gutachten der Wissenschaftlichen Dienste des Bundestags aus dem Jahr 2020 darauf, dass der Gesetzgeber zwar bisher nicht explizit entwicklungspolitische Ziele verfolgt habe (Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages 2020, S.13). Dies sei allerdings grundsätzlich möglich, sofern der außerfiskalische Förderungs- und Lenkungszweck von einer erkennbaren gesetzgeberischen Entscheidung getragen sei. Die weitreichenden Kompetenzen der EU in der Handelspolitik dürften einem solchen Ziel nicht entgegenstehen, da es sich bei der Kaffeesteuer um eine nicht harmonisierte Verbrauchsteuer handle.

Das Gutachten lässt allerdings eine abschließende Beurteilung der Vereinbarkeit mit nationalem Recht offen, „da derzeit keine näheren Informationen mit Blick auf gesetzgeberisch verfolgte

⁸¹ Die Vorteile sind Beispiele für Faktoren, die im Rahmen von Fairtrade-Zertifizierungen berücksichtigt werden. Labels decken häufig aber nicht all diese Aspekte ab, sondern unterschiedliche Teilmengen davon.

⁸² Das Bundesverfassungsgericht bestätigte die Freiheit des Gesetzgebers. Siehe: BVerfG, Urteil vom 20.04.2004 - 1 BvR 1748/99, BVerfGE 98, S. 106 (S. 117) m.w.N.: „Der Gesetzgeber darf seine Steuergesetzgebungskompetenz grundsätzlich auch ausüben, um Lenkungswirkungen zu erzielen. Er darf nicht nur durch Ge- und Verbote, sondern ebenso durch mittelbare Verhaltenssteuerung auf Wirtschaft und Gesellschaft gestaltend Einfluss nehmen. Der Gesetzgeber verpflichtet dann den Bürger nicht rechtsverbindlich zu einem bestimmten Verhalten, gibt ihm aber durch Sonderbelastung eines unerwünschten oder durch steuerliche Verschonung eines erwünschten Verhaltens ein finanzwirtschaftliches Motiv, sich für ein bestimmtes Tun oder Unterlassen zu entscheiden“; (S. 121): „Dabei nimmt die steuerliche Lenkung in Kauf, dass das Lenkungsziel nicht verlässlich erreicht wird, ist also ein Instrument zur Annäherung an ein Ziel.“

Lenkungsziele und deren Begründung vorliegen“ (Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages 2020, S. 14). In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass keine Gründe ersichtlich sind, warum entwicklungspolitische Gründe nicht ebenso als legitime Ziele anzuerkennen sind wie z. B. umwelt- oder gesundheitspolitische Gründe. Zudem würde die unterschiedliche Behandlung von nachhaltig produzierten und „fair gehandelten“ Kaffee sich ja insbesondere auch auf umwelt- und sozialpolitische Gründe stützen können. Die verfolgten Ziele müssen demnach in dem Gesetzentwurf klar benannt und begründet werden.

Entscheidend ist zudem, dass die betreffenden Regelungen im Interesse der jeweiligen Lenkungsziele *folgerichtig* ausgestaltet werden.⁸³ Insbesondere muss der Kreis der Begünstigten sachgerecht abgegrenzt und hinreichend klar und bestimmt definiert sein (Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages 2020, S.10).

Im Rahmen eines Fachgesprächs zur Reform betonten Expert:innen, dass es derzeit noch keinen Konsens über die genau verfolgten ökonomischen, ökologischen und sozialen Ziele einer solchen Steuerbefreiung gebe. Die einzelnen Kriterien für die Inanspruchnahme der Steuerbefreiung müssen also noch erarbeitet werden. In dem Fachgespräch wurde deutlich, dass sich die Debatte derzeit noch stark an existierenden Labels und Strukturen orientiert (wie der EU-Bio-Zertifizierung oder privaten Labels für fairen Handel). Erforderlich wird am Ende jedoch eine gesetzgeberische Entscheidung über zugrunde gelegte Kriterien sein, welche dann ggf. von verschiedenen Siegeln erfüllt werden können.

Komplexe Anforderungen an die Gewährung der Steuervergünstigung ermöglichen einerseits, dass eine Vielzahl von Politikzielen adressiert wird. Andererseits bedeuten sie auch höhere Anpassungs- und Nachweiskosten für die beteiligten Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen bzw. Kooperativen, die diese ggf. nicht erfüllen können⁸⁴ (vgl. Reclam et al. 2019: S. 9 & Molenaar & Short 2018, S. 9). Reclam et al. betonen, dass dieser Zusammenhang ebenso für die Kontrolle der Einhaltung gilt: „mit steigender Komplexität der einzuhaltenden Anforderungen steigen andererseits die Kosten für Kontrollen und erschweren deren Wirksamkeit“ (Reclam et al 2019). Eine Benennung weniger, klarer Ziele und Kriterien würde eine Bewertung erleichtern, ob der „nachhaltige Standard“ sich hinreichend vom konventionellen Anbau unterscheidet und zur Erreichung der Ziele beiträgt.

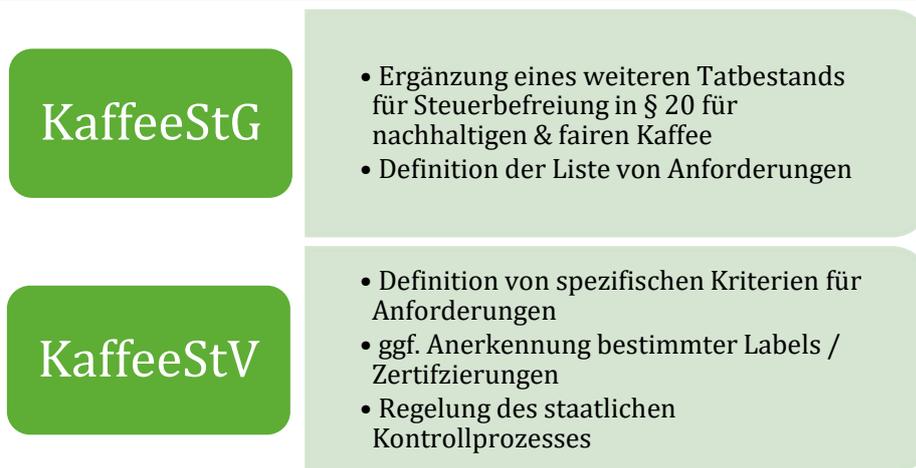
4.4.2.2 Rechtliche Umsetzung

Die rechtliche Umsetzung der Kaffeesteuerbefreiung würde das Kaffeesteuergesetz (KaffeeStG) und die Kaffeesteuerverordnung (KaffeeStV) ändern. Im Kaffeesteuergesetz müsste das Lenkungsziel als Grundlage für die Steuerbefreiung sowie die grundlegenden Entscheidungen ausgeführt werden. Es bietet sich an, die konkrete Ausgestaltung der Kriterien für die Befreiung, die Anerkennung bestehender Labels und Zertifizierungsprozesse sowie die staatliche Überprüfung, ob diese Labels/Zertifizierungsprozesse den Anforderungen an die Steuerbefreiung genügen, im Rahmen der KaffeeStV zu regeln. Denn eine Rechtsverordnung kann einfacher angepasst werden, wenn es erforderlich ist, Einzelheiten des Verfahrens zu ändern oder Kriterien und Kontrollen entsprechend dem neusten Erkenntnisstand anzupassen.

⁸³ Eingehend BVerfGE, 122, 210 = NJW 2009, 48 (Pendlerpauschale), Rn. 59.

⁸⁴ In diesem Kontext wurde von Stakeholdern im Fachgespräch auch darauf verwiesen, dass die Reform der EU-Bio-Verordnung zu steigenden Nachweiskosten führen wird und dadurch (vermutlich) der Anteil des „doppelt zertifizierten“ Kaffees (fair und biologisch zertifiziert) gegenüber dem Stand heute zurückgehen wird.

Abbildung 4-9: Mögliche Änderungen in KaffeeStG und KaffeeStV



Quelle: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin.

4.4.2.3 Anforderungen an die Gewährung der Kaffeesteuerbefreiung

Der Gesetzgeber besitzt zwar eine große Gestaltungsfreiheit, ob und welche Lenkungsziele er steuerpolitisch verfolgt – aber nicht, wie die Steuerbefreiung gewährt wird. Die Gutachten von Reclam et al. (2019, S. 16) und Flick Glocke Schaumburg (2018, S. 20) analysieren die rechtlichen Anforderungen und fassen diese zusammen:

- ▶ Die Steuerbefreiung darf nicht voraussetzungslos gewährt werden.
- ▶ Die Anbau- und Handelsbedingungen zwischen konventionellem (nicht steuerbefreitem) und nachhaltigem (steuerbefreitem) Anbau müssen sich signifikant voneinander unterscheiden, um die Ungleichbehandlung zu rechtfertigen.
- ▶ Definition der Voraussetzung für die Steuerbefreiung muss durch den Gesetzgeber erfolgen. Die Kontrolle darf aber an Private delegiert werden, solange von staatlicher Seite deren Wirksamkeit zumindest mittelbar kontrolliert und insgesamt gewährleistet wird.
- ▶ Die Voraussetzungen für die Steuerbefreiung müssen hinreichend genau bestimmt werden „wobei Typisierungen und Pauschalierungen möglich sind“. Darüber hinaus könne der Gesetzgeber „nicht auf private Standards verweisen, die sich ändern könnten“.

Die GIZ hat im Rahmen mehrerer Studien und Rechtsgutachten ein Konzept entwickeln lassen, wie eine Umsetzung einer Kaffeesteuerbefreiung für nachhaltigen und fairen Kaffee umgesetzt und im Rahmen eines hybriden Systems auch überwacht werden kann. Dieses wird in Abschnitt 4.7 zur administrativen Umsetzung zusammengefasst.

4.5 Adressaten der Regelung

Eine Besonderheit des Reformvorschlags ist, dass die Befürworter:innen der Reform auf Akteursgruppen (Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen, Verbrauchende) verweisen, die zunächst nur indirekt von der Reform betroffen sind. Bevor diese Akteure von der Reform profitieren (in Form höherer Einkommen aus dem höheren Absatz nachhaltigen Kaffees), muss die Steuerbefreiung zunächst von den Röstern über die Händler und Verkäufer an die Kund:innen weitergereicht werden. Eine verbindliche und kontrollierbare Verpflichtung zur (vollständigen)

Weitergabe der Steuerbefreiung ist rechtlich und administrativ kaum vorstellbar. Transparenz und Wettbewerbsintensität können dafür sorgen, dass die Steuerbefreiung zum allergrößten Teil weitergegeben wird. Flankierende Maßnahmen (siehe Abschnitt 4.8) können zusätzlich dazu beitragen, dass der Wertschöpfungsanteil von Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen steigt.

Direkt betroffen von der Reform sind zunächst Kaffeeröstereien, die nachhaltig produzierten und fair gehandelten Kaffee importieren und in Deutschland rösten und in den Handel bringen. Für diese Mengen entfällt die Kaffeesteuer. *Indirekt* betroffen sind der Einzelhandel, die Verbrauchenden in Deutschland und letztlich auch Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen in den Herkunftsländern. Im Rahmen der administrativen Umsetzung sind auch der Zoll und die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung beteiligt.

Abbildung 4-10: Schema zu direkt und indirekt betroffenen Akteuren



Quelle: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin.

4.6 Wirkungen der Regelung

Die Steuerbefreiung für nachhaltigen Kaffee beeinflusst zunächst die Kaffeeröstereien in Deutschland, die auf diesen Kaffee keine Kaffeesteuer mehr entrichten müssen. Aufgrund der Transparenz der Steuersenkung und dem Wettbewerb im Kaffeemarkt sowie den relativ geringen zusätzlichen Kosten für die Kaffeeröstereien⁸⁵ wird für diese Studie angenommen, dass die Steuerbefreiung weitergegeben wird. Dasselbe gilt für den Einzelhandel.⁸⁶

Niedrigere Preise für nachhaltigen Kaffee werden zu einer Steigerung des Absatzes dieses Kaffees in Deutschland und dazu führen, dass der Absatz konventionellen Kaffees zurückgeht. Die steigenden Absätze in Deutschland werden zur Folge haben, dass deutsche Kaffeeimporteure mehr nachhaltigen Kaffee am Weltmarkt einkaufen. Dies sollte dazu führen, dass das Überangebot an nachhaltig produziertem Kaffee auf dem Weltmarkt zumindest teilweise abgebaut und mehr nachhaltiger Kaffee zu einem höheren Preis verkauft werden kann.⁸⁷ Die höhere Nachfrage nach nachhaltig produziertem Kaffee kann langfristig als Anreiz dienen, weitere Kaffeeplantagen von konventionellem Anbau auf nachhaltige Anbaumethoden umzustellen. Dies würde dann auch zu ökologischen Verbesserungen führen, beispielsweise einem Rückgang der Treibhausgasemissionen.

Die Reform würde für die Bundesregierung einhergehen mit Steuermindereinnahmen – aus der Kaffeesteuer für den in Deutschland verkauften nachhaltigen Kaffee und den aufgrund der Preissenkungen verringerten Mehrwertsteuereinnahmen. Durch Substitutionseffekte kann es auch zu einer leichten Senkung des Absatzes von konventionellem Kaffee und der damit verbundenen Steuereinnahmen kommen.

⁸⁵ Vgl. die Abschätzung der Mehrkosten bei Reclam et al. als „unerheblich“ (2019), S. 104.

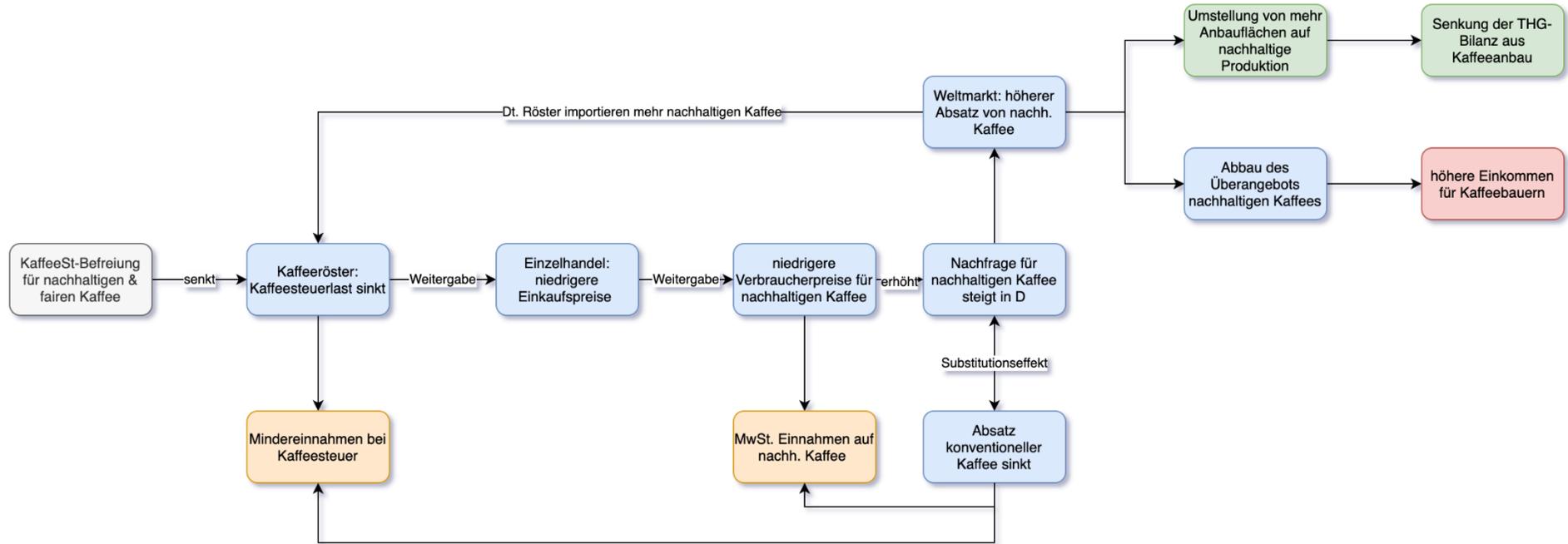
⁸⁶ Dies ist naheliegend mit Verweis auf die Untersuchung von Nägele (2019), die für die USA zeigt, dass Einzelhändler bei fairem Kaffee ihre eigene Marge sogar gegenüber konventionellem Kaffee reduzieren.

⁸⁷ Wie an anderer Stelle bereits betont, ist die Entwicklung der Preise auf dem Weltmarkt sehr komplex und von einer Vielzahl weiterer Faktoren abhängig.

Die in den folgenden Kapiteln präsentierten Rechnungen zu möglichen Wirkungen basieren auf einer Vielzahl von Annahmen (z. B. zur Weitergabe der Steuersenkung⁸⁸) und unvollständiger Datenlage. Die Annahmen, auf denen sie beruhen, werden bestmöglich dargelegt.

⁸⁸ Im Rahmen des Fachgesprächs wurde die Sorge artikuliert, dass „Mitnahmeeffekte“ bei Kaffeeröstern und Einzelhandel entstehen könnten und die Steuersenkung nicht bei den Verbrauchenden ankommen könnte, bzw. dass nach einer kurzen Zeit der Weitergabe die Verbraucherpreise wieder steigen könnten.

Abbildung 4-11: Darstellung der Wirkungskette für die Kaffeesteuerbefreiung



Quelle: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin.

4.6.1 Lenkungswirkungen

Die Reform beeinflusst primär die Verbraucherpreise für einen Teil der Kaffeefachfrage. Es ist davon auszugehen, dass durch die Weitergabe der Steuersenkung der Absatz von nachhaltigem Kaffee in Deutschland steigt.⁸⁹ Nicht zu erwarten ist, dass dadurch bei Kaffeeröstereien größere Investitionen in neue Technologien ausgelöst werden oder daraus Beschäftigungswirkungen (positiv wie negativ) erwachsen⁹⁰.

Sozio-ökonomische Wirkungen in Deutschland: Verbraucherpreise

Durch die Reform sinken einmalig die Verbraucherpreise für den steuerbefreiten Kaffee, während die Preise für konventionellen Kaffee sich nicht ändern.⁹¹ Wie viel Prozent günstiger nachhaltiger Kaffee durch die Kaffeesteuerbefreiung wird, hängt vom durchschnittlichen Preisniveau des nachhaltigen Kaffees ab. Das Preisniveau für nachhaltigen Kaffee liegt über dem für konventionellen Kaffee.⁹² Aufgrund des Mangels an systematischen Daten, wird hier auf einen Warenkorb unterschiedlicher Kaffeeangebote mit einem Durchschnittspreis von 6,89 € pro Pfund (inkl. Kaffeesteuer) zurückgegriffen.⁹³ Die Kaffeesteuerbefreiung würde⁹⁴ den Durchschnittspreis für nachhaltigen Kaffee in diesem Warenkorb (auf den der ermäßigte Mehrwertsteuersatz von 7 % erhoben wird) auf 5,72 € senken. Dies entspräche einer prozentualen Preissenkung von ca. 17 %.

Die Eigenpreiselastizität für Kaffee beträgt $-1,7^{95}$, d. h. die Nachfrage für Kaffee ist elastisch: steigt der Preis um 1 %, so sinkt die Nachfrage um 1,7 %, bzw. fällt der Preis um 1 %, so steigt sie entsprechend (Justus-Liebig-Universität Gießen 2013). Unter der Annahme, dass die Steuerbefreiung vollständig an die Konsument:innen weitergeleitet wird, würde die Nachfrage für nachhaltigen Kaffee um 28,9 % steigen. Legt man den Absatz an fairem Kaffee von etwas über 22.881 Tonnen in 2019 zugrunde, so würde der Absatz nachhaltigen Kaffees auf 29.499 Tonnen in Deutschland steigen: durch die Steuerbefreiung würde eine zusätzliche Nachfrage von 6.618 Tonnen Kaffee ausgelöst und von da an auf einem höheren Niveau liegen.⁹⁶ Nicht berücksichtigt ist dabei, dass durch diesen „Nachfrage-Push“ auch Zweitunden-Effekte ausgelöst werden können, die über den Einmaleffekt hinaus den Konsum nachhaltiger Produkte stärken.

⁸⁹ Ggf. kann es zu Substitutionseffekten kommen und der Absatz von konventionellem Kaffee zurückgehen, da Verbrauchende die beiden Produkte als äquivalent betrachten.

⁹⁰ Ob durch eine Umstellung auf nachhaltige Kaffeeproduktion in den Herkunftsländern zusätzliche Arbeitsplätze entstehen könnten, kann hier nicht bewertet werden.

⁹¹ Denkbar wäre hier auch eine Intensivierung des Wettbewerbs zwischen konventionellem und fairem Kaffee und infolgedessen eine Preissenkung bei konventionellen Kaffees, um Marktanteile zu „verteidigen“.

⁹² Der durchschnittliche Preis von Filterkaffee im Lebensmitteleinzelhandel in Deutschland lag laut dem Marktforschungsinstitut IRI 2018 bei 4,05 € pro Pfund Kaffee. Statista (2019a).

⁹³ Genutzt wird hier eine Auswahl von sechs Kaffees, die von ZDF-WISO für eine Untersuchung ausgewählt wurden und eine Mischung aus drei „teuren“ und drei „billigen“ Kaffeemarken darstellen. Im Durchschnitt der sechs Kaffees ergibt sich ein Preis von 6,89 € für 500g Kaffee.

⁹⁴ Unter der Annahme, dass die Steuerbefreiung vollständig an die Konsument:innen weitergeben wird.

⁹⁵ Schröck ((2013)) betont, dass die kurzfristige Nachfrage im Vergleich zu anderen Lebensmitteln elastisch ist, da Kaffee gut lagerbar sei. Bei einer dauerhaften Reduzierung des Preises von nachhaltigem Kaffee kann man vermuten, dass die Elastizität niedriger liegen würde. Auf welchem Niveau eine niedrigere Eigenpreiselastizität liegen würde, lässt sich aus der Literatur nicht ablesen. So zeigen Daten in Schröck ((2013)) recht deutlich, dass sich die Eigenpreiselastizität für Kaffee (und Tee) im historischen Verlauf stark verändert hat.

⁹⁶ Nachhaltiger und konventioneller Kaffee werden als Substitute betrachtet, d. h. die Steigerung des Absatzes nachhaltigen Kaffees würde zumindest teilweise zu einer Senkung des Absatzes konventionellen Kaffees führen.

4.6.2 Ökologische Wirkungen

Allgemeine ökologische Wirkung

Die Aussagekraft bisheriger wissenschaftlicher Untersuchungen leidet häufig darunter, dass nur bestimmte Zertifizierungsstandards oder nur wenige Kaffeefarmen untersucht werden, d. h. die Aussagen schwer generalisierbar sind. Viele Standards zielen auf die Förderung kleinbäuerlicher Landwirtschaft ab, in der Flächen weniger intensiv bewirtschaftet werden. Ein ökologischer Vorteil der Bio- bzw. vieler Fairtrade-Standards, der von vielen wissenschaftlich Publizierenden benannt wird, ist die Beschränkung des Einsatzes von Chemikalien (Bacon u. a. 2014; Blackman/Naranjo 2012).

Fallstudien zu den Umwelteffekten der Umstellung auf Fairtrade-Standards auf Kaffeeplantagen in Brasilien, Peru, Honduras und Nicaragua zeigen, dass diese gegenüber konventionell bewirtschafteten Plantagen ökologische Verbesserungen aufweisen (International Center for Tropical Agriculture CIAT 2018). Darunter fallen ein höherer Einsatz organischer Dünger und ein geringerer Einsatz chemischer Dünger, der Einsatz von Bodenschutzmaßnahmen sowie mehr Biodiversitätsschutz.⁹⁷

Treibhausgasemissionen aus dem Kaffeeanbau

Eine Reihe von wissenschaftlichen Studien beschäftigt sich mit den Treibhausgasbilanzen der Kaffeeproduktion in unterschiedlichen Ländern und untersucht, ob sich im Vergleich konventioneller und biologischer Anbaumethoden⁹⁸ ein signifikanter und quantifizierbarer Unterschied zeigen lässt.

In einem Vergleich zwischen „konventionell-intensiven“ und „organisch-intensiven“ Produktionsmethoden in Vietnam unterscheidet sich der Kohlenstoff-Fußabdruck deutlich. Die Treibhausgasemissionen der organisch intensiven Produktionsweise liegen ungefähr 30 % niedriger als bei konventionell-intensivem Anbau (0,644 kg CO₂e, respektive 0,935 kg CO₂e pro Kilo grünem Kaffee (Trinh et al. 2020)). Werte einer zweiten Studie zur Kaffeeproduktion in Costa Rica und Nicaragua zeigen ein ähnliches Bild: hier liegen die THG-Emissionen der biologischen Anbauweise ca. 31 % niedriger⁹⁹. Die höheren Emissionen im konventionellen Anbau gehen dabei primär auf den Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden zurück (Noponen 2012).

⁹⁷ Die länderspezifischen Informationen zeigen aber auch, dass diese Faktoren auch zwischen den einzelnen Ländern stark variieren, sodass diese spezifischen Daten schwer zu verallgemeinern sind. Siehe Datenblätter unter: <https://blog.ciat.cgiar.org/cupping-fair-trade-coffee-impact/>

⁹⁸ Untersuchungen zu den Wirkungen von unterschiedlichen Fairtrade-Labels liegen keine vor. Dies ist weniger verwunderlich, da diese Standards weniger starke ökologische Anforderungen formulieren. Ökologische Verbesserungen gegenüber konventionellem Kaffeeanbau sind in der wissenschaftlichen Literatur stets mit den europäischen oder US-Bio-Zertifizierungen verbunden.

⁹⁹ Während der Unterschied zwischen biologischem und konventionellem Anbau sehr ähnlich ist wie in Vietnam, zeigt diese Studie ein insgesamt niedrigeres THG-Niveau (0,32 kg CO₂e im biologischen Anbau, bzw. 0,465 kg CO₂e pro Kilo grünen Kaffee in konventioneller Produktion) (Noponen 2012).

Tabelle 4-1: Treibhausgasemissionen (in kg CO₂e) pro kg frischen Kaffeebohnen

	Konventioneller Anbau	Biologischer Anbau	„Klimavorteil“ des biologischen Anbaus
Vietnam	0,935	0,644	31,1 %
Costa Rica & Nicaragua	0,26 – 0,67	0,12 - 0,52	31,2 %

Quellen: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin, auf Basis von Daten aus Noponen et al. 2012; Trinh et al. 2020.

Wie hoch wäre folglich der ökologische Mehrwert, wenn die Nachfrage nach nachhaltigem Kaffee in Deutschland steigt?¹⁰⁰ Berücksichtigt werden muss zunächst, dass der frische Kaffee durch die Röstung etwa ein Fünftel seines Gewichts (in Form von Wasser) verliert.¹⁰¹ Wird ein Mittelwert aus den Werten beider Studien zu Treibhausgaswirkungen zugrunde gelegt und der Gewichtsverlust berücksichtigt, so würde die gesteigerte Nachfrage nach nachhaltig produziertem Kaffee aufgrund der Steuerbefreiung zu einer jährlichen Einsparung von bis zu 1.803 Tonnen CO₂ führen.

4.6.3 Fiskalische Kosten

Durch die Reform würden die Steuereinnahmen aus der Kaffeesteuer und der Umsatzsteuer sinken.

Mindereinnahmen bei der Kaffeesteuer

Die Kaffeesteuer ist als Mengensteuer konzipiert. Die Höhe der Steuereinnahmen würde folglich mit der Menge an nachhaltigem & fairem Kaffee sinken, der kaffeesteuerbefreit in Deutschland verkauft wird. Um eine Einschätzung zu ermöglichen, geben Reclam et al. (2019) eine Übersicht zu den Mindereinnahmen in Abhängigkeit der Menge, bzw. des Marktanteils, in Deutschland. Die Mindereinnahmen entwickeln sich linear. Pro Prozent höherem Marktanteil von kaffeesteuerbefreitem Kaffee sanken die Einnahmen aus der Kaffeesteuer um ca. 10 Mio. €. Bei einem Marktanteil von 5 % würden die jährlichen Mindereinnahmen folglich bei ca. 50 Mio. € liegen (Forum Fairer Handel 2018). In Folge einer erhöhten Nachfrage für nachhaltigen und fairen Kaffee, wird dessen Marktanteil steigen und sich die jährlichen Mindereinnahmen erhöhen. Läge man den im Vorfeld errechneten durch die Kaffeesteuerbefreiung erhöhten Absatz von nachhaltigem Kaffee zugrunde (ca. 29.500 t jährlich), so ergäbe sich dadurch eine direkte Reduzierung der Kaffeesteuereinnahmen um 64,6 Mio. €.¹⁰²

Mindereinnahmen bei der Umsatzsteuer

Die Umsatzsteuer wird auf den Preis für Kaffee einschließlich der Kaffeesteuer erhoben. Durch das niedrigere Preisniveau bei nachhaltigem Kaffee sanken in Folge auch die Umsatzsteuereinnahmen der öffentlichen Hand in diesem Marktsegment. Reclam et al. geben eine grobe Abschätzung auf Basis von Minimal- und Maximalwerten für die Mindereinnahmen der Umsatzsteuer in Abhängigkeit des Marktanteils des kaffeesteuerbefreiten Kaffees. Bei einem Marktanteil von 4 % würde der Mehrwertsteuerausfall zwischen 2,90 Mio. € und 7,86 Mio. € liegen – abhängig davon, ob diese Umsätze mit dem ermäßigten oder vollen Mehrwertsteuersatz versteuert werden (vgl. Reclam et al. 2019, S. 92f.).

¹⁰⁰ Zu beachten ist: die Rechnung hier zeigt das Potential auf, wenn zusätzliche Flächen von konventionellem auf nachhaltigen Anbau umgestellt würden. Aktuell besteht ein Überangebot an nachhaltig produziertem Kaffee auf dem Weltmarkt.

¹⁰¹ Der Wert variiert in Abhängigkeit von der jeweiligen Quelle und Kaffeeart.

¹⁰² Ein Teil dessen (14,5 Mio. €) geht auf die Substitution von konventionellem durch nachhaltigen (steuerbefreiten) Kaffee zurück.

Diese Spannbreite kann mit Hilfe von Annahmen zumindest eingegrenzt werden. Auch sollte die Betrachtung gegenläufige Wirkungen berücksichtigen. So liegen die Preise für nachhaltigen Kaffee deutlich über denen für konventionellen (auch nach der Kaffeesteuerbefreiung), was zu Mehreinnahmen führt. Ebenso muss eine Berechnung berücksichtigen, welche Anteile des Kaffeumsatzes im Einzelhandel und Großhandel umgesetzt werden und wie hoch die Umsätze sind, die in der Gastronomie mit 7 % bzw. 19 % versteuert werden.¹⁰³ Berücksichtigt man auch die Steuermehreinnahmen durch den höheren Absatz teureren nachhaltigen Kaffees, so zeigt sich, dass die Mindereinnahmen bei der Mehrwertsteuer für Bund, Länder und Gemeinden eher niedrig ausfallen – in unserer Modellrechnung bei 2,06 Mio. €.

4.6.4 Sozio-ökonomische Wirkungen in den Herkunftsländern: Einkommen der Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen

Die höhere Nachfrage und der höhere Absatz von nachhaltigem Kaffee in Deutschland führt dazu, dass mehr nachhaltig und fair produzierter Kaffee abgesetzt werden kann. Darüber hinaus kann die Senkung dazu führen, dass der Preisdruck für nachhaltigen Kaffee durch die verbesserte Wettbewerbssituation sinkt und ein höherer Einkaufspreis an die Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen gezahlt werden kann. Unter sonst gleichen Bedingungen würden so die Einkommen der Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen in den Herkunftsländern steigen und dies einen Anreiz zur Umstellung weiterer Flächen auf nachhaltigen Anbau darstellen. Aufgrund des aktuellen Überangebots von nachhaltig und fair produziertem Kaffee auf dem Weltmarkt ist unklar, wie stark diese Anreizwirkung aktuell tatsächlich wäre. Auch zeigen Untersuchungen, dass die Preisbildung auf den Märkten in der Praxis komplizierter ist und dass die Preise, die Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen erzielen können, nur lose korreliert sind mit den Großmarkt- und Einzelhandelspreisen (Naegele 2019).

Ebenso ist die wissenschaftliche Literatur nicht eindeutig, was die positiven sozio-ökonomischen Wirkungen von Fairtrade-Zertifizierungen angeht. Ob die Umstellung mit positiven sozialen Wirkungen einhergeht (höhere Einkommen, stabilere Preise, bessere Schulbildung für Kinder), ist im Rahmen wissenschaftlicher Untersuchungen empirisch häufig nicht eindeutig nachweisbar (Baake et al. 2018).

Im Rahmen des Fachgesprächs mit Expert:innen wurde die Frage kontrovers diskutiert. Generell wurde verwiesen auf die Ergebnisse einer Stakeholderbefragung zur Kaffeesteuerbefreiung¹⁰⁴. Zwei Drittel der befragten Personen befürworteten die Steuerbefreiung grundsätzlich und mehr als 60 % gaben an, dass „die Befreiung einen Beitrag zur Verbesserung der Lebensbedingung leisten kann“ (Reclam et al. 2019, S. 19). Dieser Beitrag ist damit verbunden, wie stark die Steuerbefreiung von Kaffeeröstereien und Handelsunternehmen weitergegeben wird, bzw. welcher Anteil bei ihnen verbleibt. Je höher die Weitergabe, desto stärker würden Verbraucher in Deutschland und Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen in den Herkunftsländern von der Reform der Kaffeesteuer profitieren.

4.7 Rechtliche Aspekte und administrative Umsetzung

Eine administrative Umsetzung der Steuerbefreiung und der notwendigen Kontrollmechanismen wurde im Auftrag der GIZ bereits erarbeitet (Molenaar und Short 2018)

¹⁰³ Für eine exemplarische Rechnung haben wir beispielsweise angenommen, dass 80 % des Kaffees im Einzelhandel/20 % im Großhandel umgesetzt wird und dass 12 % der Gastronomieumsätze mit Kaffee mit 7 %, 88 % mit 19 % Mehrwertsteuer versteuert werden.

¹⁰⁴ Green Line Consulting (2018): Mögliche Befreiung von der Kaffeesteuer für nachhaltig produzierten und fair gehandelten Kaffee. Befragung im Rahmen eines Dialogprozesses zwischen Privatwirtschaft, BMZ/GIZ und Zivilgesellschaft.

(Reclam et al. 2019; Schaumburg 2019). Die Ausführungen in diesem Abschnitt fassen diese zusammen.

4.7.1 Inhaltliche Anforderungen an die Steuerbefreiung

Im Auftrag der GIZ wurde von aidenvironment ein Vorschlag zur Ausgestaltung der Kaffeesteuerbefreiung ausgearbeitet, in dem auch ein Katalog von Anforderungen an eine mögliche Kaffeesteuerbefreiung skizziert wurde. Aus einer Analyse existierender Zertifizierungsansätze wurden sechs zentrale Einsichten zu den Problemen im Kaffeesektor erarbeitet – insbesondere mit Blick auf Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen (Molenaar und Short 2018, S.32). Diese Problemanalyse führte zur Entwicklung von vier Gruppen von Kriterien, die adressiert werden sollten, damit die Kaffeesteuerbefreiung auch einen Beitrag zur Verbesserung von Lebensbedingungen leisten kann (siehe Abbildung 4-12).

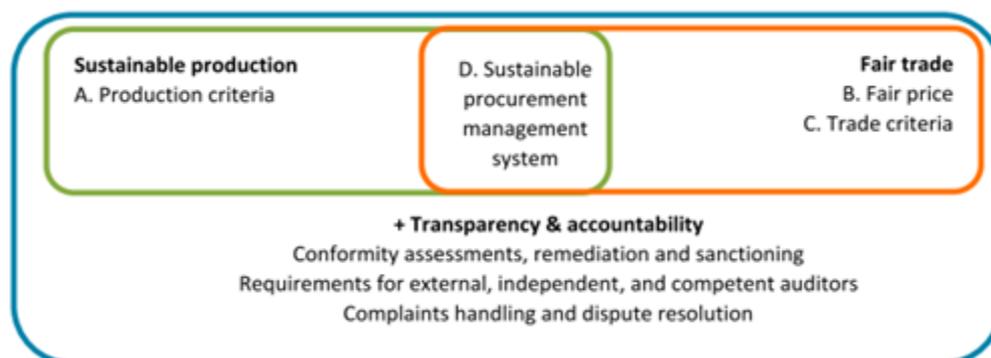
Diese vier Gruppen von Kriterien sind:

- A. Kriterien für eine nachhaltige Produktion
- B. Fairer Handel: Faire Preisgestaltung
- C. Fairer Handel: Faire Handelsbeziehungen
- D. Managementsystem für nachhaltige Beschaffung

Sie werden ergänzt durch einen querliegenden Aspekt:

- **Transparenz und Verantwortlichkeit**

Abbildung 4-12: Komponenten des von aidenvironment vorgeschlagenen Systems



Quelle: Molenaar und Short 2018.

Die folgende Tabelle gibt einen detaillierteren Überblick über die Komponenten des vorgeschlagenen Systems und die Aspekte, die aus Sicht von aidenvironment darin enthalten sein sollten. Aus ökologischer Sicht ist dabei vor allem die Ausgestaltung von Komponente A relevant.

Tabelle 4-2: Vorschläge für Kriterien an die Steuerbefreiung von Molenaar und Short

Bereich	Aspekte
A. Sustainable production	✓ Practice-based core criteria (farm & washing station), including traceability requirements
B. Fair price	✓ Cash premiums (flexible or fixed) ✓ Floor prices and/or floating prices
C. Trade criteria	✓ Minimum fair trading practices (e.g. payments and contract terms) ✓ Long-term buying commitments (e.g. 3-year time horizon) ✓ Administrative traceability (e.g. Mass balance)
D. Sustainable procurement management system (Option 2)	✓ Policies: Companies adopt formal commitments linked to sustainable sourcing ✓ Plans: Companies have plans with clear targets and milestones in support of their commitments ✓ Risk management: Companies have due diligence systems in place that consider sustainability principles for gathering information on suppliers and conditions in sourcing areas and determine risks for unsustainable practices ✓ Risk-based conformity assessments: Companies are responsible for ensuring conformity assessments are done. This could consist of a combination of 1st, 2nd, 3rd-party assessments. The intensity of conformity assessments are based upon risk parameters ✓ Traceability: Companies apply administrative traceability. They have a system in place to trace the volumes procured from a specific supplier (e.g. plantation or producer group). Traceability is managed by administrative means at regular intervals (e.g. monthly) such that the volume of coffee sold and claimed under the tax exemption never exceeds the volume procured. This system allows for traceability that is cost-efficient and effective in transferring benefits to producers. No physical traceability is required ✓ Complaints handling: Companies have procedures in place where stakeholders – both internal and external to the business – can file a complaint regarding the company’s behavior linked to the tax exemption. Complaints are handled in a transparent manner (i.e. public domain) while protecting any information subject to confidentiality ✓ Public reporting: Companies collect data on volumes, producers reached and sustainability outcomes and report on it in an aligned way in the public domain

Quelle: Molenaar und Short 2018.

4.7.2 Überwachung der Einhaltung: als Hybridlösung zwischen staatlicher Kontrolle und Zertifizierung?

Zweckmäßig wäre eine Hybridlösung unter Rückgriff auf private Zertifizierer, die bereits in den Herkunftsländern aktiv sind, kombiniert mit einer staatlichen Kontrolle, um zu gewährleisten, dass deren Standards den gesetzlichen Anforderungen entsprechen. Eine Kontrolle der Anbaubedingungen von Kaffee durch den deutschen Zoll wäre zu teuer und aufwändig.

Die Zertifizierung von nachhaltigen Biokraftstoffen könnte hier als Vorbild dienen. Produzenten von Biokraftstoffen und Strom aus Biomasse werden von privaten Zertifizierungsstellen in Deutschland überprüft auf Basis zweier dauerhaft anerkannter Zertifizierungssysteme (ISCC & REDcert (Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung 2020). Staatlich kontrolliert durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung werden die Zertifizierer und Zertifizierungssysteme – nicht aber die unterschiedlichen Produktionsstätten.

Argumente für eine Hybridlösung

Verschiedene Argumente sprechen auch beim Kaffee für eine nicht-staatliche Lösung. Die bestehenden privaten Zertifizierungssysteme weisen in vielen Fällen elaborierte Kontrollmechanismen auf, die ein hohes Maß an Kontrolle und Transparenz gewährleisten. Außerdem sind die Strukturen für effiziente Kontrollen schon etabliert. Die nicht staatliche Überprüfung führt zu einer schnelleren Umsetzung und zu geringeren Transaktionskosten für die beteiligten Akteure, die bereits an den Zertifizierungssystemen teilnehmen.

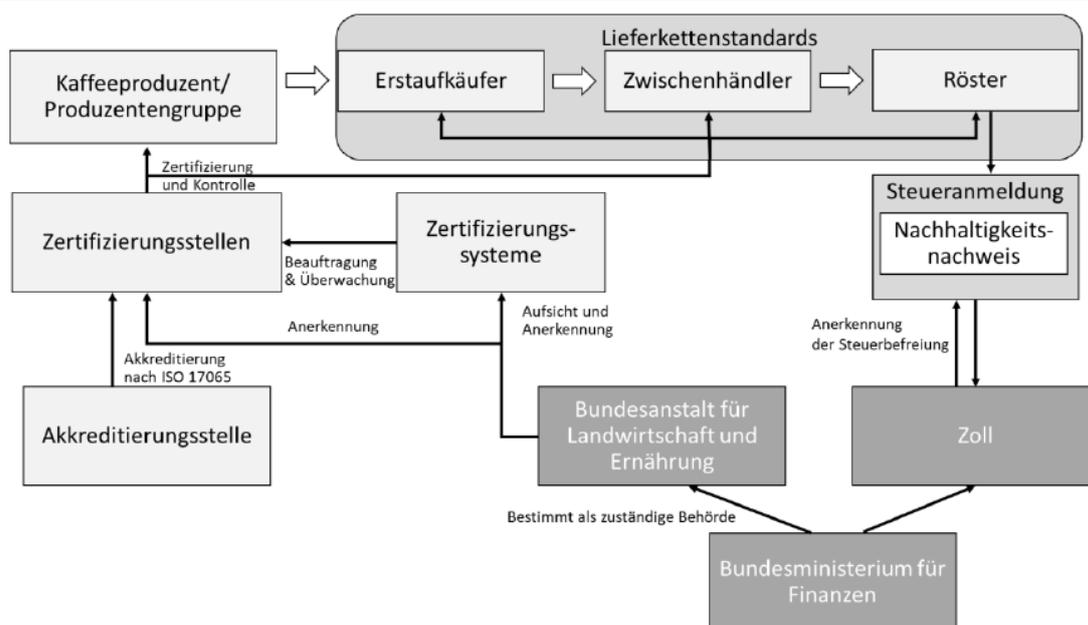
Der Gesetzgeber kann aber nicht die Steuerbefreiung und deren Kontrolle der Privatwirtschaft überlassen (vgl. Kapitel 4.4.2.3). Anforderungen an die Gewährung der Kaffeesteuerbefreiung müssen durch den Gesetzgeber definiert und von der Regierung überwacht werden. Der Staat ist für die Implementierung einer effizienten Kontrolle und Prüfung der Standards, der privaten Organisationen und des Zertifizierungsprozesses verantwortlich (Flick Gocke Schaumburg 2018, S. 20).

Organisationsmodell und beteiligte Akteure

Das von Reclam et al. entworfene Organisationsmodell (2019, Kapitel 7.2) kann wie folgt zusammengefasst werden:

- ▶ Der Zoll wäre aufgrund seiner Zuständigkeit für die Erhebung der Kaffeesteuer auch für die Befreiung von ihr zuständig.
- ▶ Die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung überwacht die privaten Zertifizierer und gewährleistet die Einhaltung gesetzlicher Vorgaben. Sie beaufsichtigt und erkennt Zertifizierungssysteme und Zertifizierungsstellen an.
- ▶ Zertifizierungssysteme gewährleisten, dass Kontrollen und Bescheinigungen glaubwürdig sind und den staatlichen Anforderungen entsprechen.
- ▶ Zertifizierungsstellen kontrollieren die produzierenden Unternehmen und bestätigen die Einhaltung der Anforderungen entlang der Lieferketten durch ein Zertifikat (Nachhaltigkeitsnachweis).
- ▶ Mithilfe dieses Nachhaltigkeitsnachweises können die kaffeesteuerpflichtigen Unternehmen ihren nachhaltigen Kaffee bei der Steueranmeldung beim Zoll von der Kaffeesteuer befreien lassen.

Abbildung 4-13: Organisationsmodell zur Umsetzung und Überprüfung der Steuerbefreiung



Quelle: Reclam et al. 2019, S. 74.

4.7.3 Erfüllungsaufwand für die Kaffeesteuerbefreiung

Erhoben wird die Kaffeesteuer über den Zoll.¹⁰⁵ Mit der Umsetzung der Reform wären nicht nur Steuermindereinnahmen für den Staat verbunden (siehe Abschnitt 4.6.3), sondern auch die Kosten der Umsetzung. Für den dargestellten Umsetzungsvorschlag wurde der Erfüllungsaufwand der öffentlichen Verwaltung von Reclam et al. berechnet (siehe Kapitel 8.4 in Reclam et al 2019, S. 93). Beim Zoll würden zusätzliche Tätigkeiten zur Prüfung der Nachhaltigkeitsnachweise nötig und es würden Kosten für die getrennte Erfassung und Lagerung von konventionellem und nachhaltigem Kaffee entstehen. Insgesamt wird hierfür mit Kosten von 375.000 € jährlich gerechnet (Reclam et al. 2019, S. 98).

Ebenso steigt der Erfüllungsaufwand bei der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung für die Anerkennung und Überwachung von Zertifizierungssystemen. Insgesamt wurden hierfür 852.000 € an Personalkosten ermittelt (Reclam et al 2019, S. 99).

Die Studie geht weiterhin davon aus, dass für kaffeeimportierende Unternehmen (Kaffeeröstereien) Kosten für die einmalige Umstellung ihrer EDV-Systeme entstehen. Die jährlichen Mehrkosten aufgrund der Regelungen wurden auf Basis von Interviews „als unerheblich bezeichnet“ (Reclam et al 2019, S. 104).

4.8 Flankierende Maßnahmen

Die Probleme des internationalen Kaffeeanbaus sind systemischer Natur und gehen über die Frage der Kaffeesteuer (in Deutschland) deutlich hinaus.¹⁰⁶ Eine Steuerbefreiung kann hier also nur einen begrenzten Beitrag leisten, der von anderen Ansätzen komplementiert werden sollte. Die Autor:innen des Vorschlags von *aidenvironment* betonen in ihrer Studie auch, dass die Erwartungen an die Wirkung der Steuerbefreiung für nachhaltigen Kaffee nicht zu hoch

¹⁰⁵ Siehe https://www.zoll.de/DE/Fachthemen/Steuern/Verbrauchsteuern/Alkohol-Tabakwaren-Kaffee/Steuerhoehe/Kaffee/kaffee_node.html.

¹⁰⁶ Eine Übersicht zu systemischen Problemen im Kaffeeanbau gibt die Studie von *aidenvironment*.

angesetzt werden sollten und diese einige Grundprobleme im Kaffeeanbau nicht adressieren könne. Vielmehr müsste eine solche Maßnahme flankiert werden mit weiteren Maßnahmen (siehe Abschnitt 3.5 in Molenaar und Short 2018).

Flankierende Ansätze, die vor allem auf das entwicklungspolitische Ziel der Einkommenserhöhung bei Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen abzielen, können hier nur benannt, aber nicht untersucht werden. Sie zielen allesamt auf die Erhöhung des Anteils an der Wertschöpfung ab, den Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen in den Herkunftsländern erhalten. Im Rahmen des Fachgesprächs zu dieser Studie wurde betont, dass es zwar keine rechtliche Verpflichtung zur „Weitergabe“ der geringeren Steuerbelastung an die Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen geben könne. Eine „freiwillige Umwandlung“ der Steuer in einen Preisaufschlag, der den Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen zugute käme (z. B. in Form eines 1 €-Aufschlags auf den Fairtrade-Mindestpreis) wäre aber beispielsweise denkbar.

Ebenso zielen weitere Ansätze im Kaffeehandel auf mehr Transparenz und höhere Wertschöpfungsanteile bei Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen ab, wie z. B.:

- ▶ Förderung von direktem Handel von Kaffee
- ▶ Transparente Ausweisung von *green price per pound*, bzw. *return to origin* als Indikatoren dafür, welcher Wertschöpfungsanteil im Herkunftsland verbleibt¹⁰⁷
- ▶ Ansätze, größere Teile der Wertschöpfungskette in den Herkunftsländern zu etablieren (z. B. Kaffeeröstung) und via E-Commerce zu vertreiben.¹⁰⁸

4.9 Fazit

Die Kombination aus Kaffee- und (teilweise ermäßigter) Mehrwertsteuer führt in Deutschland zu einer relativ hohen Steuerlast, insbesondere bei preisgünstigen Kaffeeangeboten. Eine Kaffeesteuerbefreiung für „nachhaltigen“ Kaffee senkt zunächst die Steuerlast der Kaffeeröstereien und per Weitergabe auch die Verbraucherpreise, wodurch der Absatz in Deutschland steigt. Eine Steuerbefreiung würde hier einen Beitrag leisten zur Förderung des SDG 12 (Nachhaltige Konsum- und Produktionsmuster sicherstellen) sowie zu den Initiativen der Bundesregierung zur Förderung nachhaltigen Konsums und der Nachhaltigkeit in internationalen Agrarlieferketten. Durch die Förderung nachhaltigen Konsums und höherer Absätze nachhaltigen Kaffees sollen zudem entwicklungs- und umweltpolitische Ziele in den Herkunftsländern gestärkt werden. Welche genauen Kriterien für die Steuerbefreiung gesetzlich festgeschrieben werden, um diese Ziele zu erreichen, ist eine politisch noch zu entscheidende Frage.

Die Modellierung zeigt, dass das Instrument zu einer Erhöhung des Absatzes nachhaltigen Kaffees beiträgt. Das Ausmaß der damit verbundenen positiven sozialen und ökologischen Wirkungen kann aufgrund der unzureichenden Datenlage unterschiedlicher nachhaltiger und fairer Standards und Zertifizierungen zwar sichtbar gemacht, aber nicht exakt quantifiziert werden. Das Ausmaß der Steuermindereinnahmen für den Bund aus Kaffee- und Mehrwertsteuer ist abhängig vom letztlichen Absatz des steuerbefreiten Kaffees und würde vermutlich im mittleren zweistelligen Millionenbereich liegen. Im Rahmen eines hybriden Modells zur Überwachung wäre eine Umsetzung zu relativ geringen Mehrkosten möglich.

¹⁰⁷ Ein Beispiel hierfür ist die freiwillige Initiative <http://www.transparenttradecoffee.org/transparentcoffees>.

¹⁰⁸ Siehe dazu den Bericht von International Trade Centre (2020, S. 38).

Die Befreiung von der Kaffeesteuer stärkt den nachhaltigen Konsum in Deutschland und kann somit positive Wirkungen für Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen haben. Die Kaffeesteuerbefreiung allein kann aber nicht grundlegende Ungleichgewichte im Kaffeemarkt kompensieren. Um die Einkommen von Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen insgesamt zu stärken, sind weitere Ansätze zur Stärkung der Transparenz und der Wertschöpfungsanteile von Kaffeebauern und Kaffeebäuerinnen vonnöten.

5 Bepreisung von Flugfracht¹⁰⁹

5.1 Gegenwärtige Regelung

5.1.1 Nutzung ökonomischer Politikinstrumente im Luftverkehr in Europa & Deutschland

Der Flugverkehr profitiert von einer Reihe von Steuerbefreiungen. Zu nennen ist hier die Befreiung von Kerosin von der Energiesteuer als Kraftstoff. Zwar ermöglicht die europäische Energiesteuerrichtlinie 2003/96/EG¹¹⁰ den Mitgliedstaaten, eine Kerosinsteuer für nationale Flüge oder im Rahmen bilateraler Abkommen zu erheben. Deutschland nutzt diese Möglichkeit für eine ökologisch wie ökonomisch gebotene Gleichstellung der Besteuerung mit anderen Treibstoffen jedoch nicht. Ebenso sind grenzüberschreitende Flüge komplett von der Mehrwertsteuer befreit (Klinski/Keimeyer 2019).

In 22 EU-Staaten werden Steuern auf Flüge erhoben. Sechs Staaten erheben eine dezidierte Abgabe auf **Passagierflüge** (in Form von „ticket“ oder „departure taxes“), die in diesen Ländern starten. Außerhalb der EU werden ähnliche Abgaben in 13 weiteren Staaten erhoben (vgl. CE Delft 2019). Die deutsche Luftverkehrssteuer (auch „Ticketabgabe“ oder „Ticketsteuer“ genannt) ist eine Abgabe, welche bei in Deutschland startenden Flügen pro Fluggast erhoben wird. Die Höhe der Steuer richtet sich dabei nach der Zielregion. Dabei kommen drei unterschiedliche Steuersätze (Kurz-, Mittel- und Langstrecke) zur Anwendung. Aufgrund der Regelung, dass die kombinierten Einnahmen aus der Luftverkehrsabgabe und dem EU-Emissionshandel (für den Flugverkehr) einen Deckelwert nicht überschreiten sollen (§ 11 Abs. 2 Luftverkehrssteuergesetz¹¹¹), werden die einzelnen Sätze der drei Zonen regelmäßig angepasst. Der Einnahmendeckel bedeutet also, dass durch steigende Passagierzahlen die Steuer pro Passagier sinkt. Der Deckel wurde im Rahmen des „Klimapakets“ 2019 von 1 Mrd. € auf 1,75 Mrd. € erhöht – er gilt aber weiterhin. Die Steuersätze liegen seit dem 1. Januar 2021 bei 12,88 €, 32,62 € und 58,73 € pro Passagier bei einem Abflug in Deutschland.¹¹²

Flugfracht wird im Rahmen der deutschen Luftverkehrsabgabe (bisher) nicht berücksichtigt.

5.1.2 Nutzung ökonomischer Politikinstrumente speziell für Luftfracht in anderen Staaten

Eine Besteuerung bzw. (ökologisch motivierte) Bepreisung von Flugfracht wird aktuell lediglich in **Frankreich** für dort startende Flüge vorgenommen. Im Rahmen der französischen Civil Aviation Tax existiert neben einer „ticket tax“ (ähnlich der deutschen Luftverkehrsabgabe) eine Mengensteuer in Höhe von 1,37 € (Gouvernement Francais 2020) pro Tonne Flugfracht.

In den **Niederlanden** wurde 2019 auch die Einführung einer Luftfrachtabgabe für dort startende Flüge beschlossen (Regierung der Niederlande 2019), die gestaffelt ist nach der Lärmbelastung durch das jeweilige Flugzeug: 3,85 € pro Tonne Frachtgewicht für laute Flugzeuge und die Hälfte (1,925 € pro Tonne Frachtgewicht) für leise Flugzeuge. Die Regierung in Den Haag signalisierte aber ausdrücklich, dass sie eine europäische Regelung präferiert und

¹⁰⁹ Siehe auch Siemons et al. (2021): Möglichkeiten zur Regulierung der Klimawirkungen des Luftverkehrs, Öko-Institut im Auftrag der Stiftung Klimaneutralität, <https://www.oeko.de/publikationen/p-details/moeglichkeiten-zur-regulierung-der-klimawirkungen-des-luftverkehrs>.

¹¹⁰ Richtlinie 2003/96/EG des Rates vom 27. Oktober 2003 zur Restrukturierung der gemeinschaftlichen Rahmenvorschriften zur Besteuerung von Energierzeugnissen und elektrischem Strom (ABl. L 283 vom 31.10.2003, S. 51).

¹¹¹ Luftverkehrssteuergesetz vom 9. Dezember 2010 (BGBl. I S. 1885; 2013 I S. 81), das zuletzt durch Artikel 198 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328) geändert worden ist.

¹¹² Verordnung zur Absenkung der Steuersätze im Jahr 2021 nach § 11 Absatz 2 des Luftverkehrssteuergesetzes vom 1. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2762).

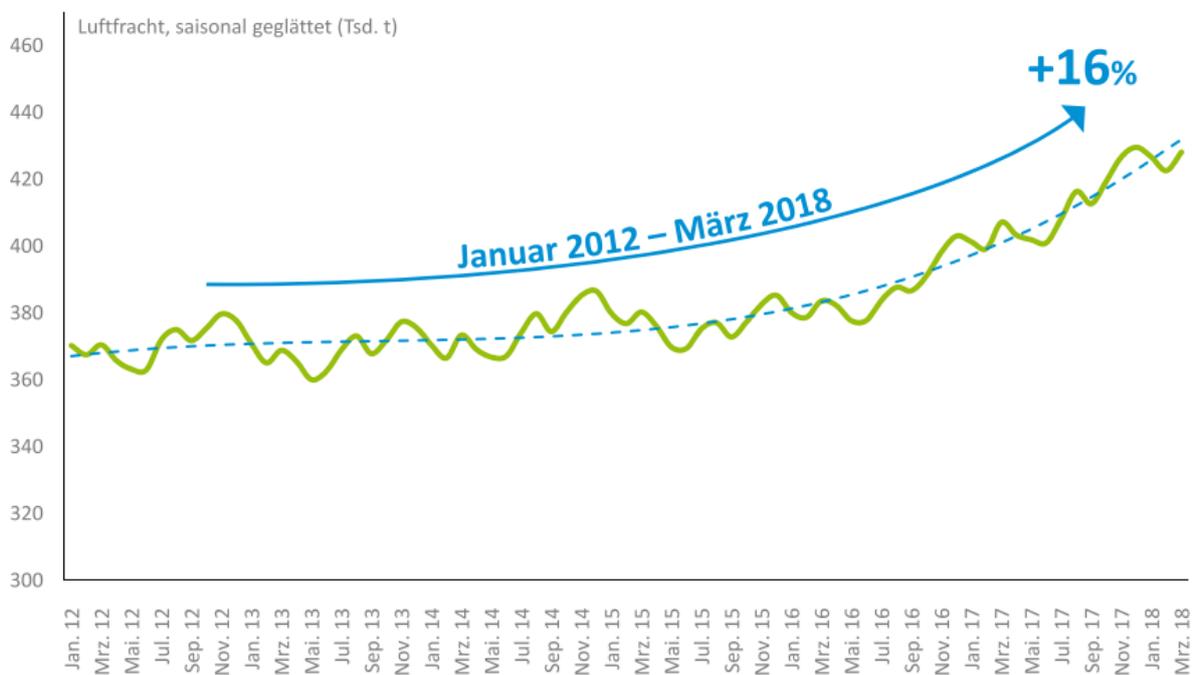
die Steuer zurückgezogen würde, sollte eine Einigung auf europäischer Ebene realisiert werden. Eingeführt werden sollte die Steuer zum 01. Januar 2021, wurde aber vorerst ausgesetzt.¹¹³

5.1.3 Status quo des Luftfrachtverkehrs in Deutschland

Die Menge der per Luftfracht transportierten Waren nach und aus Deutschland ist zwischen 2012 und 2018 um 16 % gestiegen. 2018 wurden knapp 2,25 Mio. Tonnen Fracht aus dem Ausland nach Deutschland ein- und etwa 2,46 Mio. Tonnen Fracht aus Deutschland ausgeflogen (Destatis 2019). Seit dem Jahr 2000 hat sich die transportierte Flugfracht verdoppelt (DLR 2017). Zwei Drittel der Güter werden durch Linienfrachtverkehr, ein Drittel als Beiladung in Passagiermaschinen („belly freight“) befördert (FreightHub o.J.).

Prognosen zeigen, dass der Luftfrachtverkehr in Zukunft weiterwachsen wird. So quantifizierte eine Studie im Auftrag von Boeing das Wachstum bis 2038 auf weltweit jährlich 4,2 %, wobei die höchste Wachstumsrate innerhalb Asiens und von und nach Asien zu erwarten ist (Boeing 2019).

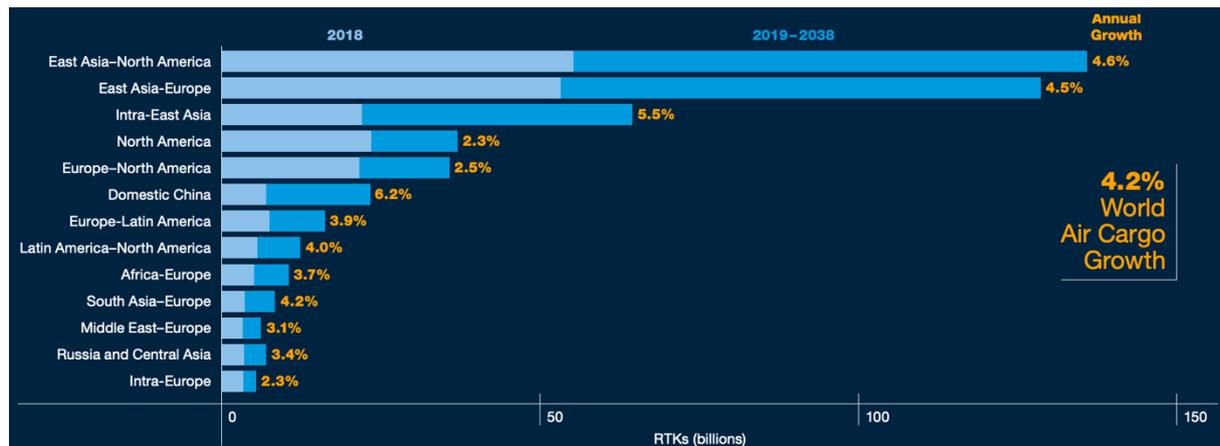
Abbildung 5-1: Luftfracht und Luftpost an deutschen Flughäfen (in Tsd. Tonnen, inkl. Transit)



Quelle: BDL 2018.

¹¹³ Medienberichten zu Folge wird die Einführung aufgrund der Corona-Krise und deren Auswirkungen auf die Luftverkehrswirtschaft verschoben (Marcel Schoeters (2020)).

Abbildung 5-2: Prognostiziertes Wachstum des Luftfrachtverkehrs bis 2038 in unterschiedlichen Regionen der Welt



Quelle: Boeing (2019).

Der Wert der aus Deutschland ausgeflogenen Luftfracht ist etwa 50 % höher als der Wert der Güter, die nach Deutschland eingeflogen werden (104 Mrd. € für Importe vs. 156 Mrd. € für Exporte). Dies entspricht 11,2 % aller Ein- und Ausfuhren (BDL 2019). Der Warenwert in Höhe von durchschnittlich 86 €/kg von Luftfracht übertrifft den Wert der Waren, die per Bahn/Schiff/LKW transportiert werden bei weitem (BDL 2018).

Abbildung 5-3: Durchschnittlicher Wert pro Tonne Fracht (2017) auf unterschiedlichen Transportwegen



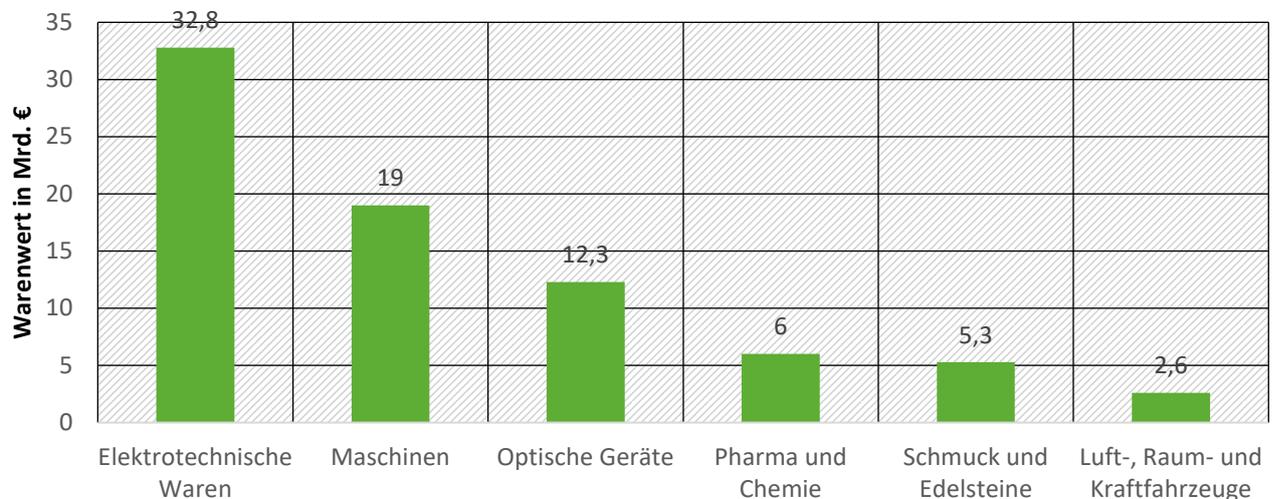
Quelle: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin, auf Basis der Daten von BDL 2019/ Statistisches Bundesamt.

Als Flugfracht befördert werden eine Vielzahl von unterschiedlichen Gütergruppen. Die größten Anteile am Gesamtwert der nach Deutschland importierten Waren haben elektrotechnische Waren, Maschinen und optische Geräte sowie pharmazeutische und chemische Produkte. Ein Grund, warum diese Güter per Flugzeug transportiert werden, ist die kritische Bedeutung von Lieferzeiten (z. B. bei Ersatzteilen oder verderblichen Gütern) (BDL 2019).

Lebensmittel machen dabei nur einen kleinen Teil aus – sowohl am Frachtaufkommen als auch an Importwert. Dies bedeutet: Flugtransporte von Lebensmitteln sind im Vergleich mit anderen

Produkten sehr viel sensibler für eine ökologische Bepreisung. Im nächsten Kapitel wird der Blick auf Lebensmittel vertieft.

Abbildung 5-4: Wert der per Luftfracht importierten Waren in Deutschland im Jahr 2017 nach Warengruppen (in Milliarden Euro)



Quelle: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin, auf Basis der Daten von: Bundesverband der Deutschen Luftverkehrswirtschaft in Statista 2018b.

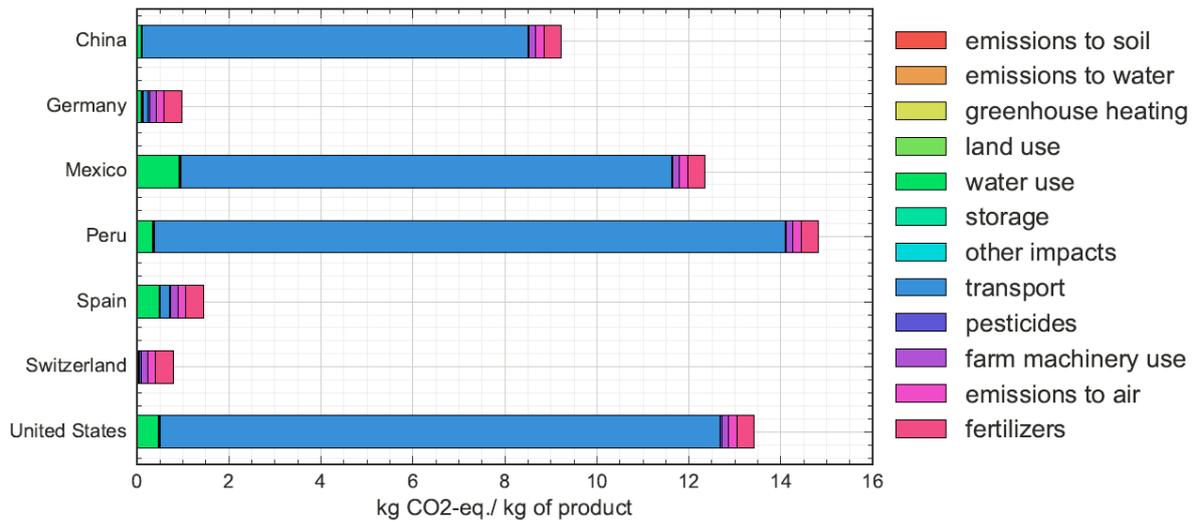
5.1.4 Klimawirkung und Umfang der eingeflogenen Lebensmittel

Eine Studie der wissenschaftlichen Beiräte des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) zeigt, dass der Verzicht auf Lebensmittel, die nach Deutschland eingeflogen werden, zwischen 0,7 – 1,7 Mio. Tonnen CO₂e pro Jahr einsparen könnte (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlicher Verbraucherschutz beim BMEL; Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik beim BMEL 2016).¹¹⁴ Der mögliche Beitrag zum Klimaschutz dadurch, dass weniger Lebensmittel nach Deutschland per Flugzeug transportiert würden, ist nicht riesig, aber es existieren alternative Transportmittel, die den ökologischen Fußabdruck um ein Vielfaches reduzieren könnten.

Der Klimafußabdruck von Gemüse und Früchten setzt sich zusammen aus einer Vielzahl von Quellen und variiert zwischen unterschiedlichen Anbauländern. Eine Studie der ETH Zürich illustriert am Beispiel von Grünspargel den enorm hohen Anteil der Flugtransportemissionen am gesamten Fußabdruck. Dieser überwiegt gegenüber allen anderen Quellen.

¹¹⁴ Zusätzlich dazu muss beachtet werden, dass die Treibhausgase in Reise Flughöhe eine deutlich höhere Klimawirkung haben (Faktor 2,5). Dieser Faktor ist hier berücksichtigt. Allerdings stammt die Studie aus dem Jahr 2008 – es ist davon auszugehen, dass seitdem das Flugaufkommen und die Emissionen deutlich angestiegen sind.

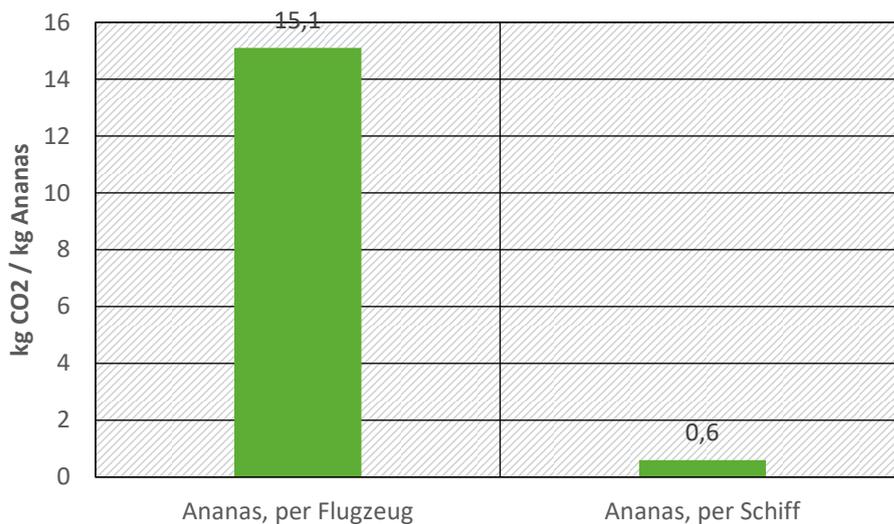
Abbildung 5-5: Klimaeffekt von Grünspargel aus den wichtigsten Herkunftsländern per LKW respektive Flugzeug



Quelle: Zhiyenbek et al. (2016)

Einen ähnlich großen Unterschied im klimatischen Fußabdruck zeigt eine Studie des ifeu (Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH) für Ananas, die per Schiff bzw. Flugzeug transportiert werden. Hier steigt die Klimawirkung durch den Flugtransport um den Faktor 25.

Abbildung 5-6: CO₂-Fußabdruck von Ananas in Abhängigkeit vom Transportmittel (in kg CO₂/kg Ananas)



Quelle: Eigene Darstellung, FÖS e.V. Berlin, auf Basis der Daten von: ifeu 2020.

Aus ökologischer Perspektive ist es also zentral, wie und über welche Entfernungen Lebensmittel zu uns transportiert werden. Aufgrund des wachsenden Konsums von Südfrüchten ist die Frage, mit welchen Transportmitteln diese befördert werden, von klimapolitischer Bedeutung.¹¹⁵ So haben sich beispielsweise die Importe von Avocados nach Deutschland

¹¹⁵ Die Importstatistiken erfassen nicht den Transportweg von Früchten. Nach Deutschland importierte Avocados kommen vor allem aus Peru und Chile, auf Platz 3 der Herkunftsländer folgt dann aber Spanien (Statista (2019d)).

zwischen 2010 und 2018 mehr als verdreifacht (Statista 2019b), für Mangos und Guaven mehr als verdoppelt (Statista 2019c).

Die Datenlage zu Lebensmitteln, die per Flugzeug nach Deutschland transportiert werden, ist schwierig – auch aufgrund der Tatsache, dass der Handel dazu keine Daten veröffentlicht oder Produkte häufig nicht entsprechend auszeichnet (vgl. entsprechender Label-Vorschlag 5.6). Eine Studie des Instituts für alternative und nachhaltige Ernährung (IFANE) im Auftrag der Verbraucherzentralen zeigt auf, dass im Jahr 2008 von ca. 51.850 t per Luftfracht nach Deutschland aus Drittländern importierten Lebensmitteln nur etwa 20 % (10.619 t) auf Obst entfielen. Ein größerer Anteil entfiel demnach auf Fisch (17.286 t) und Gemüse (12.841 t), auch Fleisch machte mit 5.674 t einen nicht unwesentlichen Anteil aus (Keller 2010). Zudem machen Lebensmittel wiederum nur einen Bruchteil des gesamten Luftfrachtverkehrs aus. Auch der Anteil von Lebensmittel-Flugware ist im Verhältnis zu den gesamten Lebensmittelimporten gering. Eine Studie für die Verbraucherzentrale Hessen schätze den Anteil bei Obst und Gemüse auf 0,5 bis 2 % (Keller und Waskow 2012).

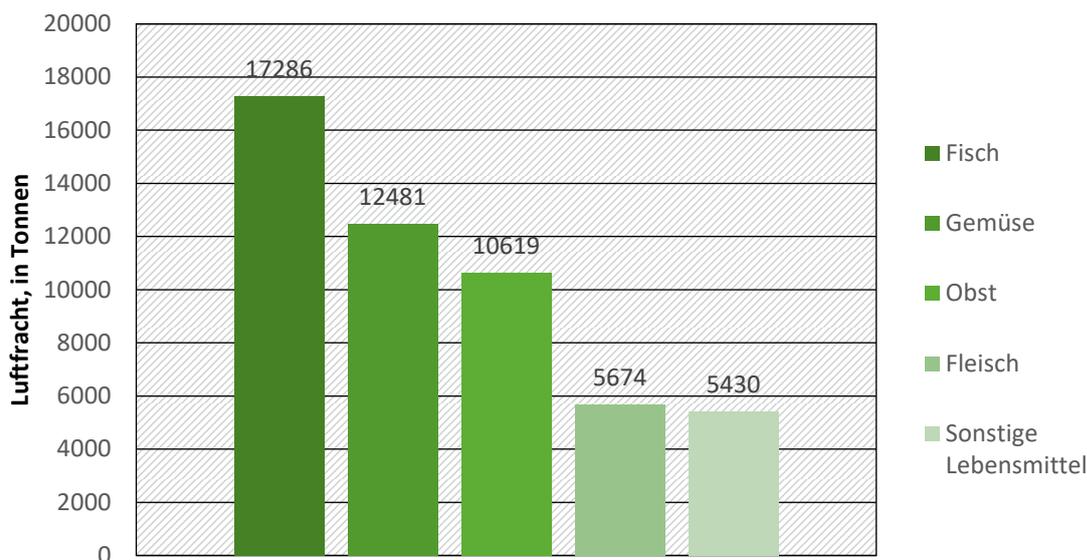
Tabelle 5-1 listet die häufig eingeflogenen Lebensmittel auf und Tabelle 5-2 zeigt Zahlen zu deren Umfang und Verteilung zwischen den Kategorien.

Tabelle 5-1: Wichtigste Lebensmittel, die nach Deutschland per Luft importiert werden und deren Herkunftsländer

Lebensmittel	Wichtigste Herkunftsländer
Obst: Ananas, Steinfrüchte, Mangos, Papayas, Kiwis, Minibananen, Trauben, tropische Früchte (Limonen, Carambolas, Rambutans u. a.)	Kenia, Ghana, Ägypten, Kamerun, Kanada, Brasilien, Chile, Indien
Gemüse: Spargel, Salat, frische Hülsenfrüchte, Soja, tropisches Gemüse	Kenia, Senegal, Kamerun, Tansania, weitere afrikanische Länder, Guatemala, Peru, Thailand, Japan (Soja)
Fleisch: Rindfleisch, Pferdefleisch, Lammfleisch, Bisonfleisch, Straußenfleisch, Hühnerfleisch	Argentinien, Brasilien, Australien, Neuseeland, Kanada, Südafrika, Thailand (Hühnerfleisch)
Fisch: Viktoriabarsch, Hummer, Thunfisch, Rotbarsch, Seehecht, Lachs, Meeresfrüchte	Kenia, Senegal, Südafrika, USA, Kanada, Brasilien, Chile, Australien, Sri Lanka, Singapur
Sonstige Lebensmittel: Gewürze, Trockenfrüchte, Schokolade	Vorderasien

Quelle: Verbraucherzentrale Hessen 2010.

Abbildung 5-7: Lebensmitteltransporte per Luftfracht nach Deutschland 2008 (aus Drittländern, Statistisches Bundesamt 2010, in Tonnen)



Quelle: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin auf Basis von Keller und Waskow 2012.

Tabelle 5-2: Die fünf häufigsten per Luftfracht nach Deutschland importierten Fisch- und Wassertierarten aus Drittländern 2008 (Statistisches Bundesamt 2010)

Produkt	Wichtigste Herkunftsländer ¹	Menge (t)
Filets vom Nil-/Viktoriabarsch (frisch oder gekühlt)	Tansania (83 %), Kenia, Uganda	7.182
Filets von Seefischen ² (frisch oder gekühlt)	Sri Lanka (53 %), Island, Malediven, Südafrika	3.763
Kaphecht und Tiefenwasser-Kapseechecht (frisch oder gekühlt)	Südafrika (100 %)	2.621
Hummer (lebend)	Kanada (77 %), USA	669
Filets vom Rotbarsch, Goldbarsch oder Tiefenbarsch (frisch oder gekühlt)	Island (100 %)	585

Quelle: Keller und Waskow 2012. ¹ wichtigstes Herkunftsland mit Mengenanteil in Prozent;

²außer Kabeljau, Polardorsch, Köhler, Rotbarsch, Goldbarsch oder Tiefenbarsch.

5.2 Fehlanreize

5.2.1 Ökologische und ökonomische Fehlanreize

Die bestehenden ökonomischen Instrumente beeinflussen die Nachfrage nach Flugtickets, die Menge an Flugfrachttransporten oder auch die Kraftstoffeffizienz und haben dadurch ökonomische wie ökologische Wirkungen. Die vielfältigen Ausnahmen von der Besteuerung erhöhen *ceteris paribus* (bei ansonsten gleichen Bedingungen) die Nachfrage und erzeugen negative externe Effekte für Umwelt und Klima – die Bepreisung durch Abgaben bewirken

daraufhin, dass die Nachfrage sinkt und externe Effekte zumindest teilweise internalisiert werden. Konkrete Fehlanreize, die sich aus dem Status quo ergeben, sind:

- 1) **Nicht-Internalisierung von externen Effekten (Klimaschäden, Lärm, Luftschadstoffe):** Die Nicht-Internalisierung der enormen Klimaschäden des Transports als Flugfracht bedeutet, dass mehr Produkte und insbesondere mehr Lebensmittel geflogen werden als ökonomisch optimal. Die Nachfrage nach Luxuslebensmitteln wird durch die Nicht-Internalisierung der Klimaschäden, die sie verursachen, erhöht. Neben den Klimaschäden werden auch negative lokale Umweltwirkungen des Flugverkehrs (Lärm und Luftschadstoffe) nicht internalisiert.
- 2) **Wettbewerbsvorteile gegenüber anderen Verkehrsträgern:** Durch die weitgehende Befreiung der Flugfracht von Steuern und Abgaben profitiert dieser Transportweg gegenüber Alternativen (LKW, Bahn, etc.), die besteuert werden (z. B. durch Energiesteuern, Maut oder CO₂-Bepreisung). Dadurch entsteht eine implizite Bevorteilung des Luftfrachtverkehrs gegenüber anderen Formen des Frachtverkehrs.

5.3 Reformvorschläge und Lenkungsziele

5.3.1 Ziele einer Flugfrachtbepreisung

Ziele einer Bepreisung von Flugfracht sind die Korrektur der Fehlanreize des Status quo (vgl. Abschnitt 5.2) und Reduzierung des klimaschädlichen Flugfrachtverkehrs durch Einpreisung der Klimaschäden. Abhängig vom konkreten Produkt gibt es unterschiedliche Lenkungsziele:

- ▶ **Nutzung anderer Transportmöglichkeiten,** die sehr viel weniger klimaschädliche Emissionen verursachen (z. B. per Schiff¹¹⁶);
- ▶ **Konsum von alternativen Lebensmitteln:** Wenn äquivalente Alternativen bestehen (z. B. eine eingeflogene Mango („Flugmango“) durch anderes Obst ersetzen, das weniger klimaschädlich transportiert wird);

Als Trade-offs einer Flugfrachtbepreisung könnte darauf verwiesen werden, dass die Herkunftsländer dann weniger Lebensmittel exportieren würden, weil der Konsum der jeweiligen Nahrungsmittel sinken würde.¹¹⁷ Aus Gesundheitsgründen gibt es kein Argument, warum der Verzicht auf eingeflogene Lebensmittel negative Wirkungen haben könnte.

5.3.2 Mögliche Ausgestaltung einer Flugfrachtbepreisung

Flugfracht wird (bisher) im Rahmen der deutschen Luftverkehrsabgabe nicht besteuert. Die rechtliche Zulässigkeit einer Ausweitung auf Flugfracht wurde in einem Gutachten dargelegt (Klinski/Keimeyer 2020). Um das Ziel einer ökologischen Lenkungswirkung zu erreichen, sind einige Aspekte zentral:

¹¹⁶ Eine Studie der ETH Zürich zeigt für unterschiedliche Lebensmittel, dass die CO₂-Emissionen eines Kilogramms Früchte bzw. Gemüse durch den Transport per Flugzeug vervielfacht werden können gegenüber dem Schiffftransport (Zhiyenbek et al. (2016), Abbildung 3).

¹¹⁷ Entwicklungspolitische Wirkungen sind komplex. Ob dadurch weniger Früchte exportiert, oder ob diese schlicht mit anderen Transportmitteln, bzw. in andere Zielmärkte exportiert werden und ob damit Einkommensverluste für Beschäftigte in den Herkunftsländern verbunden wären, kann hier nicht erörtert werden. Die Entwicklung von weniger klimaschädlichen wirtschaftlichen Aktivitäten in Entwicklungsländern kann im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit adressiert werden.

- ▶ **Bepreisung ankommender Flüge:** Die Luftverkehrsabgabe gilt nur für in Deutschland startende Flüge. Mit Blick insbesondere auf die Produktgruppe der eingeflogenen Lebensmittel müssten grundsätzlich auch landende Flüge einbezogen werden, um eine Lenkungswirkung zu haben.
- ▶ **Höhe der Bepreisung:** Um eine Lenkungswirkung – weg vom Konsum eingeflogener Produkte – zu erreichen, muss die zusätzliche Belastung an die Luftfrachtkunden und anschließend an die Konsument:innen der Produkte weitergereicht werden. Bei den Produkten muss sie zu einer spürbaren Erhöhung des Preises führen, um eine Lenkungswirkung zu entfalten. Infolgedessen würde die Nachfrage nach diesen spezifischen Produkten sinken bzw. würden Konsument:innen auf Alternativen umsteigen, die nicht per Flugfracht transportiert werden.¹¹⁸ Bei der Höhe einer optimalen Bepreisung kann es Trade-offs geben: mit steigender Bepreisung von Flugfracht (und damit höherer Lenkungswirkung), kann es teilweise auch zu Ausweichbewegungen kommen.¹¹⁹
- ▶ **Mögliche Ausweicheffekte durch einen europäischen „Flickenteppich“:** Eine Bepreisung von Flugfracht in einzelnen europäischen Ländern kann theoretisch zu Ausweichbewegungen in benachbarte Länder führen, in denen Fracht nicht bepreist wird. Es ist allerdings davon auszugehen, dass ein solches Ausweichen auf benachbarte Staaten mit anderen Kosten und Nachteilen verbunden wäre wie längeren Wegen und damit Lieferzeiten. Deshalb erscheint dies wenig realistisch, sofern die Steuer nicht einseitig zu hoch angesetzt wird.

5.4 Wirkungen der Regelung

Wie kann eine Bepreisung von Flugfracht ausgestaltet werden und wie hoch müsste sie sein, um insb. im Segment der eingeflogenen Lebensmittel eine Lenkungswirkung zu entfalten? Die Studie der Europäischen Kommission zu ökonomischen Instrumenten im Luftverkehr verweist darauf, dass der Bereich der Luftfracht nicht modelliert werden könne, da hierfür die notwendigen Daten fehlen würden, insb. zur Elastizität der Nachfrage für Flugfracht (CE Delft 2019, S. 44).

Wie in Abschnitt 5.1.4 dargelegt, zählen Lebensmittel zu den günstigsten Produkten, die per Luftfracht transportiert werden, d. h. durch eine Bepreisung sind bei diesen Produkten zuerst Lenkungswirkungen im Konsumverhalten¹²⁰ zu erwarten.

An dieser Stelle soll für zwei häufig eingeflogene Lebensmittel – die Mango und den Nilbarsch (auch: Viktoriabarsch) – dargelegt werden, wie sich unterschiedliche Preisniveaus pro Tonne CO₂ auf den Preis der Lebensmittel und deren Nachfrage auswirken würden. Dabei werden vier unterschiedliche Preisniveaus herangezogen: die Steuersätze auf Flugfracht a) in Frankreich und

¹¹⁸ Z. B. Produkte aus Regionen, aus denen sie per Land- oder Seeweg transportiert werden.

¹¹⁹ Ein „Ausweichen“ auf Flughäfen im Ausland, in denen Flugfracht nicht bepreist wird, ist aber mit Mehrkosten und Zeitverlust verbunden. Durch den zusätzlichen Transportbedarf kann insgesamt die Umweltbelastung sogar zunehmen. Der Umfang solcher Ausweichbewegungen ist unklar. Für Luftfracht, die als „belly freight“ geflogen wird, dürfte ein Ausweichen auch keine Option sein.

¹²⁰ Für die Zwecke der Modellrechnung wird hier die Annahme getroffen, dass die höheren Kosten durch die Flugfrachtbepreisung vollumfänglich an die Konsument:innen weitergegeben werden.

b) in den Niederlanden¹²¹, c) eine Bepreisung, die sich an der deutschen Luftverkehrsteuer für Passagiere¹²² orientiert, sowie d) eine Bepreisung anhand der Klimaschadenskosten der Produkte¹²³. Um die Ergebnisse vergleichen zu können, wurden dazu einige Annahmen getroffen.¹²⁴

Tabelle 5-3: Preisänderungen für eingeflogene Lebensmittel (Mango & Nilbarsch) bei unterschiedlichen Niveaus einer Flugfrachtbepreisung

	Frankreich: Flugfracht- bepreisung	Niederlande: geplante Flugfracht- bepreisung	Deutschland: Übertragung der Luftverkehrsteuer auf Fracht	Klimaschadens- kosten
Höhe und Einheit der Bepreisung	1,37 € pro <u>Tonne Fracht</u>	3,85 € pro <u>Tonne Fracht</u>	32,67 € (Zone 2) / 58,82 € (Zone 3) <u>pro</u> <u>Passagier</u>	195 € pro <u>Tonne</u> <u>CO₂</u>
Preisauflschlag für Mango (500g, 6 €)	0,0007 €	0,0019 €	0,37 € (aus Zone 3)	0,88 €
Preisauflschlag Nilbarsch (1 kg, 20 €)	0,0013 €	0,0039 €	0,41 € (aus Zone 2)	1,17 €

Quelle: Eigene Berechnungen FÖS e.V. Berlin. Für zugrundeliegende Annahmen siehe Fließtext und Fußnoten oben.

Für die Frage der Lenkungswirkung ist die relative Preisänderung zentral. Wieviel teurer wird ein Lebensmittel durch die Bepreisung und wieviel weniger wird dadurch davon nachgefragt?

Für Flugmangos (500 g) kann ein Stückpreis von 6 € und für Nilbarsch von einem Preis pro kg von 20 € angenommen werden. Die Steuersätze für Flugfracht aus Frankreich und den Niederlanden würden praktisch zu keiner Änderung der Preise der Lebensmittel führen. Die höheren Sätze aus der Übertragung der Luftverkehrsteuer für Passagiere auf Flugfracht würde zu einer Erhöhung um 6 % (Mango) bzw. 2 % (Nilbarsch) führen; das Zugrundlegen der Klimaschäden hätte zur Folge, dass die Preise für Mango um ca. 15 %; für Nilbarsch um 6 % stiegen.

Eigenpreiselastizitäten für konventionelles Obst liegen um 1 – d. h. eine Preissteigerung um 1 % führt zu einem Nachfragerückgang von 1 %. Bei den eingeflogenen Lebensmitteln ist aber anzunehmen, dass sie den „Luxusgütern“ zugerechnet werden können und somit vermutlich eine elastischere Nachfrage haben, vergleichbar zu den jeweiligen Bioprodukten¹²⁵ (Justus-Liebig-Universität Gießen 2013, 15ff.). Die wissenschaftliche Literatur gibt bei beiden Produkten

¹²¹ Zu den Steuersätzen in Frankreich und den Niederlanden, siehe Abschnitt 5.1.2. Die Sätze werden hier als Orientierung angenommen – ungeachtet dessen, dass sie nur auf startende Fracht erhoben werden und die niederländische Bepreisung noch nicht in Kraft ist.

¹²² So wurde zur Umrechnung der Luftverkehrsteuer angenommen, dass der durchschnittliche Passagier 80 kg wiegt, d. h. ein Passagier 160 Mangos (je 500 g) entspricht.

¹²³ Hier wird mit den vom Umweltbundesamt ermittelten Schäden in Höhe von 195 € gerechnet und auf Basis des CO₂-Fußabdrucks der Produkte die Bepreisung ermittelt.

¹²⁴ Dabei wird für die Flugmango angenommen, dass sie aus Zone 3 (Thailand, 9000 km entfernt) eingeflogen wird; der Nilbarsch aus Zone 2 (Uganda, 6000 km entfernt). Für den CO₂-Abdruck des Lebensmitteltransports wurde auf die Berechnungen von Herminghaus (2014) und Keller (2010) zurückgegriffen und für ein kg Lebensmittel pro 1000 km Transportweg mit dem Flugzeug Emissionen von einem kg CO₂ angenommen.

¹²⁵ Für Bio-Obst wird dort eine Eigenpreiselastizität zwischen -1,06 bis -3,54 angenommen (aus Lin et al. 2009 in Schröck (2013), S. 15). Dieser Wert wird hier zugrunde gelegt für Mangos. Für Fisch wird hier zurückgegriffen auf die Eigenpreiselastizität für Fleisch aus -0,61 bis -2,71 (aus Anders & Möser 2008 in Schröck 2013a, S. 15).

eine große Spreizung in den Eigenpreiselastizitäten an, sodass die möglichen Wirkungen der Preiserhöhungen für Flugmangos und eingeflogenen Nilbarsch nicht sehr eindeutig wären.

Deutlich wird in den Berechnungen, dass eine Flugfrachtbepreisung auf dem Niveau Frankreichs oder der Niederlande praktisch keine Lenkungswirkung auf die Lebensmittel hätte. Auf dem Preisniveau der deutschen Luftverkehrsabgabe würde die Nachfrage nach Flugmangos aufgrund des Preisaufschlags zwischen 6,5 % und 21,7 %; für den Nilbarsch zwischen 1,25 % und 5,5 % zurückgehen. Auf dem nochmals höheren Preisniveau der Klimaschadenskosten würde die Nachfrage nach Flugmangos zwischen 15,5 % und 51,8 % zurückgehen; die Nachfrage nach eingeflogenem Nilbarsch würde zwischen 3,6 % und 15,9 % sinken.

Setzt man also die Klimaschadenskosten als Maßstab für die Bepreisung von Flugfracht an, wäre zumindest bei den preisgünstigen Frachtprodukten wie Lebensmitteln eine Lenkungswirkung und ein Rückgang zu erwarten. Es ist jedoch nicht davon auszugehen, dass dann gar keine Lebensmittel mehr eingeflogen würden.

5.5 Rechtliche Aspekte und administrative Umsetzung

Gegen eine Erweiterung der Luftverkehrsteuer auf den Frachtverkehr sind keine finanzverfassungsrechtlichen Bedenken zu erheben. Denn die Luftverkehrsteuer ist als „Verkehrsteuer“ im Sinne des Art. 106 Abs. 1 Nr. 3 GG nicht an die engen Kriterien für Verbrauchsteuern gebunden (siehe dazu oben, 2.3.3). Sie darf also auch auf die Besteuerung unternehmerischer Tätigkeit (hier des Transports von Gütern für den Handel) gerichtet werden (Klinski/Keimeyer 2019). Zudem ist zu bedenken, dass die Steuer wie eine Verbrauchsteuer so konstruiert werden kann, dass sie an die Luftfrachtkunden weitergegeben wird, welche die Mehrbelastungen in ihre Produkte einpreisen können.

Es sind keine Gründe ersichtlich, warum eine Ausweitung der Luftverkehrsteuer auf den Frachtverkehr gegen Europarecht verstoßen könnte.

5.6 Flankierende Maßnahmen

Wie die Berechnungen zeigen, werden ökonomische Ansätze in diesem Bereich nur bei hohen Steuersätzen eine Lenkungswirkung bei eingeflogenen Lebensmitteln entfalten können. Zusätzlich dazu sollten also auch nicht-ökonomische Ansätze genutzt werden, um Verbraucher:innen in die Lage zu versetzen, bei Kaufentscheidungen deren Klimawirkung zu berücksichtigen.

Informationsinstrument: Label „als Luftfracht eingeflogen“ vs. CO₂-Fußabdruck

Da die Konsumententscheidung für Luftfracht praktisch exklusiv von Verbraucher:innen getroffen wird, wäre ein weiterer Ansatz eine Kennzeichnung solcher Produkte mit einem „Negativ-Label“, das auf die klimaschädliche Beförderung hinweist. Allerdings geben einige Autor:innen auch zu bedenken, dass ein solches Label auch missverstanden werden könnte und „als Indiz für Frische oder Exklusivität eine Kaufentscheidung sogar begünstigt“ (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlicher Verbraucherschutz beim BMEL; Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik beim BMEL 2016). Eine freiwillige Selbstverpflichtung des Handels hierzu wäre ein Ansatz zur Umsetzung¹²⁶ da eine verbindliche Einführung juristisch schwierig werden könnte.

¹²⁶ Keller und Waskow (2012) schätzen die Bereitschaft des Handels hierzu aber als gering ein.

Ein Label, welches – unabhängig vom Transportmittel – den CO₂-Abdruck eines Produkts abbildet, wäre dem Flugfracht-Label vorzuziehen. Es fokussiert auf die klimaschädliche Wirkung des Flugtransports und löst keine positiven Assoziationen aus. Die Umsetzung wäre allerdings aufgrund der Komplexität der Ermittlung des CO₂-Abdrucks schwierig. Jedoch könnten gerade Lebensmittel ein guter Startpunkt für ein solches Label sein, da die Berechnung bei diesen Produkten noch einfach ist. Dabei wäre auch eine Erweiterung auf die Abbildung sozialer Kosten grundsätzlich denkbar. Fraglich bleibt jedoch, inwieweit ein solches Label tatsächlich die Konsumententscheidung der Verbraucher:innen beeinflussen kann. So ist die Rolle von Labeln bei der Kaufentscheidung geringer einzuordnen als von den Konsument:innen selbst eingeschätzt. Dies kann aus einer Überforderung mit (insbesondere komplexen) Labeln folgen (Grünberg et al. 2010, S.68f).

Technologische Alternativen: neue Technologien für Schiffstransporte

Unter dem Stichwort „*controlled atmosphere container*“¹²⁷ existieren neue Schiffscontainer, in denen der Reifeprozess von Früchten verlangsamt wird, sodass auch der (im Vergleich zum Flugtransport) langsamere Schiffstransport für frische Lebensmittel genutzt werden kann. Der Vorteil: gegenüber dem Flugtransport fallen beim Schiffstransport bis zu 170-mal weniger Treibhausgasemissionen an (Keller und Waskow 2012).

5.7 Fazit

Analysen zeigen, dass die Klimafolgen des Flugtransports ein Vielfaches des Transports per Schiff oder auf dem Landweg ausmachen. Eine Senkung der Nachfrage nach eingeflogenen Lebensmitteln bzw. eine Verschiebung dieser auf andere Transportmittel kann einen Beitrag zum Klimaschutz leisten.

Eine Bepreisung von Flugfracht kann dazu beitragen. Dies gilt aus zwei Gründen insbesondere für Lebensmittel: Sie können recht gut auch per Schiff transportiert werden und sie reagieren als relativ günstige Flugfracht zuerst auf ökonomische Anreize durch eine Bepreisung zur Internalisierung von Klimaschäden.

Die Lenkungswirkung einer Flugfrachtbepreisung ist unmittelbar mit der Höhe der Bepreisung verbunden. Um die Nachfrage nach heute eingeflogenen Lebensmitteln zu senken, müsste ein recht hohes Preisniveau angesetzt werden. Aber selbst eine vollständige Einpreisung der Klimaschäden (zu 195 € pro Tonne CO₂) würde nicht dazu führen, dass keinerlei Lebensmittel mehr eingeflogen würden. Eine Umsetzung einer solchen Reform als Ausweitung der Luftverkehrssteuer auf den Frachtverkehr wäre grundsätzlich möglich.

Hauptziel der Untersuchung war, das Potential und die Grenzen eines ökonomischen Instruments in diesem Bereich aufzuzeigen. Die Ergebnisse zeigen, dass von einer Bepreisung nur begrenzte Lenkungswirkungen zu erwarten wäre. Flankierende Ansätze zur Reduzierung der Nachfrage nach eingeflogenen Lebensmitteln oder die Förderung ökologischerer Transportmittel stellen daneben wichtige Ansätze für mehr Klimaschutz dar.

¹²⁷ Siehe Beispiel von Hapag Lloyd Schiffscontainer: <https://www.hapag-lloyd.com/de/products/cargo/reefer/controlled-atmosphere.html>.

6 „Verschmutzungsabgabe“: Übertragung von öffentlichen Kosten auf die Hersteller von Einwegkunststoffprodukten im Rahmen der erweiterten Herstellerverantwortung

6.1 Gegenwärtige Regelung

6.1.1 Finanzierung von Reinigungskosten

Abfallentsorgung und Stadtreinigung¹²⁸ sind ein traditioneller Teil der öffentlichen Daseinsvorsorge. Die konkrete Ausführung dessen ist in Deutschland in den Kommunen seit den späten 1980er Jahren in unterschiedlichem Maße privatisiert worden, sodass es häufig Mischformen aus öffentlicher und privater Abfallsammlung und Stadtreinigung gibt.¹²⁹ Während das Einsammeln von Hausmüll über die Abfallgebühren der Bevölkerung finanziert wird, wird die Stadtreinigung primär über die öffentlichen Haushalte der Kommunen bezahlt. Für Verpackungen hat der Gesetzgeber im Verpackungsgesetz (VerpackG)¹³⁰ eine erweiterte Herstellerverantwortung („Produktverantwortung“) etabliert, durch die Hersteller auch für die Sammlung und Entsorgung der Verpackungsabfälle verantwortlich sind. Dafür finanzieren die Hersteller von Verpackungen, die typischerweise bei privaten Haushalten als Abfall anfallen, grundsätzlich die sogenannten dualen Systeme.

Nicht erfasst von der Herstellerverantwortung werden aktuell Kosten des „Litterings“ – dem achtlosen Wegwerfen von Abfällen im öffentlichen Raum. Aktuell sind insbesondere die Hersteller von Zigaretten und Einwegverpackungen nicht an den Kosten beteiligt, die „ihre“ Produkte verursachen, wenn sie im öffentlichen Raum auf der Straße oder auf Grünflächen landen. Die europäische Einwegkunststoffrichtlinie (EU) 2019/904¹³¹ verpflichtet die Mitgliedstaaten, eine erweiterte Herstellerverantwortung für die Hersteller von bestimmten Einwegkunststoffprodukten einzuführen, um darüber bestimmte litteringbezogene Kosten zu finanzieren. Eine solche Kostenübertragung auf die Hersteller von diesen häufig „gelitterten“ Produkten könnte kommunale Haushalte entlasten und den Herstellern Anreize geben, diese Produkte zu reduzieren bzw. umweltfreundliche Alternativen für diese zu entwickeln.

6.1.2 Status quo des Litterings

Die Untersuchung betrachtet nicht den Hausmüll,¹³² sondern bezieht sich auf das Problem des „Litterings“ in öffentlichen Räumen – auf Straßen, Plätzen und in Parks. Eine Studie für den Verband kommunaler Unternehmen (VKU) zu Abfällen im öffentlichen Raum zeigt einige Trends zu dem Thema. Zwei Produktgruppen nehmen die Spitzenplätze bei der Vermüllung öffentlicher Räume ein: **Zigarettenkippen** und **To-go-Verpackungen**. Laut Studie ist der Anteil (an „gelitterten“ Objekten) von „Zigarettenkippen (...) im Vergleich zu 2008 deutlich

¹²⁸ Der Begriff schließt die Reinigung öffentlicher Flächen in nicht städtischen Gemeinden ebenso mit ein.

¹²⁹ In einigen Städten werden diese ergänzt durch private Initiativen (z. B. mit Blick auf Littering in Parks oder an Stränden, etc.).

¹³⁰ Verpackungsgesetz vom 5. Juli 2017 (BGBl. I S. 2234), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 22. September 2021 (BGBl. I S. 4363) geändert worden ist.

¹³¹ Richtlinie (EU) 2019/904 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 5. Juni 2019 über die Verringerung der Auswirkungen bestimmter Kunststoffprodukte auf die Umwelt (ABl. L 155 vom 12.6.2019, S. 1).

¹³² Mit 633 kg Abfall pro Kopf (kommunales Abfallaufkommen) liegt Deutschland auf Platz 3 in Europa und deutlich über dem Durchschnitt von 486 kg (Statista (2018a)). Zum allergrößten Teil werden diese Abfälle über die kommunale Müllentsorgung eingesammelt und verwertet.

zurückgegangen (von 70 % (2008) auf 35 % (2016))¹³³; Take-away-Verpackungen als Littering-Objekt haben deutlich zugenommen (6 % (2008) zu 20 % (2016))“ (Verband kommunaler Unternehmen 2018). Verursacher:innen sind vor allem junge Erwachsene (18-30 Jahre), die in stärkerem Umfang To-go-Verpackungen konsumieren. Neben der aus Bequemlichkeit fehlenden Bereitschaft der Müll verursachenden Personen, Abfalleimer zu nutzen, wird vor allem auf häufig überfüllte Abfalleimer verwiesen. Als Anti-Littering-Maßnahmen benannte die Studie vor allem die Bereitstellung von Abfalleimern, die Zusammenarbeit mit Anbietern von Einwegverpackungen (Cafés, Take-Away-Restaurants, etc.) und Sensibilisierungsmaßnahmen für die Hauptverursacher:innen (junge Erwachsene und Jugendliche) (Verband kommunaler Unternehmen 2018, S. 31).

Zu den ökonomischen Kosten von „gelitterten“ Produkten ist die Datenlage sehr begrenzt. Eine Antwort der Bundesregierung auf eine Kleine Anfrage der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen thematisiert das Littering als „Kostentreiber für Abfallentsorgung und Straßenreinigung“ (Bundesregierung 2018). Spezifische Daten zu den Kosten für „Straßenreinigung sowie durch die Abfallbeseitigung in öffentlichen Parks, Plätzen und Fußgängerzonen“ liegen der Bundesregierung nicht vor. Lediglich auf die Kosten der Straßenreinigung (2014) wird darin verwiesen und diese mit 27,30 € pro Kopf pro Jahr beziffert.¹³⁴

Aus einzelnen Städten liegen verschiedene Daten vor: so wird für Hamburg häufig die Zahl 27 Mio. € zitiert, die allerdings nicht die Kosten des Litterings beziffert, sondern das Finanzierungsvolumen der neuen Hamburger „Sauberkeitsoffensive“ (Hamburger Bürgerschaft 2018). Im Rahmen der Berliner „Gesamtstrategie Saubere Stadt“ wurden beispielsweise über 5,1 Mio. € für die personelle Unterstützung der bezirklichen Ordnungsämter im Umfang von 102 Stellen („Waste Watchers“) sowie jährlich 4,9 Mio. € für die Reinigung von Parkanlagen und Forsten (im Rahmen eines zweijährigen Pilotprojekts) bereitgestellt (Abgeordnetenhaus Berlin 2018). Die Zahlen sind weder vergleichbar noch klar auf durch Einwegverpackungen verursachte Kosten bezogen. Sie sind eher ein Indikator für die zunehmende Belastung der Kommunen durch Abfälle im öffentlichen Raum. Ein Pilotprojekt des VKU hat eine Methodik zur Messung der Kosten von gelitterten Produkten entwickelt. Diese und die damit ermittelten Kosten werden in Abschnitt 6.4.2 dargestellt.

6.2 Fehlanreize

Eine Reihe unterschiedlicher Fehlanreize entstehen aus der aktuellen Situation:

- 1) **Die Allgemeinheit trägt die Kosten**, die durch das Littering einiger spezifischer Einwegkunststoffprodukte entstehen – nicht die individuellen Verursacher:innen. Dem **Verursacherprinzip** entsprechend, sollten die Kosten nicht von der Allgemeinheit, sondern den Herstellern bzw. den Verursacher:innen der Verschmutzung getragen werden.
- 2) Studien zu Littering zeigen, dass es insb. bei jüngeren Menschen einen **Trend hin zum „To-Go-Konsum“** gibt, der zumeist mit der Verwendung von Einwegverpackungen und -produkten verbunden ist. Entsprechend steigt auch der Anteil solcher Verpackungen am Littering-Aufkommen. Werden diese steigenden Kosten nicht an die Konsument:innen

¹³³ Ebenso an Bedeutung verloren hat beispielsweise Hundekot.

¹³⁴ Für die Untersuchung hier ist die Zahl nicht hilfreich, da es keine Einschätzung enthält, welchen Anteil Einwegverpackungen daran verursachen. Gleichzeitig sind auch die Reinigungskosten für Parks und Grünflächen nicht enthalten.

weitergegeben, so stärkt dies den Trend hin zu To-Go-Konsum von Getränken und Mahlzeiten in Einwegverpackungen.

- 3) Werden deren externe Effekte nicht eingepreist, ist die **Nachfrage nach Einwegverpackungen höher** als ökologisch und gesamtwirtschaftlich optimal. Ebenso existiert kein Anreiz für die Hersteller dieser Produkte, in ökologischere Alternativen zu investieren.
- 4) Gleichzeitig entsteht durch die Nicht-Einpreisung ein **Wettbewerbsnachteil für** (die Hersteller von) **Mehrweglösungen** für Getränke und Mahlzeiten. Eine Einpreisung der negativen Effekte würde für die Produzenten **Innovationsanreize** darstellen, um Alternativen (z. B. Mehrwegverpackungen im Sinne der Einwegkunststoffrichtlinie) zu entwickeln.

6.3 Reformvorschläge & Lenkungsziele

Aus umwelt- und fiskalischer Sicht wäre es effizient, die verschiedenen Kosten, die durch das Littering von Einwegkunststoffprodukten entstehen, einzupreisen und so eine Lenkungswirkung bei Produzenten und Konsument:innen zu schaffen – hin zu Abfallvermeidung.

Die Einwegkunststoffrichtlinie (EU) 2019/904 erweitert die bestehende Herstellerverantwortung für Einwegkunststoffprodukte und bietet den Mitgliedstaaten Spielraum zur Einpreisung verschiedener externer Effekte dieser Produkte.

6.3.1 Erweiterte Herstellerverantwortung unter der Abfallrahmenrichtlinie

Der rechtliche Rahmen für die erweiterte Herstellerverantwortung (EPR, *extended producer responsibility*) ergibt sich aus der europäischen Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG.¹³⁵ Die Abfallrahmenrichtlinie von 2008 ermöglichte grundsätzlich die Regelungen zur Herstellerverantwortung. Die europäische Abfallrahmenrichtlinie etablierte in Artikel 8 eine erweiterte Herstellerverantwortung generell für Abfälle als Kann-Regel, d. h. sie stellte es den Mitgliedstaaten frei, entsprechende Regeln für die Hersteller von Produkten und Abfällen zu definieren. Die Hersteller konnten demnach verpflichtet werden zur:

- ▶ Rücknahme zurückgegebener Erzeugnisse und von Abfällen, die nach der Verwendung dieser Erzeugnisse übrigbleiben;
- ▶ Bewirtschaftung der Abfälle;
- ▶ finanziellen Verantwortung für diese Tätigkeiten;
- ▶ als auch zur Bereitstellung von öffentlich zugänglichen Informationen, inwieweit das Produkt wiederverwendbar und recycelbar ist.

Dieser Rahmen wurde durch die letzte Novellierung der Abfallrahmenrichtlinie¹³⁶ im Jahr 2018 aktualisiert. Dabei wurden allgemeine Mindestanforderungen an das Regime der erweiterten Herstellerverantwortung aufgestellt (Art. 8a), die von den Mitgliedstaaten eingehalten werden

¹³⁵ Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien (ABl. L 312 vom 22.11.2008, S. 3) zuletzt geändert durch Richtlinie (EU) 2018/851 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle (ABl. L 150 vom 14.6.2018, S. 109).

¹³⁶ Richtlinie (EU) 2018/851 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle (ABl. L 150 vom 14.6.2018, S. 109).

müssen. Durch die Einwegkunststoffrichtlinie (EU) 2019/904 wurden zudem die Vorgaben an die Mitgliedstaaten bezüglich der Produkte aus Einwegkunststoffen konkretisiert.

6.3.2 Erweiterung der Herstellerverantwortung für Einwegkunststoffprodukte durch die EU-Einwegkunststoffrichtlinie

Im Kontext der europäischen Kunststoff-Strategie stellt die am 5. Juni 2019 beschlossene Einwegkunststoffrichtlinie (EU) 2019/904 ein Kernelement dar. Die Meeresvermüllung geht zu 80 % auf Kunststoffe insgesamt zurück: mit einem Anteil von 50 % sind Einwegkunststoffartikel deren größte Quelle. Zigarettenfilter und die stark wachsende Gruppe der Einwegverpackungen für Getränke und Lebensmittel stehen dabei im Fokus.

Um u. a. diese Produkte zu adressieren, erweitert die Richtlinie die erweiterte Herstellerverantwortung für diese Produkte in Artikel 8. Sie verpflichtet¹³⁷ die Mitgliedstaaten neben der Einführung einer erweiterten Herstellerverantwortung dazu, die Folgekosten dieser Abfälle (z. B. deren Sammlung, Reinigungskosten als auch Kosten für Sensibilisierungsmaßnahmen) an die Hersteller weiterzugeben. Die Umsetzung in nationales Recht erfolgt schrittweise, beginnend mit Sensibilisierungsmaßnahmen, die bis Mitte 2021 umzusetzen sind. Für die nationale Umsetzung der Regelungen zur erweiterten Herstellerverantwortung gelten Umsetzungsfristen in 2023 (für Tabakprodukte mit Filter sowie Filter, die zur Verwendung in Kombination mit Tabakprodukten vertrieben werden) bzw. spätestens Ende 2024.¹³⁸ Die nationale Umsetzung der Richtlinie muss sicherstellen, dass die Kosten für Abfallbeseitigung im öffentlichen Raum und für Sensibilisierungsmaßnahmen zur Reduzierung des Konsums von Einwegkunststoffprodukten von deren Herstellern getragen werden.

Ziele der Richtlinie sind:

- ▶ **Einpreisung externer Effekte:** Hersteller von Einwegverpackungen müssen die Reinigungs- und Entsorgungskosten „ihrer“ Produkte tragen, sodass Einwegverpackungen im Wettbewerb mit Mehrwegverpackungen und dem Verzehr vor Ort relativ teurer werden und damit ihr Marktanteil sinkt. Wichtig ist zu betonen, dass nur ein Teil der externen Kosten erfasst werden. Nur die Kosten der Sammlung und Entsorgung, die bisher durch die Allgemeinheit getragen wurden, werden erfasst. Umweltschäden, die durch die Vermüllung des nicht eingesammelten Abfalls entstehen (z. B. durch Mikroplastik) oder der enorme Ressourcenverbrauch für die Herstellung von Einwegprodukten, werden nicht adressiert.
- ▶ **Senkung der Nachfrage nach Einwegprodukten:** Reduzierung der Nachfrage der Konsument:innen nach Einwegverpackungen durch Sensibilisierungsmaßnahmen (die über die erweiterte Herstellerverantwortung finanziert werden), bzw. durch die Weitergabe der Kosten von Herstellern an Konsument:innen.

¹³⁷ Im Kontrast zu den Kann-Bestimmungen der Abfallrahmenrichtlinie.

¹³⁸ Eine Übersicht zu den unterschiedlichen Fristen findet sich in Zero Waste Europe (2019).

6.3.3 Welche Produkte werden erfasst von den Bestimmungen der EU-Einwegkunststoffrichtlinie?

Für einige Einwegkunststoffprodukte, für die geeignete Alternativen bereits existieren, gilt ein Verbot ab Mitte 2021 (vgl. Art. 5 der Richtlinie in Verbindung mit Art. 17).¹³⁹ Für andere Produkte fokussiert die Richtlinie darauf, deren Verbrauch zu reduzieren und Anreize zu geben, um weniger schädliche Alternativen zu entwickeln. Dafür nutzt sie ökonomische Anreize im Rahmen einer erweiterten Herstellerverantwortung, um Kosten der öffentlichen Hand auf die Hersteller der Produkte zu übertragen.

Für diese verschiedenen Produkte wird die erweiterte Herstellerverantwortung unterschiedlich weit gefasst. Die Hersteller dieser Produkte sollen in unterschiedlichem Umfang die mit ihren Produkten verbundenen Kosten tragen. Tabelle 6-1 fasst die Bestimmungen zu Kunststoffverpackungen für Lebensmittel, Tabelle 6-2 die zu weiteren Abfällen (Kunststoffprodukte und Tabakprodukte mit Kunststofffiltern) zusammen.¹⁴⁰

Tabelle 6-1: Bestimmungen der Einwegkunststoffrichtlinie (EU) 2019/904 (Anhang E, Teil I, sowie Art. 8 Abs. 2)

Welche Produkte werden erfasst?	Welche Kosten sollen die Hersteller tragen? (Art. 8)
<ol style="list-style-type: none"> 1) Lebensmittelverpackungen (deren Inhalt für den Sofortverzehr bestimmt ist) 2) Aus flexiblem Material hergestellte Tüten und Folienverpackungen (Wrappers) mit Lebensmittelinhalt 3) Getränkebehälter mit einem Fassungsvermögen von bis zu drei Litern 4) Getränkebecher, einschließlich ihrer Verschlüsse und Deckel 5) Leichte Kunststofftragetaschen 	<p>lit. a)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Kosten für Sensibilisierungsmaßnahmen <p>lit. b)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Kosten für Sammlung der in öffentlichen Sammelsystemen entsorgten Abfällen dieser Artikel • Kosten der Infrastruktur • Kosten des Betriebs der Infrastruktur • Kosten der Beförderung und Behandlung dieser Abfälle <p>lit. c)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Kosten von Reinigungsaktionen im Zusammenhang mit Abfällen dieser Artikel • Kosten der Beförderung und Behandlung dieser Abfälle

Quelle: Zusammenstellung aufgrund des Anhangs E, Teil I sowie Art. 8 Abs. 2 der Einwegkunststoffrichtlinie (EU) 2019/904.

Tabelle 6-2: Bestimmungen der Einwegkunststoffrichtlinie (EU) 2019/904 zu Kunststoffverpackungen (Anhang E, Teile II und III)

Welche Produkte werden erfasst?	Welche Kosten sollen die Hersteller tragen?
<ol style="list-style-type: none"> 1) Feuchttücher 2) Luftballons 3) Tabakprodukte mit Filter sowie Filter, die zur Verwendung in Kombination mit Tabakprodukten vertrieben werden 	<p>lit. a)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Kosten für Sensibilisierungsmaßnahmen <p>lit. b)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Kosten von Reinigungsaktionen im Zusammenhang mit Abfällen dieser Artikel • Kosten der Beförderung und Behandlung dieser Abfälle

¹³⁹ Dies gilt beispielsweise für Wattestäbchen, Besteck, Umrührstäbchen, Trinkhalme, Teller, Haltestäbchen für Luftballons und Verpackungen aus Styropor sowie Produkte aus oxo-abbaubaren Kunststoffen.

¹⁴⁰ Darüber hinaus enthalten die Absätze 7 bis 9 des Artikel 8 Bestimmungen zur erweiterten Herstellerhaftung in der Fischerei, die hier nicht betrachtet werden.

Welche Produkte werden erfasst?	Welche Kosten sollen die Hersteller tragen?
	lit. c) <ul style="list-style-type: none">• Kosten der Erhebung und Übermittlung der Daten¹⁴¹ <p><u>Nur für Tabakprodukte mit Filter und separate Filter:</u></p> <ul style="list-style-type: none">• Kosten für Sammlung der in öffentlichen Sammelsystemen entsorgten Abfällen dieser Artikel• Kosten der Infrastruktur• Kosten des Betriebs der Infrastruktur• Kosten der Beförderung und Behandlung dieser Abfälle• <i>zusätzliche Option für die Mitgliedstaaten:</i> Kosten für die Errichtung spezifischer Infrastrukturen für die Sammlung von Abfällen dieser Artikel

Quelle: Zusammenstellung aufgrund von Anhang E, Teile II und III sowie Art. 8 Abs. 3 der Einwegkunststoffrichtlinie (EU) 2019/904.

6.3.4 Anforderungen an die nationale Umsetzung und deren Ausgestaltung

Anforderungen an die nationale Ausgestaltung sind im Rechtsgutachten von Frenz (2019) erörtert (siehe Kapitel 6.5).

Leitlinien für die Ermittlung der verschiedenen übertragbaren Kosten im Zusammenhang mit der nationalen Umsetzung der erweiterten Herstellerverantwortung werden von der Europäischen Kommission noch vorgelegt. Das Forschungsprojekt des VKU (siehe Abschnitt 6.3.5) ist ein Input zur Entwicklung dieser Leitlinien.

Eine wichtige Frage für die nationale Ausgestaltung von Artikel 8 der Richtlinie ist, ob die Regelung „eng“ oder „breit“ (materialunabhängig) umgesetzt wird. Eine enge Umsetzung würde sich auf den Fokus der Richtlinie auf Einwegkunststoffartikel beschränken und sonstige Einwegverpackungen, die äquivalent genutzt werden, nicht einbeziehen. Der VKU argumentiert gegen eine solche enge Auslegung, um „Systembrüche“ im Rahmen des Verpackungsgesetzes zu vermeiden und Fehlanreize zu verhindern, wenn einige Einwegverpackungen (aus Kunststoff) bepreist würden, andere (z. B. Pizzakartons) hingegen nicht. Mit Blick auf die Reduktion von Einwegverpackungen und der Finanzierung der kommunalen Straßenreinigung wird von einigen Akteuren eine materialunabhängige breite Umsetzung¹⁴² als sinnvoll erachtet (vgl. Thärichen 2020).

6.3.5 Pilotstudie des VKU zur Umsetzung von Art. 8 der EU-Kunststoffrichtlinie

Die Möglichkeit, Reinigungskosten an die Hersteller von bestimmten Einwegverpackungen und Zigaretten zu übertragen, ist für kommunale Stadtreinigungen natürlich von großem Interesse, für die diese Abfallarten einen Kostentreiber darstellen. Gleichzeitig existieren kaum Studien zu

¹⁴¹ Die Norm bezieht sich auf eine Bestimmung zur erweiterten Herstellerhaftung aus der Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG. Diese regelt, dass die Hersteller von Produkten verpflichtet werden können, relevante Informationen für die Bewirtschaftung ihrer Abfälle zur Verfügung zu stellen: „Diese Maßnahmen können die Verpflichtung umfassen, öffentlich zugängliche Informationen darüber zur Verfügung zu stellen, inwieweit das Produkt wiederverwendbar und recycelbar ist.“

¹⁴² Umweltverbände verweisen auf das Problem einer zu engen Umsetzung bei der nationalen Umsetzung von Artikel 5 der EU-Einwegkunststoffrichtlinie – dem Verbot von bestimmten Einwegkunststoffartikeln. Der eng gefasste Entwurf des BMU würde aus Sicht der Kritiker Schlupflöcher ermöglichen und lediglich zu einer Substitution von Materialien führen (vgl. DUH (2020)).

den Kosten von Littering oder zu den spezifischen Kosten, die durch Einwegkunststoffprodukte verursacht werden (INFA-Institut 2020).¹⁴³

Ein Pilotprojekt des VKU, welches im Sommer 2019 gestartet wurde, sollte die Grundlagen für eine Umsetzung der EPR in Deutschland legen und eine Methodik zur Messung der unterschiedlichen Abfallanteile und deren Kosten entwickeln. Durch das Projekt sollen die folgenden Ziele erreicht werden (INFA-Institut 2019):

- ▶ Entwicklung einer Analysemethodik zur Ermittlung der Zusammensetzung und Mengen der relevanten Müllgruppen,
- ▶ Darauf aufbauend Ermittlung des zu erwartenden Verschmutzungsaufkommens und der Zusammensetzung, unter Berücksichtigung mehrerer Eigenschaften von Kommunen:
 - Ortsgrößenklassen
 - Reinigungs-/Erfassungssystemen
 - Gebietsstrukturen (über Reinigungs- und Leerungsintervalle)
- ▶ Auf Basis dessen können die spezifischen Kosten berechnet werden, die für die öffentliche Hand durch die relevanten Müllgruppen entstehen. Diese werden aufgeschlüsselt in:
 - Reinigungs-, Sammel- und Transportkosten (inkl. Infrastruktur)
 - Behandlungskosten
 - Kosten für Sensibilisierungsmaßnahmen
- ▶ Entwicklung eines Schlüssels zur Verteilung der Kosten an die jeweiligen Hersteller der unterschiedlichen Einwegkunststoffprodukte.

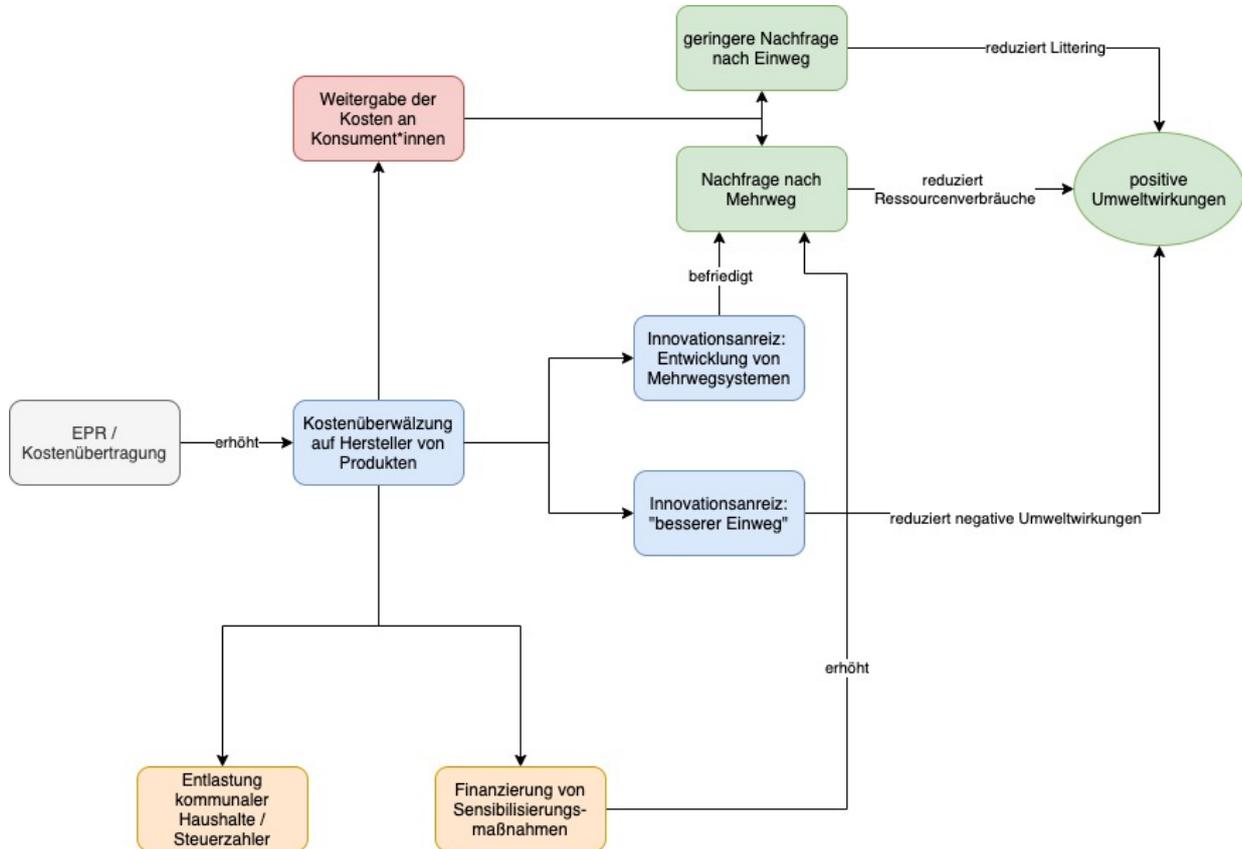
Die Ergebnisse der Studie werden im Abschnitt 6.4.2 dargestellt.

¹⁴³ Die Untersuchung verweist auf Studien zu Litteringkosten in anderen europäischen Ländern, die auf Kosten „zwischen 5 und 21 € pro Einwohner:in pro Jahr“ kommen. Die Untersuchung selbst kommt zu einem vergleichbaren Ergebnis.

6.4 Wirkungen der Regelung

6.4.1 Lenkungswirkungen

Abbildung 6-1: Wirkmodell zur Übertragung der Reinigungskosten im Rahmen von Art. 8



Quelle: Eigene Darstellung, FÖS e.V. Berlin.

Adressaten der Übertragung der Reinigungskosten im Rahmen der erweiterten Herstellerverantwortung (EPR) sind direkt die Hersteller von Einwegkunststoffprodukten. Um die eigenen Kosten zu reduzieren, können Hersteller darauf reagieren, indem sie die Kosten als Innovationsanreize ansehen, um in die Entwicklung von Mehrwegsystemen und wiederverwendbaren Produkten¹⁴⁴ zu investieren. Auch wenn die Kosten heute noch nicht anfallen, können die Hersteller sie heute bereits als in Zukunft anfallende Kosten betrachten und Innovationsmaßnahmen ergreifen, um sie zu senken. In welchem Umfang die Hersteller diese Kosten senken können (durch Mehrweglösungen bzw. Einweglösungen ohne Kunststoffe), kann an dieser Stelle nicht quantifiziert werden.

Die Hersteller werden vermutlich die entstehenden Kostenerhöhungen an die Konsument:innen der jeweiligen Einwegprodukte weitergeben, was zu einer Senkung der Nachfrage nach Einwegprodukten gegenüber Mehrweglösungen im Sinne der Einwegkunststoffrichtlinie führen sollte. Wie stark diese Lenkungswirkung sein kann, ist abhängig vom konkreten Produkt.¹⁴⁵ Insgesamt muss betont werden: Das Instrument zielt nicht auf das Verhalten von

¹⁴⁴ Um kontraproduktive Entwicklungen zu vermeiden, muss sichergestellt werden, dass Alternativen nicht nur auf Kunststoff verzichten, sondern deren Umweltwirkung tatsächlich auch geringer sind.

¹⁴⁵ Im folgenden Abschnitt wird illustriert, dass nur begrenzte Lenkungswirkungen auf Konsument:innen zu erwarten sind.

Konsument:innen ab. Um sie zu beeinflussen, sollten flankierende Maßnahmen ergriffen werden, die die erweiterte Herstellerverantwortung komplementieren (siehe Abschnitt 6.6). Die Finanzierung von Sensibilisierungsmaßnahmen im Rahmen der erweiterten Herstellerverantwortung sollte zu einer Eindämmung des Litterings beitragen.

Letztlich führt die Kostenübertragung auf die Hersteller der Produkte auch zu einer **finanziellen Entlastung** der Kommunen und der Steuerzahler:innen, indem ein Teil der öffentlichen Kosten durch die Hersteller getragen wird.

Positive **ökologische Wirkungen** können entstehen durch a) die Reduzierung des Konsums von Einwegprodukten und b) die Entwicklung umweltfreundlicherer Alternativen zu den bisherigen Produkten (entweder durch Mehrweg- oder ökologischere Einwegprodukte). Die aktuelle Ausgestaltung der erweiterten Herstellerverantwortung adressiert aber nicht alle negativen Umweltwirkungen: so werden Schäden an Flora und Fauna durch die Vermüllung nicht internalisiert.

6.4.2 Höhe der Kostenansätze für die Reinigung

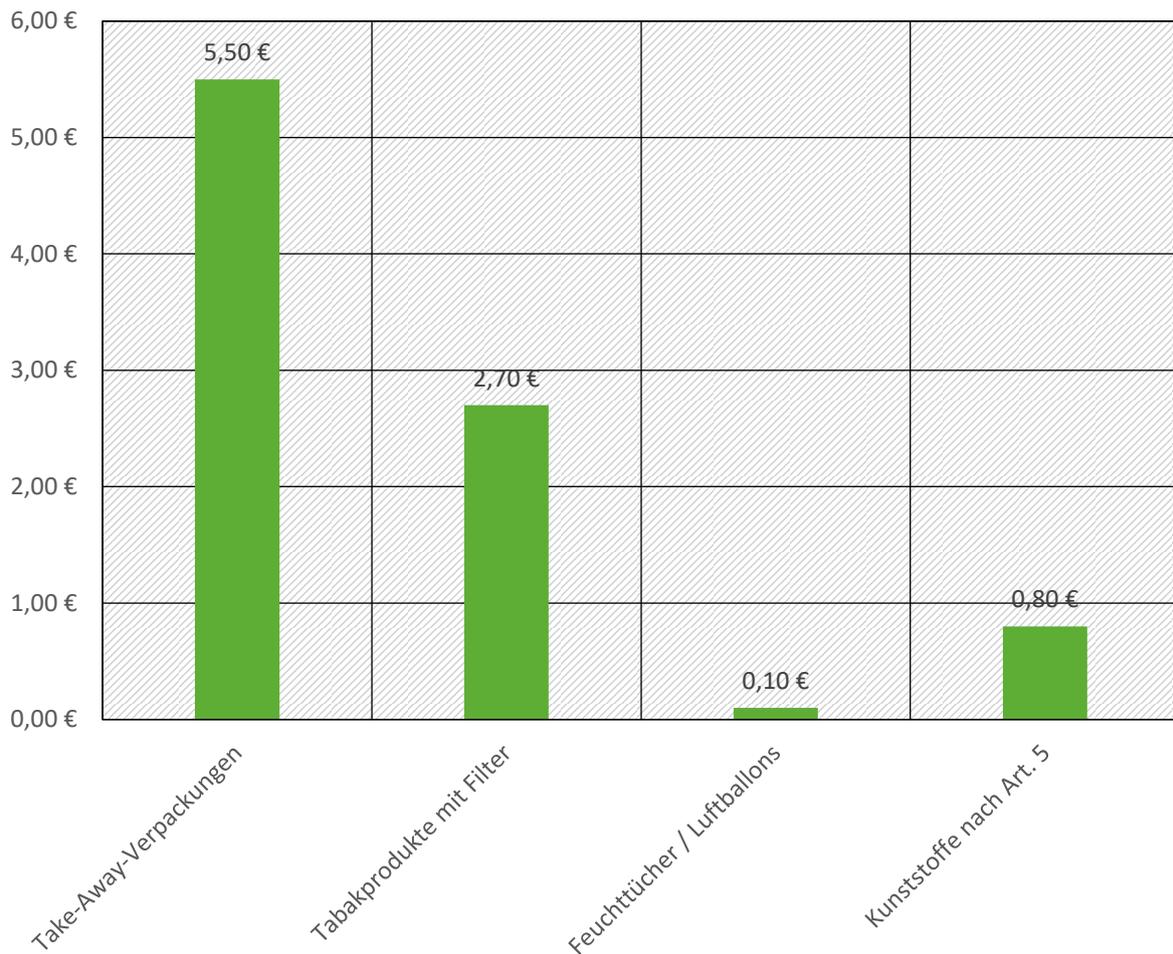
Wie stark die beschriebenen Lenkungswirkungen ausfallen, hängt davon ab, ob die, auf die Hersteller übertragenen Kosten hoch genug sind, um entsprechende Anreize auszulösen. Die Untersuchung im Auftrag des VKU gibt einen Einblick, in welcher Höhe die Kosten der Reinigung liegen, die übertragen werden können. Die Untersuchung von INFA im Auftrag des VKU betont, dass die ermittelten Anteile (der Produkte) am Abfallaufkommen und den Kosten nicht 1:1 vergleichbar sind mit anderen Ländern. Die Studie kommt aber grundsätzlich zu ähnlichen Ergebnissen wie Studien zum selben Thema in anderen Ländern.¹⁴⁶

Die Untersuchung ermittelte Kostenansätze von insg. 9,10 € pro Einwohner:in pro Jahr für Einwegkunststoffe. Der größte Teil davon (5,50 €) entfällt auf Einwegverpackungen sowie auf Tabakprodukte mit Kunststofffilter (2,70 €). Einen kleinen Teil machen Feuchttücher und Luftballons aus (0,10 €) sowie Produkte aus solchen Kunststoffen, die nach Art. 5 der EU-Einwegkunststoffrichtlinie verboten werden (0,80 €).

Zum Vergleich: Verpackungen jeglicher Art (bestehend aus Einwegkunststoff oder aus anderen Materialien wie z. B. Glas oder Metall) verursachen zusammengenommen Kosten in Höhe von 11,40 €. Insgesamt geht die Studie von Stadtreinigungskosten von 33,60 € pro Einwohner:in pro Jahr aus. Von der Richtlinie erfasste Einwegkunststoffe machen also über ein Viertel dieser Kosten aus.

¹⁴⁶ Zu methodischen Aspekten der Untersuchung sei auf die Untersuchung selbst verwiesen: INFA (2020).

Abbildung 6-2: Ermittelte Reinigungskostenansätze für Einwegkunststoffe pro Einwohner pro Jahr



Quelle: Eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin auf Basis der Daten von INFA (2020).

Können diese Kosten Lenkungswirkungen bei den Herstellern und Konsument:innen auslösen?¹⁴⁷

Die ermittelten Kostenansätze für Take-Away-Verpackungen lassen nur eine ungefähre Einschätzung zu. Die ermittelten 5,50 € pro Person und Jahr entsprechen jährlichen Zusatzkosten in Höhe von knapp 460 Mio. € für die Hersteller von Take-Away-Verpackungen. Für die Teilmenge von To-Go-Bechern benennt die Studie 120 Mio. €. Im Jahr 2017 wurden in Deutschland knapp 6 Mrd. To-Go-Becher für den Konsum von Heiß- und Kaltgetränken umgesetzt (NABU 2018). Auf Basis dieser Zahlen entspräche der Kostenaufschlag ungefähr 2 Cent pro Becher. Zum Vergleich: im Großhandel liegen die Einkaufspreise pro Becher zwischen 3 und 4 Cent. Damit würde sich zwar der Kostenanteil für den Einwegbecher deutlich erhöhen. Die Kaufentscheidung für einen Kaffee zum Mitnehmen würde bei der Weitergabe der Kosten aber nur geringfügig berührt (in der Größenordnung von einem bis zwei Prozent des Verkaufspreises). Eine Lenkungswirkung würde also erwartungsgemäß nur bei den Herstellern eintreten.

Für Zigaretten mit Kunststofffiltern ermittelt die Untersuchung eine Kostenübertragung von 225 Mio. € pro Jahr – oder 0,28 ct. pro in Deutschland verkaufter Zigarette. Der Umsatz mit Zigaretten lag in Deutschland im Jahr 2019 bei rund 22,5 Mrd. €. Der ökonomische Anreiz durch

¹⁴⁷ Aufgrund des geringen Umfangs und dem Mangel an Daten wird die Betrachtung der Kategorie Feuchttücher & Luftballons ausgeklammert.

die Kostenübertragung für die Hersteller entspricht also ca. einem Prozent des Umsatzes. Mit Blick auf die europaweite Umsetzung der erweiterten Herstellerverantwortung sollte betont werden, dass die Kostenübertragung in allen europäischen Märkten erfolgen wird.¹⁴⁸ Der europaweite¹⁴⁹ Umsatz mit Zigaretten lag 2019 bei 207,5 Mrd. € (Statista 2020). Im Vergleich zu einer Kostenübertragung einzig in Deutschland schafft die europaweite Umsetzung der Regelung also einen deutlich größeren Anreiz zur Entwicklung von Alternativen zu Kunststofffiltern.

Ähnlich wie bei den Take-Away-Verpackungen ist durch die Kostenübertragung keine oder nur eine geringe Lenkungswirkung bei den Konsument:innen zu erwarten. Isensee und Hanewinkel (2003) ermitteln auf Basis einer Befragung Preiselastizitäten in Höhe von -0,01 über alle Personen und in Höhe von -0,63 bis -0,75 für jüngere Menschen bis einschließlich 25 Jahre. Unter der Annahme eines Preises von 7 € pro Zigarettenschachtel mit 20 Zigaretten, ergeben sich 35 ct. pro Zigarette. Die Erhöhung um 0,28 ct. durch die Kostenübertragung übersetzt sich in eine Preiserhöhung um 0,8 % pro Zigarette und führt dementsprechend zu einer Reduzierung der Nachfrage um 0,008 % über alle Personen und um 0,5 % bis 0,6 % bei jüngeren Menschen, die laut der Studie des Verbands kommunaler Unternehmen (2018) einen höheren Teil zum Littering beitragen.

Die Nachfragewirkungen der Kostenübertragung sind sowohl für die Take-Away-Verpackungen wie auch für die Zigarettenfilter im sehr geringen Bereich, sodass eine Lenkung der Konsument:innen hauptsächlich über Herstellermaßnahmen sowie flankierende Maßnahmen zu erwarten ist.

6.4.3 Mögliche nicht-intendierte Wirkungen

Von der Regelung wird eine Vielzahl unterschiedlicher Produkte erfasst. Es kann keine allgemeine Aussage darüber getroffen werden, ob den Herstellern technische Alternativen zur Verfügung stehen oder nicht und welche Folgen deren Reaktionen auf die Kostenübertragung konkret haben werden. Im Zusammenhang mit der konkreten Ausgestaltung sind einige Fragen zu diskutieren:

- ▶ **Gefahr ökologisch ineffizienter Ausweichbewegungen:** Eine enge nationale Ausgestaltung könnte dazu führen, dass Einwegkunststoffe durch Materialien ausgetauscht werden, die nicht von der Richtlinie adressiert werden, und die nur eine geringfügig bessere – oder theoretisch sogar schlechtere – Ökobilanz aufweisen (vgl. Thärichen 2020).
- ▶ **Umfang der durch die Hersteller zu tragenden Kosten:** Eine relevante Frage ist, welche Kosten der öffentlichen Hand an die Hersteller übertragen werden können. Eine Überkompensation könnte einen Anreiz an Stadtreinigungen darstellen, nicht mehr effizient mit ihren Ressourcen umzugehen (wenn die Hersteller alle Kosten trügen). Das Rechtsgutachten von Frenz betont, dass „nur“ eine kosteneffiziente Bereitstellung der öffentlichen Dienstleistungen den Herstellern übertragen werden kann (vgl. Frenz 2020 &

¹⁴⁸ Eurostat erhebt europaweite Umsatzzahlen nur für Tabakprodukte insgesamt (inklusive weitere Produkte ohne Kunststofffilter). 2018 lag deren Umsatz in der EU-28 bei 154 Mrd. €.

¹⁴⁹ Die Umsatzangaben umfassen den Umsatz innerhalb der EU- als auch einigen Nicht-EU-Staaten. Geht man davon aus, dass in anderen EU-Ländern die übertragbaren Kosten ähnlich hoch sind wie in Deutschland, zeigt sich, dass der von der erweiterten Herstellerverantwortung ausgehende Innovationsanreize deutlich größer als nur die Kosten, die in Deutschland auf die Zigarettenhersteller übertragen würden.

(DEFRA 2019)).¹⁵⁰ Durch die Nutzung von Durchschnittswerten bei der Kostenermittlung werden nicht nur Verwaltungskosten reduziert, sondern es wird auch sichergestellt, dass Hersteller nicht über Gebühr belastet werden.

- ▶ **Kein Ersatz für öffentliche Finanzierung der Straßenreinigung.** Die Ergebnisse der Untersuchung des VKU zeigen, dass die Kosten, die in Zukunft übertragbar wären, fast ein Viertel der insg. Stadtreinigungskosten ausmachen.¹⁵¹ Die durch die Kostenübertragung freiwerdenden Mittel sollten nicht nur als Chance gesehen werden, die öffentlichen Haushalte zu entlasten, da a) mit den Einnahmen auch flankierende Maßnahmen (z. B. Sensibilisierungsmaßnahmen) finanziert werden sollten und b) bei Erfolg der Anreize die Basis der Einnahmen langfristig wieder sinkt.
- ▶ **Kein Freibrief für Littering.** Das Instrument adressiert explizit die Hersteller von Einwegkunststoffprodukten. Ein Großteil der Kosten entsteht aber auch durch das Fehlverhalten (Littering) von Menschen, die die Produkte unsachgemäß entsorgen. Die erweiterte Herstellerverantwortung adressiert mit den Herstellern einen wichtigen Teil der beteiligten Akteure. Flankierende Maßnahmen, die das Verhalten von Konsument:innen adressieren, sind zusätzlich nötig, um die Menge der „gelitterten“ Produkte zu reduzieren (siehe Abschnitt 6.6).
- ▶ **Erodierung der Einnahmenbasis als Ziel:** Ziel des Politikinstruments ist eine Lenkungswirkung – kein dauerhafter Beitrag zur Finanzierung öffentlicher Reinigungskosten. Bei Erfolg der Richtlinie wird der Umfang der Kosten, der durch die Hersteller bestimmter Produkte übernommen wird, über die Zeit abnehmen (weil weniger Einwegkunststoffverpackungen (o. Ä.) in Umlauf kommen).

6.5 Rechtliche Aspekte und administrative Umsetzung

Frenz (2019) hat bereits einige wesentliche rechtliche Grundlagen einer „Kostenpflicht der Hersteller für Zigarettenkippen und To-go-Verpackungen“ betrachtet, auf denen sicherlich aufgebaut werden kann:

- ▶ *Erforderlichkeit:* Die ermittelten Kosten dürften die einer „kosteneffizienten Bereitstellung der dafür eingesetzten Dienste“ nicht übersteigen.
- ▶ *Transparenz:* Die Kosten müssten auf transparente Weise ermittelt werden und sachgerecht auf die Hersteller der jeweiligen Einwegkunststoffprodukte verteilt werden. Um die Effizienz zu erhöhen, könnten hier mehrjährige Pauschalsätze festgelegt werden.
- ▶ *Verhältnismäßigkeit:* Der Grundsatz bedeute, dass die Kostenüberwälzung weder zu niedrig noch zu hoch angesetzt werden dürfe. Ziel der Regelung sei eine Verhaltensänderung –

¹⁵⁰ Diese Vorgabe ergibt sich aus Art. 8 (4) der Einwegkunststoffrichtlinie. In einer britischen Anhörung zur Umsetzung der erweiterten Herstellerverantwortung sprachen sich trotzdem 56 % der dort Befragten für eine weitergehende „full net cost recovery“ aus; 16 % argumentierten, dass es aus Sicht des Verursacherprinzips noch nicht weit genug ginge und 28 % sagten, dass damit das Verursacherprinzip überschritten würde (DEFRA 2019).

¹⁵¹ Den ermittelten Kosten in Höhe von 8,30 € entsprechend Art. 8 der EU-Kunststoffrichtlinie stehen insgesamt Stadtreinigungskosten von 33,60 € pro Person pro Jahr gegenüber, von denen ein Teil auf Produkte aus anderen Materialien zurückgeht, als auch auf natürliche Einträge (vgl. INFA 2020, S.26).

dementsprechend muss eine Kostenanlastung „so hoch sein, dass auch tatsächlich eine Verhaltensänderung¹⁵² erzielt werden kann“ (Frenz 2019, S.39).

- Darüber hinaus sei die bereits *existierende Abgabenlast* (beispielsweise Tabaksteuer bei Zigaretten oder Lizenzentgelte) für die nationale Umsetzung der erweiterten Herstellerverantwortung unerheblich (Frenz 2019).

Darüber hinaus sind jedoch noch diverse finanzverfassungsrechtliche Fragen vertieft zu untersuchen, die in diesem Projekt nur angerissen werden können. So bleibt insbesondere zu prüfen, wie die Abgabe zur Finanzierung der „erweiterte Herstellerverantwortung“ sich in das finanzverfassungsrechtliche System einordnen könnte. In Betracht kommt dazu einerseits eine Verbrauchsteuer (vgl. Kap. 2.3) auf die relevanten Verpackungen und sonstigen „konsumtiv nutzbarer Güter“. Andererseits sollen ja gerade (nur bzw. genau) die spezifischen Kosten der erweiterten Herstellerverantwortung erfasst werden, so dass die Einführung einer **Sonderabgabe mit Finanzierungsfunktion**¹⁵³ näher liegt, welche die Hersteller an einen hierfür eingerichteten Fonds zu entrichten hätten. Sie werden auch als Finanzierungs-Sonderabgaben oder als Sonderabgaben im engeren Sinne bezeichnet.¹⁵⁴ Die verfassungsrechtlichen Spielräume für eine Erhebung entsprechender Abgaben sind nach der Rechtsprechung des BVerfG jedoch restriktiv:

- Die in Anspruch genommene Gruppe muss durch eine gemeinsame, in der gesellschaftlichen Wirklichkeit vorgefundene Interessenlage oder durch besondere Gegebenheiten von der Allgemeinheit und anderen Gruppen abgrenzbar sein; es muss sich in diesem Sinne um eine homogene Gruppe handeln (**Gruppenhomogenität**). Mit anderen Worten: „Sind die Verpflichtenden in der gesellschaftlichen Wirklichkeit durch annähernd gemeinsame Gegebenheiten und Interessenlagen verbunden, die sie von der Allgemeinheit und anderen Gruppen abgrenzbar machen?“ Dies könnte bei den von Art. 8 Einwegkunststoffrichtlinie erfassten Herstellern wohl bejaht werden – allein die europarechtliche Festlegung spricht hierfür. Aufgrund der an die Mitgliedstaaten gerichteten Vorgaben der SUPD entsteht eine gemeinsame Gruppe – die sich von anderen abgrenzen lässt. Denn nur die von Art. 8 erfassten Hersteller sind dieser europarechtlichen Verpflichtung ausgesetzt.
- Die Erhebung der Sonderabgabe setzt eine spezifische Beziehung zu dem mit der Abgabe verfolgten Zweck voraus („spezifische Sachnähe“); die belastete Gruppe muss dem verfolgten Zweck evident näher stehen als jede andere Gruppe oder die Allgemeinheit; hieraus muss eine besondere Gruppenverantwortung für die Erfüllung der zu finanzierenden Aufgabe entspringen (**Gruppenverantwortung**). Andere formulieren: „Die Abgabe muss die Abgabepflichtigen von einer Aufgabe entlasten, die in ihren Verantwortungsbereich fällt.“ Auch hier hilft die europarechtliche Festlegung aufgrund Art. 8 Einwegkunststoffrichtlinie sehr: Denn die Gruppenverantwortung wurde rechtlich supranational bereits festgelegt.

¹⁵² Das Gutachten betont, dass solche Anreize insbesondere bei den Herstellern von Produkten zu Innovationen bei den Produkten führen sollen, um die Umweltbelastung zu reduzieren – beispielsweise durch die Entwicklung von Alternativen zu kunststoffbasierten Zigarettenfiltern.

¹⁵³ BVerfGE 101, S. 141, 148; Pieroth, in: Jarass/Pieroth, GG, Art. 105 Rdnr. 9 m.w.N.

¹⁵⁴ Siehe hierzu auch BVerfGE 122, 316 (Absatzfonds); ab Rn. 98, insb. 105 ff.

- ▶ Schließlich muss das Aufkommen im Interesse der Gruppe der Abgabepflichtigen **„gruppennützig“** verwendet werden. Insoweit reicht es aus nach der Rechtsprechung des BVerfG, wenn die Mittel im überwiegenden Interesse der Gesamtgruppe verwendet werden.¹⁵⁵ Anders formuliert könnte auch gesagt werden: „Wird die Gesamtgruppe der Abgabenschuldner von einer ihrem Verantwortungsbereich zuzurechnenden Aufgabe entlastet?“ Hier hilft das Urteil des BVerfG Solidarfonds Abfallrückführung weiter.¹⁵⁶ Dort heißt es in Rn. 118: „Sind Sachnähe zum Zweck der Abgabe und Finanzierungsverantwortung der belasteten Gruppe der Abgabepflichtigen gegeben, so wirkt die zweckentsprechende Verwendung des Abgabenaufkommens zugleich gruppennützig, entlastet die Gesamtgruppe der Abgabenschuldner nämlich von einer ihrem Verantwortungsbereich zuzurechnenden Aufgabe.“ Das bedeutet letztlich, dass dieses dritte Kriterium auch beantwortet werden kann, sofern die beiden ersten bejaht wurden.
- ▶ Zusätzlich muss der Gesetzgeber die erhobenen Sonderabgaben haushaltsrechtlich vollständig dokumentieren, damit eine parlamentarische Kontrolle möglich ist¹⁵⁷ (**Parlamentarische Informationspflichten**). Diese Anforderungen könnten durch entsprechende gesetzliche Regelungen im Rahmen der Einführung jedenfalls bejaht werden.

Zudem müsste geprüft werden, wie die Mittel aus dem Fonds an die Kommunen ausgekehrt und nach welchem Schlüssel sie verteilt werden sollen.

6.6 Flankierende Maßnahmen

Die Beteiligung der Hersteller von Einwegkunststoffprodukten soll Anreize geben zur Entwicklung von Alternativen bzw. Mehrweglösungen. Die Herstellerseite kann aber nur einen Teil des Problems adressieren. Untersuchungen zu den Treibern von Littering (insb. Bequemlichkeit, Faulheit, fehlende Erziehung (Verband kommunaler Unternehmen 2018)) betonen, dass die Ursachen für Littering auf der Seite der Konsument:innen vielfältig sind und nicht allein durch ökonomische Anreize¹⁵⁸ adressiert werden können. Vielmehr müssen angebots- und nachfrageseitige Ansätze kombiniert werden, um den Konsum von Einwegprodukten insgesamt zu reduzieren.

Der folgende Abschnitt gibt einen Überblick über mögliche flankierende Maßnahmen, die die Nachfrage nach Einwegverpackungen und die Ursachen von Littering auf Seiten der Konsument:innen adressieren.

6.6.1 Übersicht zu flankierenden Instrumenten

Flankierende Ansätze sollten insbesondere die Entscheidungen von Konsument:innen und unterschiedliche Facetten dessen adressieren. Sie zielen sowohl auf die Förderung von gewünschtem Verhalten (z. B. die Entwicklung und Nutzung von Mehrweglösungen) als auch auf Ansätze zur Reduzierung des unerwünschten Verhaltens (z. B. Nutzung und insb. Littering von

¹⁵⁵ BVerfGE 55, S. 274, 307 f.

¹⁵⁶ BVerfG Urteil vom 06. Juli 2005 – 2 BvR 2335/95 –, BVerfGE 113, 128-15.

¹⁵⁷ BVerfGE 108, 186, 218; 113, 128.

¹⁵⁸ Unter der Annahme, dass die Hersteller ihre höheren Kosten an die Nutzer:innen ihrer Produkte weitergeben.

Einwegverpackungen) ab. Die Thematik kommunaler Verpackungssteuern wird im nächsten Abschnitt separat vertieft.

Tabelle 6-3: Übersicht möglicher Maßnahmen, die primär Konsument:innen von Einwegverpackungen & Einwegkunststoffprodukten adressieren

Kategorie	Ziel	Instrumente
Ökonomisches Instrument	Reduzierung der Nachfrage nach Einwegverpackungen	Steuern oder Abgaben auf den Konsum von Einwegverpackungen
Ökonomisches Instrument	Reduzierung von „gelitterten“ Abfällen	Pfandsystem für Mehrwegverpackungen fördern / Etablierung kommunaler Mehrwegsyste ^m e, Bußgelder
Ökonomisches Instrument	Finanzierung von Reinigung durch Müllverursacher	Litteringfonds – finanziert durch Produzenten und/oder Konsument:innen
Psychologisches Instrument	Förderung von nachhaltigem Konsum	Nudging-Ansätze ¹⁵⁹ , um Nachfrage nach Einwegverpackungen zu reduzieren und Mehrweg als Standard zu etablieren
Psychologisches Instrument	Maßnahmen zur Bewusstseinsbildung	z. B. Waste Watchers, private Müllsammelaktionen, Raumpatenschaften ¹⁶⁰
Psychologisches Instrument	Reduzierung der Nachfrage für Einwegverpackungen	Sensibilisierungsmaßnahmen (z. B. durch Umweltbildung, Marketing für Mehrwegverpackungen)

Quelle: eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin.

6.6.2 Kommunale Verpackungssteuern als Ergänzung einer eng umgesetzten Herstellerverantwortung

In Tübingen wurde 2020 eine (materialunabhängige) Steuer auf Einwegverpackungen beschlossen, die ab Januar 2022 gelten soll. Der VKU verweist in diesem Zusammenhang auf die „Gefahr eines Flickenteppichs“ an Regelungen, wenn die nationale Umsetzung der erweiterten Herstellerverantwortung „eng“ erfolgen würde und lediglich Einwegverpackungen aus Kunststoff – nicht hingegen Einwegverpackungen aus anderen Materialien – umfassen würde (z. B. Pizzakartons). Ein Verzicht der Kommunen auf Verpackungssteuern würde anderenfalls bedeuten, dass es keine Lenkungswirkungen weg von Einwegverpackungen gäbe¹⁶¹ und die Steuerzahler:innen weiterhin für die Entsorgungskosten im öffentlichen Raum aufkämen. Vor diesem Hintergrund ist eine breite Umsetzung der erweiterten Herstellerverantwortung auf Bundesebene anzustreben. Es sollte allerdings gewährleistet sein, dass Kommunen weiterhin ein umweltpolitischer Gestaltungsspielraum bleibt.

6.7 Fazit

Die Erweiterung der Herstellerverantwortung für Einwegkunststoffprodukte ermöglicht eine Übertragung öffentlicher Reinigungskosten an die Hersteller dieser Produkte. Das Instrument ist ein Ansatz zur Internalisierung verschiedener negativer externer Effekte von Einwegprodukten,

¹⁵⁹ Beispielsweise zeigt das vom BMU geförderte Green Nudging Projekt Ansätze zur Stärkung von Mehrwegbehältern für Essen in Unternehmen (siehe <https://green-nudging.de/>).

¹⁶⁰ Zum Einsatz des Instruments gegen Littering in der Schweiz, siehe: https://www.littering-toolbox.ch/fileadmin/Media/Downloads/D19_Forschungsbericht_Raumpatenschaften_igsu_eth.pdf.

¹⁶¹ Für eine solche Lenkungswirkung ist es essenziell, dass solche Verpackungssteuern so hoch angesetzt werden, dass Konsumententscheidungen tatsächlich beeinflusst werden.

die überproportional zum Problem des Litterings beitragen. Die bisher von der öffentlichen Hand getragenen Kosten – für Reinigung, Entsorgung-, Abfallbehandlung sowie Sammlungsinfrastruktur, etc. – sollen anteilig auf die Hersteller der Produkte übertragen werden.

Für die Hersteller dieser Produkte entsteht ein Anreiz zur Einpreisung und Weitergabe der Kosten an Konsument:innen und für Innovationen, um die an sie übertragenen Kosten zu reduzieren – indem sie entweder Mehrwegalternativen oder umweltfreundlichere Alternativen entwickeln. Außerdem trägt das Instrument zur Finanzierung von Sensibilisierungsmaßnahmen bei und adressiert so auch das Konsumverhalten der Menschen.

Die ersten Daten zur Höhe der überwältzbaren Kosten machen die Anreize für Unternehmen sichtbar, in Innovationen zu investieren. Sie zeigen aber auch, dass eine Weitergabe dieser finanziellen Kosten an die Käufer:innen dieser Produkte deren Konsum allein durch die Preisänderungen kaum beeinflussen wird. Dies unterstreicht die Notwendigkeit, das Instrument, das primär die Herstellerseite betrifft, mit nachfrageseitigen Instrumenten zu flankieren, die das Konsumverhalten der Menschen adressieren.

7 Verbrauchsteuer für Einkaufstragetaschen

7.1 Gegenwärtige Regelung

Insbesondere durch die Plastikverschmutzung der Ozeane hat die öffentliche Debatte um die Reduzierung des Verbrauchs von Kunststofftragetaschen in jüngster Zeit Fahrt aufgenommen. In Deutschland soll der Verkauf von leichten Plastiktüten ab dem 1. Januar 2022 verboten werden. Dazu hat der Bundestag am 26. November 2020 einer Änderung des Verpackungsgesetzes zugestimmt. Nach Verkündung dieser Änderung sind Plastiktüten mit Wandstärken von 15 bis 50 Mikrometern verboten. Auch bio-basierte und biologisch-abbaubare Kunststofftragetaschen sind von diesem Verbot abgedeckt. Sehr leichte, sogenannte „Hemdchenbeutel“ oder „Knotenbeutel“ von weniger als 15 Mikrometern Wandstärke sind aus hygienischen Gründen vom Verbot ausgenommen. Sie dienen vor allem der Verpackung von offenen und leicht verderblichen Lebensmitteln wie z. B. Fleisch- oder Wurstwaren, aber auch Obst und Gemüse.¹⁶²

Das neue Gesetz ändert das zum 1. Januar 2019 in Kraft getretene Verpackungsgesetz, das den wesentlichen Rechtsrahmen für die Regulierung von Kunststofftüten darstellt. Es regelt insbesondere die Sammlung, das Recycling bzw. die Finanzierung der Entsorgung von Verpackungsabfällen. Außerdem regelt die europäische Verpackungsrichtlinie 94/62/EG¹⁶³ (VerpackRL) die Harmonisierung der unterschiedlichen Maßnahmen der Mitgliedstaaten im Bereich der Verpackungsabfallbewirtschaftung sowie die Sicherung eines hohen Umweltschutzniveaus. Die Richtlinie zielt darauf ab, Abfälle aus Verpackungen in erster Linie zu vermeiden, unvermeidbare Abfälle zu recyceln und insgesamt die Beseitigung von Verpackungsabfällen zu reduzieren. Das neue Gesetz zum Verbot von leichten Kunststofftragetaschen dient somit zugleich der Umsetzung der letzten Novelle dieser Richtlinie aus dem Jahr 2018,¹⁶⁴ die die Mitgliedstaaten verpflichtet, Maßnahmen zu treffen, um eine dauerhafte Verringerung des Verbrauchs an leichten Kunststofftragetaschen in ihrem Hoheitsgebiet zu erreichen.

Bis zum Inkrafttreten des Gesetzes zum Verbot von leichten Kunststofftragetaschen, existiert lediglich eine Vereinbarung zur freiwilligen Selbstverpflichtung des Handelsverbands Deutschland (HDE) mit dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, Kunststofftüten nicht mehr kostenlos an Kund:innen abzugeben.¹⁶⁵ Diese wurde 2016 beschlossen.

Die neue Verbotsregelung dient dazu, den Konsum von Kunststofftüten weiter zu reduzieren. Bereits durch die freiwillige Selbstverpflichtung des Handels konnte der Verbrauch von Kunststofftragetaschen mit einer Wandstärke zwischen 15 und 50 Mikrometern in Deutschland erheblich reduziert werden: Während im Jahr 2015 noch 68 Plastiktüten pro Kopf verbraucht wurden, waren es im Jahr 2018 nur noch 24 Stück (ohne Hemdchenbeutel) pro Kopf (GVM 2019, S. 3).

¹⁶² Gesetzentwurf der Bundesregierung zur Änderung des Verpackungsgesetzes, BT-Drs. 19/16503, abrufbar unter: <http://dipbt.bundestag.de/extrakt/ba/WP19/2552/255230.html>

¹⁶³ Richtlinie 94/62/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Dezember 1994 über Verpackungen und Verpackungsabfälle (ABl. L 365 vom 31.12.1994, S. 10) zuletzt geändert durch Richtlinie (EU) 2018/852 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle (ABl. L 150 vom 14.6.2018, S. 141).

¹⁶⁴ Richtlinie (EU) 2018/852 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle (ABl. L 150 vom 14.6.2018, S. 141).

¹⁶⁵ Vereinbarung zur Verringerung des Verbrauchs von Kunststofftragetaschen; siehe https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/vereinbarung_tragetaschen_bf.pdf.

7.2 Fehlanreize

Im Gesetz zur Änderung des Verpackungsgesetzes sind zwei Ziele formuliert: zum einen soll das Verbot die Ressourceneffizienz in Deutschland weiter verbessern, und zum anderen Umweltbelastungen durch das unsachgemäße Wegwerfen („Littering“) vermeiden.¹⁶⁶ Es kann erwartet werden, dass das Verbot zur Reduzierung von Kunststoffabfällen und des unsachgemäßen Wegwerfens von leichten Kunststofftragetaschen in die Umwelt beiträgt. Allerdings ist der Anteil von Plastiktüten, der in der Umwelt landet, in Deutschland vergleichsweise gering (UBA 2020b, S. 3); Verschmutzung durch sonstigen Verpackungsmüll ist in dieser Hinsicht das viel größere Problem (siehe Kapitel 6).

Das neue Verbot lässt für sich allein stehend jedoch befürchten, dass Marktakteure in der Konsequenz ihren Verbrauch verlagern und vermehrt Tragetaschen aus anderen Materialien verwenden, die als vermeintlich umweltfreundlicher beworben und wahrgenommen werden (Ausweicheffekte). Das Verpackungsgesetz beinhaltet keine Regulierung, die auf die Reduktion von Tragetaschen aus anderen Materialien als Kunststoff bzw. dicken Kunststofftragetaschen mit einer Wandstärke von mehr als 50 Mikrometern abzielen. So zeigen Erfahrungen aus anderen Ländern, dass Verbote von Kunststofftragetaschen nicht effektiv sind, wenn alternative Arten von Tragetaschen, insbesondere Papiertüten oder dicke Kunststofftüten unreguliert bleiben. In diesen Fällen steigt der Konsum dieser alternativen Tragetaschen an, sodass die Regulierung nicht zu positiven Umwelteffekten und der Mehrfachnutzung von Tragetaschen führt (SCAAN 2019).

Mit Blick auf die Umweltwirkungen von verschiedenen Materialien, aus denen alternative Tragetaschen hergestellt sind, lässt sich feststellen, dass die Ökobilanz für diese Materialien oftmals schlechter ausfällt als für leichte Kunststofftüten. Allerdings werden die Einträge und Auswirkungen von Kunststoffen in die Umwelt in Ökobilanzen in den meisten Fällen nicht berücksichtigt.

Eine Studie aus Dänemark zur Lebenszyklusanalyse von Einkaufstaschen kommt zu dem Ergebnis, dass leichte Kunststofftüten (LDPE-Taschen)¹⁶⁷ insgesamt den geringsten negativen Umwelteffekt in den meisten der betrachteten 15 Indikatoren für negative Auswirkungen auf die Umwelt haben (Danish Environmental Protection Agency 2018).¹⁶⁸ Ungebleichtes Papier und Biopolymere als Ausgangsmaterial für Tragetaschen zählen in drei bzw. zwei der betrachteten Kategorien zu den Materialien mit den geringsten negativen Umweltauswirkungen.

Schwere Tragetaschen wie Taschen aus PET,¹⁶⁹ Polyester, gebleichtem Papier oder Stofftaschen aus Baumwolle müssen laut dieser Studie mehr als 35-mal¹⁷⁰ wiederverwendet werden, um die Kosten der Produktion für die Umwelt zu verringern bzw. diese Kosten auf das Niveau der Umweltwirkungen von leichten Kunststofftaschen zu verringern. Für Stofftaschen aus Baumwolle und Taschen aus Verbundstoffen kommt die Studie allerdings zu sehr hohen Wiederverwendungszahlen (870 für Verbundtaschen; 7.100 für konventionell erzeugte Baumwolle und 20.000 für ökologisch erzeugte Baumwolle). Hier wirkt sich das Kriterium

¹⁶⁶ BT-Drs. 19/16503, S. 1.

¹⁶⁷ LDPE: Polyethylen PE in LD-Qualität mit geringer Dichte.

¹⁶⁸ In der Studie werden die folgenden Indikatoren betrachtet: Klimawandel, Abbau der Ozonschicht, Krebs und andere krebserzeugende und nicht krebserzeugende Wirkungen der menschlichen Toxizität, photochemische Ozonbildung, ionisierende Strahlung, Feinstaub, terrestrische Versauerung, terrestrische Eutrophierung, marine Eutrophierung, Eutrophierung von Süßwasser, Toxizität für das Ökosystem, Erschöpfung der fossilen und abiotischen Ressourcen, Erschöpfung der Wasserressourcen.

¹⁶⁹ Polyethylenterephthalat.

¹⁷⁰ In der Studie wird verglichen, wie viele Taschen aus anderen Materialien notwendig wären, um dieselben Mengen transportieren zu können – so wird der Effekt für einige Materialien doppelt berechnet.

Ozonabbau, sowie der hohe Wasserverbrauch und der Einsatz von Pestiziden besonders stark aus.¹⁷¹ Neben der Wiederverwendung der Taschen wirkt es sich positiv auf ihre Ökobilanz aus, ob sie nach der Wiederverwendung als Müllbeutel verwendet und ob die Materialien recycelt werden (Danish Environmental Protection Agency 2018). Der NABU betont außerdem, dass es bei textilen Stofftaschen nur wenige Anbieter von Beuteln aus recycelter Baumwolle gibt (NABU 2015). Zudem ist die genaue Berechnung der Umweltwirkungen von Baumwollstofftaschen schwierig, weil die Rohstoffherkunft sowie die Herstellungsbedingungen oft unübersichtlich sind.

Die Klimabilanz einer Papiertüte ist oft deswegen schlechter als die einer Einwegkunststofftragetasche, weil häufig Frischfasern statt Altpapier genutzt werden, um die Tüte möglichst stabil zu machen. Die Herstellung von Zellulose ist aber sehr energie- und wasseraufwändig und es werden umweltschädliche Chemikalien eingesetzt. Zusätzlich werden die Ökosysteme durch die globale Nachfrage nach Holz für die Papierproduktion belastet (NABU 2015).

Für deutsche Rahmenbedingungen liegen keine umfassenden Ökobilanzierungen der Umwelteffekte verschiedener Tragetaschen vor. Da die genaue Definition und Produktion von Taschen, die Lieferketten, die Entsorgung sowie landesspezifische Parameter in der Ökobilanzierung zwischen Ländern unterschiedlich sein können, sind die Erkenntnisse der umfangreichen dänischen Studie nicht unmittelbar auf Deutschland übertragbar. Auch wenn die angenommenen Werte für den Vergleich der Wirkungen der verschiedenen Taschen in der Studie sehr hoch erscheinen, gibt sie doch insgesamt Aufschluss darüber, dass die Herstellung von Einkaufstragetaschen sowohl aus alternativen Materialien als auch mit höheren Wandstärken erhebliche negative ökologische Auswirkungen mit sich bringt.

Wesentlich für den Vergleich von Taschen aus verschiedenen Materialien ist allerdings, in welchem Ausmaß verschiedene Taschen wiederverwendet werden. Denn die Wiederverwendung von Tragetaschen kann diese Auswirkungen im Verhältnis zu den Umweltwirkungen der Produktion einer Plastiktüte erheblich reduzieren (wobei auch Plastiktüten wiederverwendet werden können, sodass sich die erforderliche Anzahl der Wiederverwendungen entsprechend erhöht). Daten zur Häufigkeit der Verwendung von wiederverwendbaren Tragetaschen liegen nicht vor. Eine Umfrage aus dem Jahr 2012 zum Thema Tragetaschen der TNS Emnid Medien- und Sozialforschung GmbH zeigt lediglich, dass die große Mehrheit (72 %) der Konsument:innen einfache Kunststofftragetaschen mehrfach verwendet. Allerdings, gaben nur 31 % der Befragten an, die Tragetaschen mehr als fünfmal und nur 30 % mehr als dreimal zu verwenden (GVM 2014).

In der Gesetzesbegründung der Novelle des Verpackungsgesetzes ist explizit erwähnt, dass „die Letztvertreiber [zukünftig] Verbraucherinnen und Verbrauchern an Stelle von leichten Kunststofftragetaschen andere Tragetaschen oder sonstige Verpackungen zur Verfügung stellen [können], die in der Anschaffung nicht kostenintensiver als leichte Kunststofftragetaschen sind“.¹⁷² Außerdem ist laut Gesetz „davon auszugehen, dass vor diesem Hintergrund die Nachfrage nach mehrfach wiederverwendbaren alternativen Tragetaschen wie etwa Kunststofftragetaschen mit einer stärkeren Wandstärke steigen wird“ (ibid, S. 13). So scheint der Gesetzgeber also davon auszugehen, dass es solche Ausweicheffekte auf andere Tragetaschen geben wird; äußert sich aber nicht zu den möglicherweise in der Summe größeren

¹⁷¹ Nach Überschlagsrechnungen des IFEU auf der Basis bestimmter Annahmen zur Produktion von Baumwolltragetaschen müssten diese jedoch nur etwa 100-mal wiederverwendet werden, um die negativen Umweltwirkungen über die einer Kunststofftüte hinaus auszugleichen (ifeu (2014)).

¹⁷² BT-Drs. 19/16503, S. 12.

negativen ökologischen Auswirkungen eines höheren Verbrauchs solcher Taschen. In Folge des Verbots könnte es also zu einem erhöhten Absatz von Papier-Einwegtragetaschen, günstig verfügbaren Baumwollbeuteln und wiederverwendbaren Kunststofftragetaschen mit einer Wandstärke von mehr als 50 Mikrometern, die nicht unter das Verbot fallen, kommen.

Insofern ist fraglich, ob das Gesetz den genannten Zweck erfüllen kann, die Ressourceneffizienz in Deutschland weiter zu verbessern. Es scheint wahrscheinlich, dass das Gesetz durch Verlagerungseffekte im Verhalten der Verbraucher:innen insgesamt zu negativen Auswirkungen auf die Umwelt führen wird. Um dies zu verhindern und den Zweck der Ressourceneffizienz zu fördern, sollten also weitere Instrumente genutzt werden, um das Verhalten der Verbraucher:innen in Bezug auf den Verbrauch von Einkaufstaschen zu steuern.

7.3 Reformvorschläge und Lenkungsziele

Vor dem Hintergrund der oben skizzierten Fehlanreize müssten auch Tragetaschen aus anderen Materialarten und Kunststofftragetaschen mit anderen Wanddicken mit Reduktionsmaßnahmen bedacht werden. Ziel dabei sollte die konsequente Reduktion von Einwegtragetaschen sein, um dem Prinzip der Abfallvermeidung Rechnung zu tragen und Anreize zu schaffen, mehrfach nutzbare Tragetaschen zu priorisieren und häufig wiederzuverwenden.

Der Preis hat sich im Bereich der leichten Kunststofftragetaschen bereits als wirksames Mittel zur Reduktion des Verbrauchs erwiesen. Die freiwillige Selbstverpflichtung des Handels hat ausweislich der dort berichteten Zahlen zu deutlichen Rückgängen der in Verkehr gebrachten leichten Kunststofftragetaschen geführt (HDE 2018) und somit positive Auswirkungen auf die Umwelt erreicht. Auch in anderen Ländern wie Irland, Dänemark und Finnland sank der Pro-Kopf-Verbrauch von Plastiktüten deutlich, nachdem sie eine Gebühr eingeführt hatten (Bundesregierung 2016b).

Vor diesem Hintergrund wäre eine Verbrauchsteuer auf alle Einwegtragetaschen, die nicht von dem Verbot des ersten Änderungsgesetzes des Verpackungsgesetzes erfasst sind, sowie alle wiederverwendbaren Tragetaschen, ein geeignetes Instrument, um das Verhalten der Verbraucher:innen ökologisch zu lenken. Insbesondere Papiertüten könnten mit einem solchen Instrument adressiert werden,¹⁷³ sehr leichte Kunststofftüten (sogenannte „Hemdchen- oder Knotenbeutel“) sollten jedoch von der Steuer ausgenommen werden. Darüber hinaus wären weitere flankierende Maßnahmen sinnvoll, um die Wiederverwendung von Tragetaschen zu fördern (siehe Abschnitt 7.8).

7.4 Mögliche Ausgestaltung einer Verbrauchsteuer für Tragetaschen

Eine solche Verbrauchsteuer könnte wie folgt gestaltet sein:

- ▶ Eine Steuer auf Einweg- und Mehrwegtragetaschen aller Materialarten und Wandstärken, die vom ersten Gesetz zur Änderung des Verpackungsgesetzes nicht abgedeckt sind. Eine solche Verbrauchsteuer würde sowohl leichte als auch stabile Tragetaschen abdecken, und sollte zusätzlich zu dem Verbot von leichten Kunststofftragetaschen eingeführt werden.
- ▶ Eine Besteuerung in Höhe von 0,25 bis 0,50 Euro je Tragetasche; bei echten mehrfach verwendbaren Tragetaschen würde eine solche Steuer kaum ins Gewicht fallen, bei Tragetaschen, die nur ein oder wenige Male verwendet werden können, hingegen schon. Die

¹⁷³ Als Alternative zur oben skizzierten Steuer kommt in Betracht, auch Einweg-Papiertüten ordnungsrechtlich zu verbieten, da deren Ökobilanz oft nicht besser ausfällt als die von Einweg-Kunststofftüten.

Steuer würde sogar dahingehend wirken, dass diese Taschen häufiger verwendet werden, was aus Umweltschutzsicht wichtig ist und deren Ökobilanz weiter verbessert. In Irland hat die Einführung einer Abgabe in einer Höhe von 0,15 Euro in 2002 und 0,22 Euro in 2007 pro Plastiktüte zu einer Reduktion um über 90 % innerhalb von 11 Jahren geführt. Damit hat Irland den niedrigsten Pro-Kopf-Verbrauch an Plastiktüten in der EU (DUH 2012a). Eine Abgabe in Deutschland könnte sich an der Höhe der irischen Abgabe orientieren. Laut DUH ist bei einer Abgabenhöhe von 20 Eurocent pro Plastiktüte mit einem unmittelbaren Effekt auf das Käuferverhalten zu rechnen (DUH 2012b). Auf dieser Erfahrung aufbauend, könnten auch Kunststofftüten mit höherer Wanddicke und solche aus anderen Materialien und Materialverbunden entsprechend besteuert werden, um ähnliche Effekte zu erzielen. Würden Tragetaschen mit höheren Wanddicken nicht von einer Besteuerung erfasst, wären sie nicht oder nur geringfügig teurer als dünnere Tragetaschen. Dies könnte zu einem erhöhten Absatz von wiederverwendbaren Tragetaschen führen, auch wenn diese von den Verbraucher:innen nicht gebraucht und in Folge nicht häufig wiederverwendet werden.

- Tüten, die aus Hygienegründen erforderlich oder als Erstverpackung für lose Lebensmittel vorgesehen sind, sollten von der Steuer ausgenommen bleiben. Dies betrifft sehr leichte Kunststofftragetaschen mit Wandstärke unter 15 µm, die zum Transport von losen Lebensmitteln, insbesondere Obst und Gemüse, aber auch Wurst/Fleisch und Käse, bereitgestellt werden. Eine Besteuerung dieser sogenannten „Hemdchen- oder Knotenbeutel“ würde vorverpackte Lebensmittel finanziell attraktiver machen. Derzeit werden etwa 60 % an Obst und Gemüse vorverpackt verkauft (NABU 2020). Solange Vorverpackungen kostenlos angeboten werden, ist eine Ausnahme von Hemdchenbeuteln von der vorgeschlagenen Steuer sinnvoll, um sie als materialeffizientere Alternative zu Vorverpackungen zu bevorzugen (NABU 2020). Allerdings kann diese Ausnahme zu Ausweicheffekten führen: Der Verbrauch dieser leichten Tüten pro Kopf ist zwischen 2015 und 2018 infolge der freiwillig erhobenen Abgabe auf Kunststofftüten von 36 auf 37 Hemdchenbeutel pro Kopf leicht gestiegen, während sich der Verbrauch an leichten Kunststofftragetaschen fast halbiert hat (Bundesregierung 2019b, S. 81). Auch in Kalifornien hat der Verbrauch von dünnen Tüten in Folge von Verboten und Abgaben auf dickere Tüten zugenommen (Taylor 2019). Es wäre sinnvoll, Verbraucher:innen mittels Kampagnen zur Nutzung mitgebrachter Alternativen zu Hemdchenbeuteln zu ermuntern, um solche Ausweichreaktionen abzumildern. Gleichzeitig sollten Maßnahmen ergriffen werden, um die Vorverpackung von Lebensmitteln, die auch lose angeboten werden können, zu reduzieren.

7.5 Adressaten der Regelung

Die Verbrauchsteuer würde die jeweiligen Unternehmen adressieren, welche eine Steuer in Höhe der von ihnen in den Verkehr gebrachten Tüten nach Stückzahl erheben würden (also der Hersteller im Sinne des Verpackungsgesetzes). Es ist allerdings zu erwarten und aus Lenkungsicht wünschenswert, dass die Unternehmen die Steuer jeweils an die Verbraucher:innen weitergeben würden („Überwälzung“).

Wesentliche Effekte entlang der Wertschöpfungskette sind nicht zu erwarten, da die Produktion von Tragetaschen nur einen sehr geringen Anteil an der Produktion von Verpackungsmittelproduzenten ausmacht.

7.6 Wirkungen der Regelung

7.6.1 Lenkungswirkungen

Grundsätzlich ist hervorzuheben, dass die wissenschaftliche Basis fehlt, um die Wirkungen des im ersten Gesetz zur Änderung des Verpackungsgesetzes beschlossenen Verbots von leichten Kunststofftüten auf fundierte Art und Weise abzuschätzen. Auch die Wirkungen der vorgeschlagenen Verbrauchsteuer auf alle Arten von ein- oder mehrfach nutzbaren Tragetaschen, die von dem Verbot nicht erfasst sind, können nicht gesichert ermittelt werden. Es liegen keine Daten zum Verbrauch von Tragetaschen verschiedener Materialien für Deutschland aus offiziellen Quellen vor. Auch über die Reaktionen der Verbraucherinnen und Verbraucher liegen keine wissenschaftlich fundierten Erkenntnisse vor. Vor diesem Hintergrund können die Wirkungen der vorgeschlagenen Steuer nur qualitativ umrissen werden.

Erkenntnisse zum Verbraucherverhalten in Folge der Einführung einer Abgabe auf bestimmte Arten von Tragetaschen können aus den Erfahrungen in Deutschland in Bezug auf die freiwillige Selbstverpflichtung sowie Studien aus anderen Ländern abgeleitet werden. So hat die in Deutschland eingeführte freiwillige Selbstverpflichtung des Handels, Kunststofftüten nicht mehr kostenlos abzugeben, zu einem deutlichen Rückgang des Verbrauchs solcher Tragetaschen geführt (siehe Kapitel 7.1). Auch in anderen Ländern wie Irland, Dänemark und Finnland sank der Pro-Kopf-Verbrauch von Plastiktüten deutlich, nachdem sie eine Gebühr eingeführt hatten (Bundesregierung 2016b). Die Einführung einer höheren Abgabe in Irland (0,15 Euro in 2002 und 0,22 Euro in 2007) hat zu einer drastischeren Reduktion des Konsums von Kunststofftragetaschen geführt (-90 % innerhalb von 11 Jahren), als die Einführung einer niedrigen Abgabe (5 Pennies) in England. Die hier vorgeschlagene Höhe ist so gewählt, dass sie sich stark auf den Verbrauch von Einwegtragetaschen auswirken soll, und bei wiederverwendbaren Tragetaschen nicht so sehr ins Gewicht fällt.

Darüber hinaus kommt eine Studie aus den USA zu dem Ergebnis, dass als Konsequenz eines Verbots von Einweg-Kunststofftüten der Verbrauch von Papiertüten um 10 - 47 %, die Anzahl der Verbraucher:innen, die wiederverwendbare Taschen zum Einkauf mitbringen um 18 - 26 %, der Verkauf von wiederverwendbaren Tragetaschen um 4 - 29 % und die Anzahl der Verbraucher:innen, die ohne Tüte einkaufen um 9 - 30 %, steigt. Der genaue Anteil der verschiedenen Reaktionen variiert dabei zwischen verschiedenen Supermarkt-Typen abhängig vom erhobenen Preis von wiederverwendbaren Taschen und der Preissensibilität der Kund:innen (Discounter oder andere Supermarktkette). Der Anteil von Menschen, die ohne Tüten einkaufen, oder wiederverwendbare Tragetaschen zum Einkauf mitbringen, erhöht sich dabei über Zeit, sodass von Lerneffekten ausgegangen werden kann. Im Vergleich haben Verbote und Abgaben ähnliche Effekte auf das Mitbringen von wiederverwendbaren Tragetaschen. In den Fällen, in denen Einwegkunststofftüten verboten sind, reduziert die Verfügbarkeit von wiederverwendbaren Tragetaschen den Verbrauch von Einweg-Papiertüten. Dabei haben die Arten von wiederverwendbaren Taschen, die Geschäfte anstelle von Einweg-Kunststofftüten verkaufen, sowie der Preis dieser Alternativen signifikante Auswirkungen auf das Verhalten der Verbraucher (Taylor und Villas-Boas 2015).

Auch in England hat die Einführung einer Abgabe auf Plastiktüten von 5 Pennies dazu geführt, dass die Anzahl der Verbraucher:innen, die ihre eigenen Tragetaschen zum Einkauf mitbringen, um etwa 33 % innerhalb von 6 Monaten gestiegen ist (Cardiff University 2016).

Diese Ergebnisse lassen also darauf schließen, dass Abgaben auf bestimmte Arten von Tragetaschen das Verbraucherverhalten entscheidend beeinflussen können. Zum einen führt die Einführung einer Abgabe auf bestimmte Tragetaschen dazu, dass der Verbrauch dieser Taschen sinkt und Verbraucher:innen andere Tragetaschen kaufen. Zum anderen beeinflusst sie die Häufigkeit, mit der Verbraucher:innen wiederverwendbaren Tragetaschen benutzen.

Außerdem lassen die oben genannten Studien den Schluss zu, dass die Besteuerung von Tragetaschen suffizienteres Verhalten durch das Mitbringen eigener Taschen oder den Einkauf ohne Tüte anreizen kann. Daraus lässt sich ableiten, dass eine weitreichendere Regulierung diese Effekte noch verstärken könnte und somit effektiv zur Ressourcenschonung beitragen könnte. So könnten Verbraucher:innen in höherem Maße auf mitgebrachte Taschen zurückgreifen und Hemdchenbeutel z. B. durch mehrfach nutzbare Netze ersetzen. Laut statista (2020) machten wiederverwendbare „permanente“ Taschen wie Einkaufskörbe, Permanenttragetaschen oder Klappkisten in 2012 bereits 40 % der Ladungsträger beim Einkauf von Lebensmitteln und Drogeriewaren in Deutschland aus.

Gleichzeitig sind auch andere Ausweichreaktionen wie die vermehrte Produktion von tragbaren Verpackungen denkbar, die dann durch andere Maßnahmen zur Reduktion von Verpackungsmüll adressiert werden müssten.

7.6.2 Ökologische Wirkungen

Wie in Kapitel 7.2 dargelegt, sind die verfügbaren Alternativen zur Plastiktragetasche aus umweltpolitischer Sicht ebenfalls problematisch. Die Einbeziehung aller Materialien in eine Abgabe ist wichtig, um die Umweltwirkungen anderer Materialien mit einzubeziehen und keine negativen Effekte durch Substitution zu bewirken. Genaue Daten zu den Umweltwirkungen der verschiedenen Materialien sowie zu Ausweichreaktionen der Verbraucher:innen sind jedoch nicht verfügbar. Außerdem liegen zum Absatz von Papiertragetaschen keine Daten vor. Laut Auskunft der Bundesregierung auf eine Kleine Anfrage, ist der Grund dafür, dass diese Taschen nicht im Anwendungsbereich der einschlägigen europäischen Richtlinie liegen und deswegen keine Datenerhebung dazu durchgeführt werde (Bundesregierung 2020b). Für wiederverwendbare Tragetaschen liegen ebenfalls keine Daten vor; vermutlich aus demselben Grund. Allerdings steht die europäische Regulierung einer entsprechenden Datenerhebung auch nicht entgegen. Die Erhebung und Veröffentlichung solcher Daten wäre ein erster wichtiger Schritt zur Rechtfertigung der Einführung der vorgeschlagenen Steuer oder zur Entwicklung alternativer Maßnahmen. Zum jetzigen Zeitpunkt lassen sich die ökologischen Wirkungen der vorgeschlagenen Abgabe nicht gesichert quantifizieren.

7.6.3 Fiskalische Wirkungen

Die Einführung einer Steuer auf alle Arten von Tragetaschen, die nicht vom Verbot abgedeckt sind, würde zu höheren Steuereinnahmen führen. Allerdings liegen keine Daten zum Absatz von Tragetaschen aus anderen Materialien als Kunststoff vor (siehe Kapitel 7.6.2). Zusätzlich kann die genaue Veränderung des Absatzes von Tragetaschen nicht beziffert werden, weil keine Informationen zu Elastizitäten und der genauen Reaktion der Verbraucher:innen vorliegen. Somit ist keine Abschätzung der Höhe von Mehreinnahmen, die sich durch die Einführung der vorgeschlagenen Verbrauchsteuer ergeben würde, möglich.

7.6.4 Soziale Wirkungen

In 2018 befürwortete einer Umfrage zufolge eine Mehrheit von 72 % eine Umweltabgabe auf alle Plastiktüten in Höhe von 22 Cent (Statista 2018c). Somit ist grundsätzlich davon auszugehen, dass es eine hohe Akzeptanz für umweltorientierte Maßnahmen mit dem Ziel der Reduktion und Wiederverwendung von Einkaufstragetaschen gibt.

Eine Studie aus den USA kam zu dem Ergebnis, dass Angehörige verschiedener Einkommensschichten unterschiedlich auf die Einführung eines Verbots von oder einer Abgabe auf Plastiktüten reagieren: So stieg die Zahl der Konsument:innen, die ohne Tüte einkaufte, in Discount-Supermarktketten stärker als die Zahl der Konsument:innen in anderen (teureren) großen Supermarktketten (+ 30 % im Vergleich zu + 9 %). Gleichzeitig stieg der Anteil derjenigen, die als Reaktion wiederverwendbare Taschen kauften, in Discount-Supermärkten stärker an (+ 28 % im Vergleich zu 4 % in anderen Supermarktketten) (Taylor und Villas-Boas 2015). Dies liegt vermutlich daran, dass Konsument:innen in Discount-Supermärkten im Durchschnitt über ein geringeres Haushaltseinkommen verfügen, und somit wenn möglich auf den Kauf einer Tragetasche verzichten. Gleichzeitig kaufen sie vermutlich häufiger ohne Auto ein, sodass sie bei größeren Einkäufen mehr darauf angewiesen sind, eine alternative Tragetasche zur Plastiktüte zu kaufen.

Insgesamt ist jedoch davon auszugehen, dass für Angehörige aller Einkommensschichten günstige Alternativen zum Kauf von Tragetaschen zur Verfügung stehen, weil stabile wiederverwendbare Taschen sehr häufig wiederverwendet werden können, und die Belastung durch den Kauf einer solchen Tasche über einen langen Zeitraum vernachlässigbar ist.

Fraglich ist, ob die Einführung von Abgaben auf alle Arten von Tragetaschen kurzfristig auf Akzeptanz der Verbraucher:innen stoßen würde. Studien zeigen aber, dass die Einführung solcher Regulierungen insgesamt die Akzeptanz von anderen umweltorientierten Maßnahmen sowie die Wahrscheinlichkeit, dass Umweltaspekte bei der Auswahl der Produkte, die die Verbraucher:innen kaufen, erhöhen (Cardiff University 2016; Karmarkar und Bollinger 2014; Thomas et al. 2019). Wichtig wäre also, die Einführung durch geeignete Kommunikationsmaßnahmen zu unterstützen.

In Folge einer Besteuerung von Kunststofftüten sowie Tragetaschen aus anderen Materialien sind aufgrund ihrer überschaubaren ökonomischen Bedeutung keine weiteren signifikanten sozialen und ökonomischen Wirkungen zu erwarten.

7.7 Rechtliche Aspekte und administrative Umsetzung

Eine Erhebung einer Verbrauchsteuer auf Einkaufstragetaschen ist mit dem gültigen Rechtsrahmen vereinbar. So erlaubt Art. 4 Abs. 1 Verpackungsrichtlinie 94/62/EG (VerpackRL) in der aktuell geltenden Fassung¹⁷⁴ präventive Maßnahmen zur Vermeidung der Entstehung von Verpackungsabfall und zur Minimierung der ökologischen Auswirkungen von Verpackungen. Art. 4 Abs. 1 Satz 3 VerpackRL sieht vor, dass Mitgliedstaaten wirtschaftliche Instrumente und andere Maßnahmen nutzen, um Anreize für die Anwendung der Abfallhierarchie zu schaffen, etwa die in Anhang IVa der Richtlinie 2008/98/EG¹⁷⁵ aufgeführten Maßnahmen oder sonstige entsprechende Instrumente und Maßnahmen. Diese Regelung wird ergänzt durch Art. 4 Abs. 1b VerpackRL, wonach „die Mitgliedstaaten in Bezug auf sämtliche Arten von

¹⁷⁴ Konsolidierte Fassung abrufbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:01994L0062-20180704&from=DE>.

¹⁷⁵ Konsolidierte Fassung abrufbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A02008L0098-20180705>.

Kunststofftragetaschen ungeachtet ihrer Wanddicke Maßnahmen wie den Einsatz von wirtschaftlichen Instrumenten oder nationale Verringerungsziele ergreifen“ können.

Finanzverfassungsrechtlich handelt es sich um eine Verbrauchsteuer im Sinne des Art. 106 Abs. 1 Nr. 2 GG, deren Ertrag dem Bund zusteht. Es handelt sich bei den Kunststofftüten um Güter „des ständigen Bedarfs“ im Sinne der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts.¹⁷⁶ Zudem handelt es sich um eine indirekte Steuer, die beim Hersteller erhoben wird und auf eine Abwälzung auf den (End-)Verbraucher angelegt ist.¹⁷⁷

Bei einer Einführung einer entsprechenden Verbrauchsteuer auf Tragetaschen sollte darauf geachtet werden, dass durch das Bundesgesetz keine Sperrwirkung eintritt. Es darf sich demnach nicht um eine Regelung handeln, welche als „abschließend“ aufgefasst werden, sodass keine anderen ähnlich gelagerten Abgaben auf Landes- oder kommunaler Ebene mehr möglich wären. Deshalb sollte eine Länder-Öffnungsklausel im Gesetz klargestellt werden.

Wichtig wäre zudem eine gesetzlich verankerte Pflicht die Steuer dem Verbrauchenden in Rechnung zu stellen.

7.8 Flankierende Maßnahmen

Begleitend zur Einführung einer Abgabe auf alle Tragetaschen, die nicht vom Verbot erfasst sind, sollten Maßnahmen ergriffen werden, die mehrfach nutzbare Tragetaschen und andere wiederverwendbare Alternativen fördern und attraktiver machen. Dabei sollte im Fokus stehen, dass die wiederverwendbaren Taschen und Alternativen möglichst häufig wiederverwendet werden. Dazu gehören zum Beispiel Bonussysteme, die Rabatt geben, wenn eigene Taschen zum Transport von eingekauften Waren mitgebracht werden oder Pfandsysteme zum Transport von Waren in Mehrwegbehältern.

Empfehlenswert ist, die Einführung einer Verbrauchsteuer auf Einweg- und wiederverwendbare Tragetaschen mit Projekten zur Verbraucherinformation, Sensibilisierung und Bewusstseinsbildung zu flankieren. Dabei sollten Verbraucher:innen erinnert und ermuntert werden, auf Einwegtragetaschen zu verzichten, Tragetaschen möglichst häufig wiederzuverwenden und alternative Behältnisse von zuhause mitzubringen. Dies könnte – auch wenn bei Steuern keine Zweckbindung besteht und diese dem allgemeinen Bundeshaushalt zufließen – mit den Steuereinnahmen unterstützt werden und über die Aufstockung von oder Einbettung in bereits etablierte Programme, wie zum Beispiel die Nationale Klimaschutzinitiative, erfolgen. Die Nationale Klimaschutzinitiative fördert bereits seit vielen Jahren Projekte zum Hemmnisabbau, zur Information von Akteuren und zur Bewusstseinsbildung und hat gute Erfahrungen bezüglich der Wirksamkeit (Öko-Institut et al. 2019). Effektiv sind demnach Informationsmaßnahmen, die zum Zeitpunkt der Entscheidung zur Verfügung gestellt werden, also bspw. Informationen über die ökologischen Wirkungen verschiedener Tragetaschen an der Kasse, die eine schnelle Abwägung und Entscheidung erlauben. Aber auch andere Informationskanäle zur Information und Beratung können sehr wirksam sein, wie beispielsweise Erinnerungen auf Einkaufswagen oder an Supermarkttüren oder auf Werbebroschüren. Eine wichtige Rolle für anhaltende Verhaltensänderungen oder Änderungen von Nutzungsroutinen spielen auch regelmäßige Erinnerungen.

In Irland wurde die Einführung einer Abgabe auf Plastiktüten von einem weitreichenden Beteiligungsprozess mit verschiedenen Stakeholdern aus Politik, Industrie und Handel begleitet.

¹⁷⁶ BVerfGE 145, 171 = NVwZ 2017, 1037 (Kernbrennstoffsteuer), Rn. 112.

¹⁷⁷ Hierzu: BVerfGE 145, 171 = NVwZ 2017, 1037 (Kernbrennstoffsteuer), Rn. 112.

Als Antwort auf die Sorge von Händlern, dass der höhere Preis als „Geldmacherei“ verstanden werden könnte, wurde eine öffentlich wirksame Kampagne zur Erklärung der Gründe für die Steuer durchgeführt. Insgesamt traf die Einführung der Abgabe auf eine hohe Akzeptanz in der Bevölkerung (Coverly und McDonnell 2007).

Um genauere Erkenntnisse über die Wirksamkeit der vorgeschlagenen Abgabe oder das Potential einer solchen Abgabe zu gewinnen, wäre es außerdem sinnvoll, ein Monitoring für den Verbrauch von Tragetaschen einzuführen.

7.9 Fazit

Um zu verhindern, dass die vom Bundestag angenommene Gesetzesänderung zum Verbot von leichten Kunststofftragetaschen durch Ausweicheffekte insgesamt zu negativen ökologischen Folgen führt, sind zusätzliche Maßnahmen notwendig. In jedem Fall sollte eine Abgabe auf Einweg-Papiertüten eingeführt werden, die nicht vom Verbot abgedeckt sind, aber ökobilanziell nicht vorteilhafter sind als Kunststofftüten. Sehr leichte Kunststofftüten („Hemdchen- oder Knotenbeutel“) sollten von der Steuer ausgenommen werden, um keine finanziellen Anreize zum Kauf von vorverpackten Lebensmitteln, insbesondere Obst und Gemüse, zu schaffen. Allerdings ist der Verbrauch von diesen Tüten in den vergangenen Jahren leicht gestiegen und es ist zu befürchten, dass er weiter steigen würde, weil Verbraucher:innen auf diese Tüten als kostenloser Ersatz für die verbotenen Kunststofftüten ausweichen könnten. Zur Abmilderung solcher Ausweichreaktionen sollten Verbraucher:innen über Informationskampagnen ermuntert werden, mitgebrachte Alternativen zu nutzen. Gleichzeitig sollten weitere Maßnahmen ergriffen werden, um die Vorverpackung von Lebensmitteln, die auch lose angeboten werden können, zu reduzieren.

Um zu verhindern, dass Verbraucher:innen vermehrt für den mehrfachen Gebrauch bestimmte Tragetaschen zum Transport von Waren kaufen, ohne diese mehrfach zu verwenden, wäre eine weiterreichende Abgabe möglich, die auch solche Tragetaschen miteinbezieht. Während zu der Wirkung von Abgaben auf Kunststofftragetaschen Erfahrungen aus anderen Ländern vorliegen, ist eine solche umfassende Abgabe ohne Präzedenz. Weil Daten zum Verbrauch von mehrfach nutzbaren Tragetaschen und zu den Ausweichreaktionen der Verbraucher:innen nicht vorliegen, können die Wirkungen nicht quantifiziert werden. Die Erhebung und Veröffentlichung solcher Daten, die bisher nicht erhoben werden, weil sie nicht unter die relevante europäische Richtlinie fallen, wäre ein erster wichtiger Schritt zur Rechtfertigung der vorgeschlagenen Steuer. Aus den verfügbaren Informationen über das Verhalten von Verbraucher:innen kann aber qualitativ abgeleitet werden, dass die vorgeschlagene Steuer wirkungsvoll sein könnte, und die Verbraucher:innen zur häufigeren Wiederverwendung von mehrfach nutzbaren Tragetaschen oder zur Verwendung anderer mitgebrachter Alternativen animieren könnte. Die Einführung einer solchen Steuer sollte durch Maßnahmen zur Kommunikation, Sensibilisierung und Bewusstseinschaffung sowie zur Förderung von wiederverwendbaren Taschen/mitgebrachten Alternativen begleitet werden.

8 Pfand auf lithiumhaltige Akkus

8.1 Gegenwärtige Regelung

8.1.1 Gegenwärtige Regelung bezüglich lithiumhaltiger Batterien

Aktuell wird kein Pfand auf lithiumhaltige Batterien oder Akkus¹⁷⁸ erhoben.

Die wichtigsten Regeln für Primär- und Sekundärbatterien (Akkus) ergeben sich aus der europäischen Batterierichtlinie 2006/66/EG (BattRL)¹⁷⁹ sowie dem deutschen Batteriegesetz (BattG).¹⁸⁰ Die Regelungen bezüglich lithiumhaltiger Batterien ergeben sich daraus, welcher Batterieart (Geräte- oder Industriebatterien) sie zugeordnet werden. Tabelle 8-1 zeigt, dass lithiumhaltige Batterien in allen Kategorien vorkommen.

Tabelle 8-1: Anwendungsbeispiele von lithiumhaltigen Akkus als Geräte- und Industriebatterien

Kategorie	Beispiele
Gerätebatterien	Mobiltelefone, Laptops, schnurlose Werkzeuge, Haushaltsgeräte, Spielzeuge
Industriebatterien	Traktionsbatterien in Elektroautos (BEV & PHEV); E-Scooter & E-Fahrräder Energiespeicher für Photovoltaiksysteme
Fahrzeugbatterien	Lithiumhaltige Starterbatterien ¹⁸¹

Quelle: eigene Darstellung FÖS e.V. Berlin.

Die Zuordnung zu den unterschiedlichen Batteriearten hat beispielsweise zur Folge, dass sie auf unterschiedlichen Wegen gesammelt und zurückgenommen werden. Eine Sammelquote gilt nur für Gerätebatterien. Die Entwicklung eines einheitlichen Systems zur Sammlung und dem Recycling aller lithiumhaltigen Batterien und Akkus wird damit nicht unterstützt.

Unterschiedliche Gründe sprechen dafür, einen einheitlichen Rahmen zu entwickeln. Aus kurzfristiger Perspektive sind es die wiederholt auftretenden Sicherheitsprobleme und Brände in Abfallsortier- und Recyclinganlagen für verschiedene Abfallströme wie beispielsweise Elektroaltgeräte, Verpackungen, Restabfall/Sperrmüll, Mischschrott, Papier und Alttextilien sowie Brände in Abfallsammelbehältnissen bzw. beim Abfalltransport. Diese werden (mit hoher Wahrscheinlichkeit) ausgelöst durch die nicht ordnungsgemäße Entsorgung dieser Batterien und Akkus (vgl. BDE 2020b oder Remondis 2020). Mittel- bis langfristig wird sich die Nutzung von lithiumhaltigen Akkus vervielfachen (vgl. Abschnitt 8.2.1) und die Herausforderungen sich dahin verschieben, durch die Entwicklung einer Kreislaufwirtschaft diesem Wachstum zu

¹⁷⁸ Hinweis: Die Untersuchung betrachtet grundsätzlich sowohl lithiumhaltige Primär- als auch Sekundärbatterien (Akkus). Welche davon von einem Pfand erfasst werden, ist eine Frage der konkreten Ausgestaltung (vgl. Abschnitt 8.4). Aufgrund des enormen Nachfragewachstums für lithiumhaltige Akkus, bezieht sich die Untersuchung häufig auf Akkus.

¹⁷⁹ Richtlinie 2006/66/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. September 2006 über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Alttakkumulatoren und zur Aufhebung der Richtlinie 91/157/EWG (ABl. L 266 vom 26.9.2006, S.1), zuletzt geändert durch:

Richtlinie (EU) 2018/849 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2000/53/EG über Altfahrzeuge, der Richtlinie 2006/66/EG über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Alttakkumulatoren sowie der Richtlinie 2012/19/EU über Elektro- und Elektronik-Altgeräte.

¹⁸⁰ Batteriegesetz vom 25. Juni 2009 (BGBl. I S. 1582), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 3. November 2020 (BGBl. I S. 2280) geändert worden ist.

¹⁸¹ Die meisten Starterbatterien sind Blei-Säure-Batterien. Zum Teil werden dort inzwischen auch lithiumhaltige Batterien eingesetzt.

begegnen. Dabei geht es sowohl um die sichere Sammlung von Batterien, die Rückgewinnung und Nutzung von Sekundärrohstoffen, als auch um Beschäftigungspotentiale in der sich entwickelnden Kreislaufwirtschaft für Batterien. Die (zumindest relative) Reduzierung der Nachfrage nach Primärrohstoffen kann sowohl zur Reduzierung von negativen Umweltwirkungen des Rohstoffabbaus beitragen als auch die ökonomischen Kosten und strategischen Abhängigkeiten von Rohstoffimporten reduzieren (vgl. Abschnitt 8.2.4).

Im Folgenden werden zunächst die gegenwärtigen Regelungen zu Geräte-, Industrie und Fahrzeugbatterien dargestellt, bevor die Untersuchung auf die Herausforderungen eingeht, die mit dem enormen Wachstum der Nachfrage nach lithiumhaltigen Akkus verbunden ist.

In den folgenden Kapiteln wird auf verschiedene Herausforderungen eingegangen, die durch das Wachstum der Nutzung von lithiumhaltigen Batterien und Akkus entstehen und die Frage, welchen Beitrag ein Pfand zur Entstehung einer Recyclingwirtschaft beitragen kann.

8.1.2 Gegenwärtige Regelung: Batterien allgemein

8.1.2.1 Überblick zu Batteriearten

Gegenwärtig werden in Deutschland drei Arten von Batterien¹⁸² unterschieden:

Tabelle 8-2: Definitionen von Geräte-, Industrie- und Fahrzeugbatterien im Batteriegesetz

Batteriearten	Definition im Batteriegesetz
Gerätebatterien	sind Batterien, die <u>gekapselt sind und in der Hand gehalten werden</u> können. (z. B. Batterien für Haushaltsgeräte, Spielzeuge, etc.)
Industriebatterien	sind Batterien, die ausschließlich für industrielle, gewerbliche oder landwirtschaftliche Zwecke, für <u>Elektrofahrzeuge jeder Art oder zum Vortrieb von Hybridfahrzeugen</u> bestimmt sind. (z. B. auch Gabelstapler, E-Bikes oder E-Scooter)
Fahrzeugbatterien	sind Batterien, die für den Anlasser, die Beleuchtung oder für die Zündung von Fahrzeugen bestimmt sind.

Quelle: Auszüge aus § 2 Begriffsbestimmungen des Batteriegesetzes (BattG);¹⁸³ Hervorhebungen und Beispiele durch Autor.

Die drei Arten sind aber immer weniger geeignet, die Realität abzubilden, da die Zuordnung von Batterietypen zunehmend schwierig wird und für die drei Arten zum Teil unterschiedliche gesetzliche Regelungen gelten.

Für alle drei Batteriearten gilt eine Rücknahmepflicht für Altbatterien, als auch die Pflicht zur Berichterstattung (Erfolgskontrollberichte nach § 15 BattG) gegenüber dem Umweltbundesamt. Für alle drei Batteriearten gelten ebenso spezifische Mindestrecyclingeffizienzen, abhängig vom chemischen System der Batterie, welche die Verfahren der Batterieverwertung einhalten müssen. Die Recyclingeffizienz muss laut § 14 Abs. 1 S. 2 BattG und europäischer Recyclingeffizienzverordnung (EU) 493/2012¹⁸⁴ und für Blei-Säure-Altbatterien mindestens

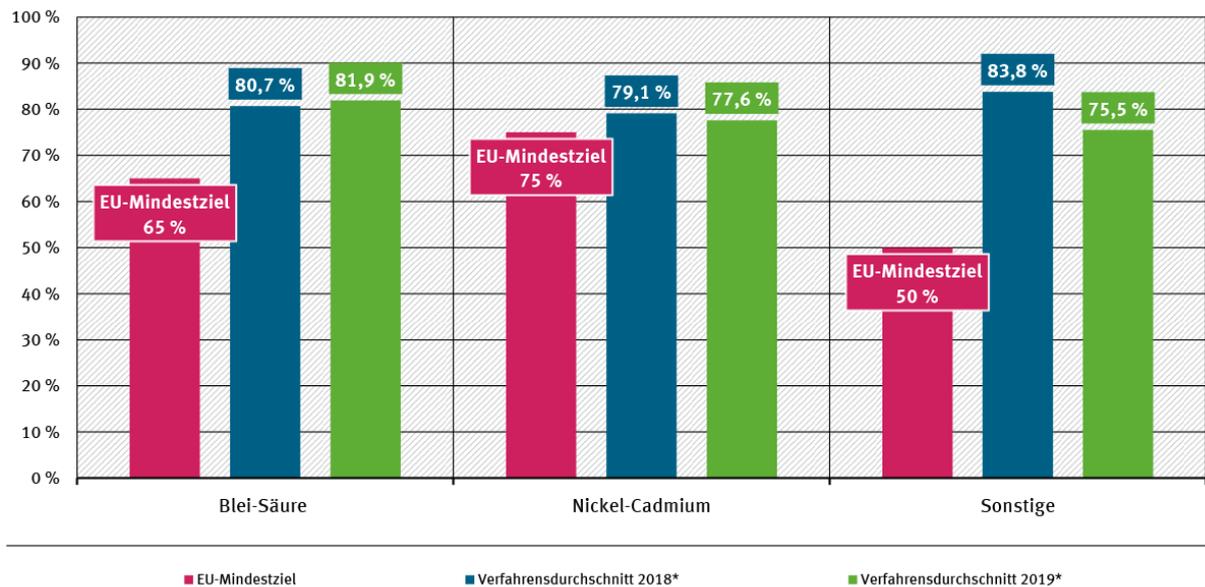
¹⁸² Das Batteriegesetz erwähnt darüber hinaus Knopfzellen („kleine, runde Gerätebatterien, deren Durchmesser größer ist als ihre Höhe“). Diese werden im Rahmen dieser Untersuchung nicht betrachtet. Durch die kommende neue BattVO werden sich diese Definitionen in Zukunft voraussichtlich ändern.

¹⁸³ Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Batterien und Akkumulatoren (Batteriegesetz) vom 25. Juni 2009 (BGBl. I S. 1582), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 3. November 2020 (BGBl. I S. 2280) geändert worden ist.

¹⁸⁴ Verordnung (EU) Nr. 493/2012 der Kommission vom 11. Juni 2012 mit Durchführungsbestimmungen zur Berechnung der Recyclingeffizienzen von Recyclingverfahren für Altbatterien und Alttakkumulatoren gemäß der Richtlinie 2006/66/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (ABl. L 151 vom 12.6.2012, S. 9)

65 %, für Nickel-Cadmium-Altzellen mindestens 75 %, und für sonstige Altzellen 50 % betragen. Lithiumhaltige Zellen sind Teil der letzten Gruppe. Die EU-Mindestziele werden in Deutschland alle erreicht (siehe Abbildung 8-1).

Abbildung 8-1: Effizienzen der Recyclingverfahren für Altzellen 2018 und 2019



* Die abgebildeten Recyclingeffizienzen sind entsprechend den Vorgaben der EU-Verordnung (493/2012) berechnet.

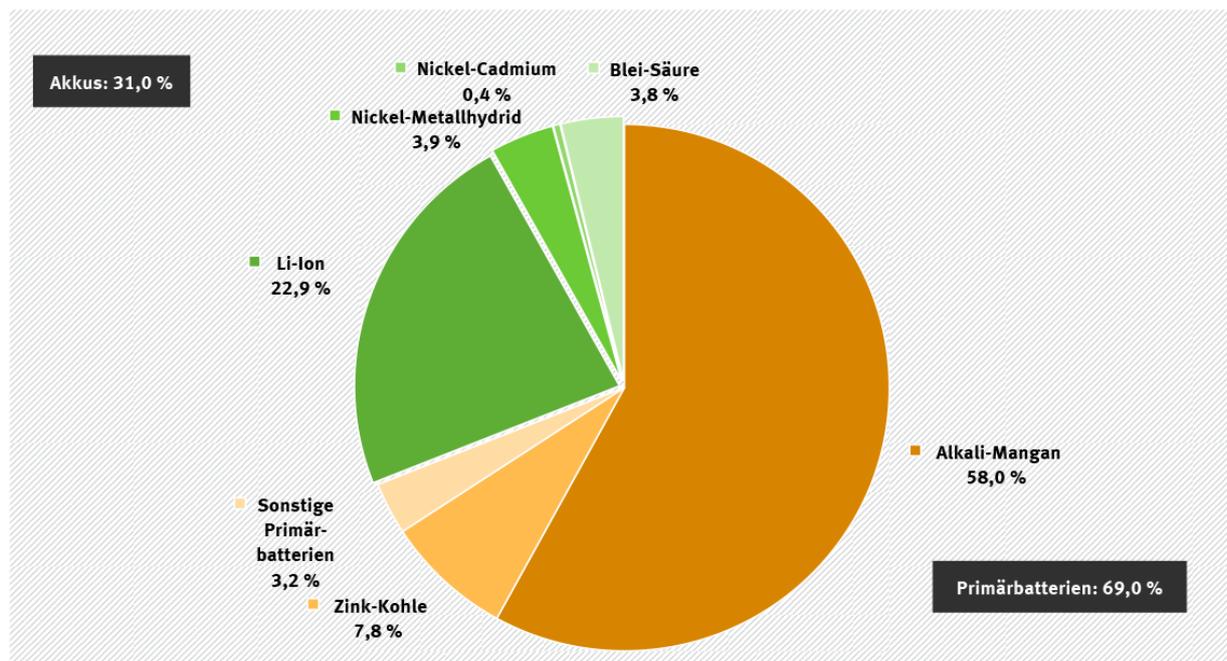
Quelle: Recyclingbetriebe von Altzellen entsprechend den Vorgaben der EU-Verordnung zur Berechnung der Recyclingeffizienzen für Altzellen (493/2012)

Quelle : UBA 2019c.

8.1.2.2 Gerätebatterien

Über zwei Drittel (2019: 69,0 %) der in Deutschland verkauften Gerätebatterien sind Primärbatterien, die nicht wieder aufgeladen werden können (UBA 2019c) (vgl. Abbildung 8-2). Über die letzten zehn Jahre ist der Anteil der wiederaufladbaren Akkus (Sekundärbatterien) kontinuierlich auf 31,0 % (im Jahr 2019) angestiegen. Wichtigste Treiber dieser Entwicklung bei Akkus waren in den letzten Jahren lithiumhaltige Akkus.

Abbildung 8-2: Anteile von Primärbatterien und Akkus bei Gerätebatterien in Deutschland, 2019



Quelle: Erfolgskontrollberichte der Rücknahmesysteme für Geräte-Alt-Batterien 2019

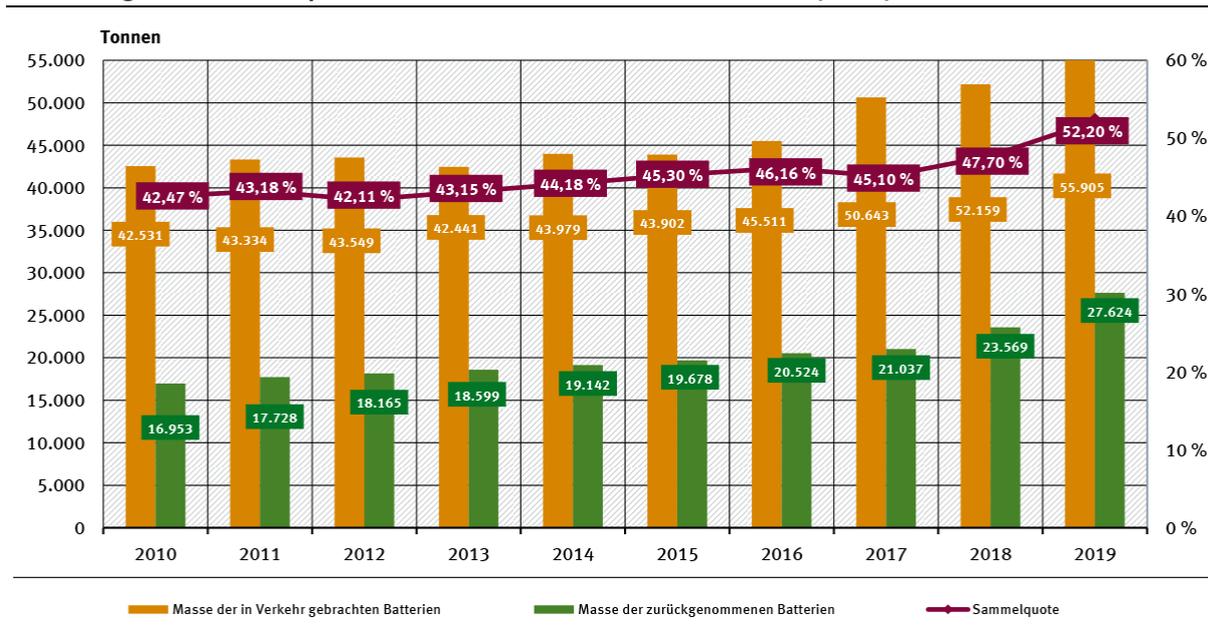
Quelle: UBA 2019c.

Für Gerätebatterien sind die Vertreiber verpflichtet, grundsätzlich Altbatterien zurückzunehmen. Die gesetzliche Mindestsammelquote für Gerätebatterien wurde kürzlich auf 50 % erhöht¹⁸⁵. Das Ziel wurde 2019 bereits mit einer Sammelquote von 52,2 % erreicht (siehe Abbildung 8-3). Im europaweiten Vergleich liegt Deutschland lediglich im unteren Mittelfeld (Eurostat 2019). Die Sammelquote von lithiumhaltigen Gerätebatterien und Akkus lag 2019 bei Lithium-Primärbatterien bei 34 %, für lithiumhaltige Sekundärbatterien bei ca. 12 % (Bischoff 2021).¹⁸⁶

¹⁸⁵ Mit der Novelle des BattG, die zum 01.01.2021 in Kraft getreten ist, wurde die Sammelquote für Gerätebatterien in Deutschland auf 50 % erhöht.

¹⁸⁶ Bei der Interpretation der Sammelquote ist zu beachten, dass diese sich auf die im selben Jahr in Verkehr gebrachte Menge an lithiumhaltigen Batterien bezieht. Durch das starke Marktwachstum insb. bei lithiumhaltigen Sekundärbatterien ist in den letzten Jahren trotz steigender absoluter Zahlen die Einhaltung der Sammelquote leichtgefallen.

Abbildung 8-3: Sammelquote für Gerätebatterien in Deutschland (2019)



Quelle: Erfolgskontrollberichte der Rücknahmesysteme für Gerätebatterien. Verschiedene Jahrgänge

Quelle: UBA 2019c.

8.1.2.3 Industriebatterien

Konsument:innen können ihre Fahrzeug- und Industriebatterien kostenlos bei den Vertreibern der Batterien zurückgeben. Die Rücknahmeverpflichtung beschränkt sich allerdings auf Altbatterien der Art, die der Vertreter als Neubatterien in seinem Sortiment führt oder geführt hat. Die Marke und Bauform der zurückzugebenden Industrialtatterie müssen dabei nicht mit den Batterien im Sortiment des Vertreibers übereinstimmen. Hersteller müssen den Vertreibern und den Behandlungsanlagen für Elektroaltgeräte und Altfahrzeuge ebenfalls eine kostenlose Rücknahme der Altbatterien anbieten und die zurückgenommenen Batterien nach dem Stand der Technik behandeln und stofflich verwerten – d. h. eine Deponierung oder Verbrennung ist verboten. Industrieunternehmen recyceln ihre Batterien über spezialisierte Batterierecycler.

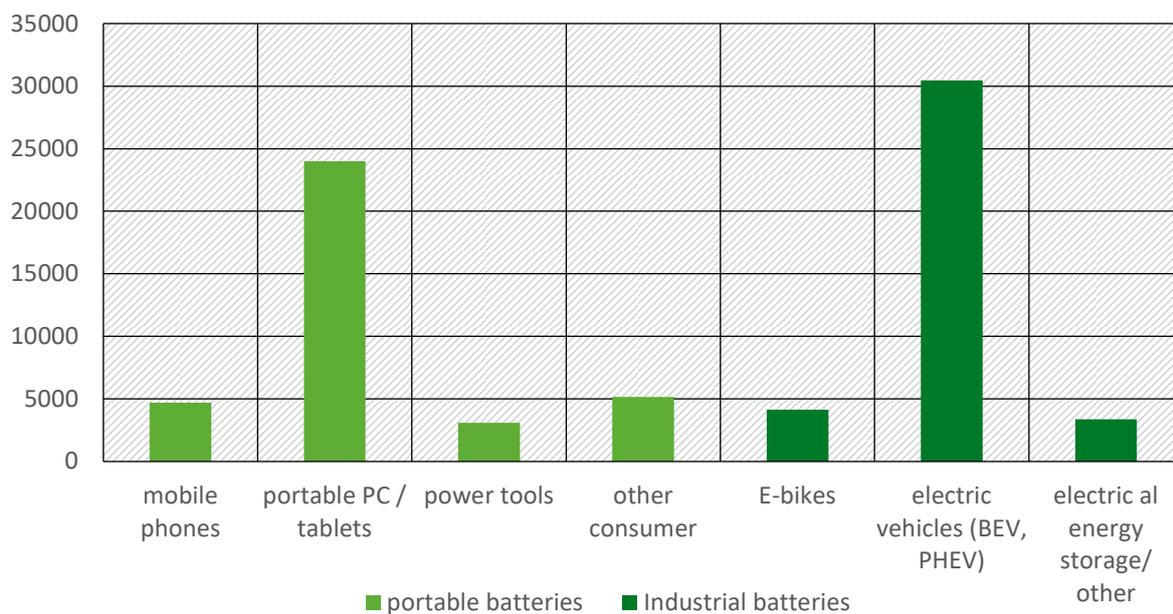
8.1.2.4 Fahrzeugbatterien: Anwendungsbeispiel für Nutzung eines Pfandsystems

Für Fahrzeugbatterien fällt nach § 10 Batteriewertstoffgesetz (BattG) ein Pfand in Höhe von 7,50 € an, wenn bei Kauf keine Fahrzeug-Altatterie zurückgegeben wird. Die Sammelrate bei Fahrzeugbatterien (zumeist Starterbatterien von Autos) liegt aufgrund des Pfands auf einem sehr hohen Niveau, wobei Batterien, die über Altautos aus der EU exportiert werden, nicht erfasst werden. Ein ähnliches Bild zeigt sich in den USA, wo in vielen Staaten Pfandsysteme existieren oder eine Herstellerverpflichtung zur Rücknahme einen Anreiz zur Sammlung darstellt. Roberts (2020) betont, dass die Pfandsysteme eine wichtige Rolle dabei spielten, hohe Sammel- und Recyclingraten in den 1980er und 1990er Jahren zu gewährleisten, als mit dem Recycling noch keine Gewinne zu erzielen waren (Roberts 2020, S. 7). Heute existiert ein Markt für zu recycelnde (Blei-Säure) Fahrzeugbatterien. Begünstigende Faktoren waren dabei, dass der Aufbau der Batterien standardisiert und der Recyclingprozess vergleichsweise simpel ist, sowie Blei in hoher Qualität zurückgewonnen wird (Gaines 2014).

8.1.3 Gegenwärtige Situation bei lithiumhaltigen Akkus: Dekarbonisierung treibt die Nachfrage

Akkus sind essenziell für tragbare Elektronik, Smartphones, Laptops, batteriebetriebene Werkzeuge und auch als Traktionsbatterien in der Elektromobilität von E-Autos, E-Scootern und E-Fahrrädern¹⁸⁷. Die 2019 veröffentlichte Evaluation der europäischen Batterierichtlinie zeigt (in Abbildung 8-4), dass die Menge an lithiumhaltigen Batterien im Erhebungsjahr 2015 noch relativ gleichverteilt ist zwischen Gerätebatterien (*portable batteries*, 36.050 Tonnen) und Industriebatterien (*industrial batteries*, 37.956 Tonnen).

Abbildung 8-4: Nutzung von lithiumhaltigen Batterien in der EU (in Tonnen)



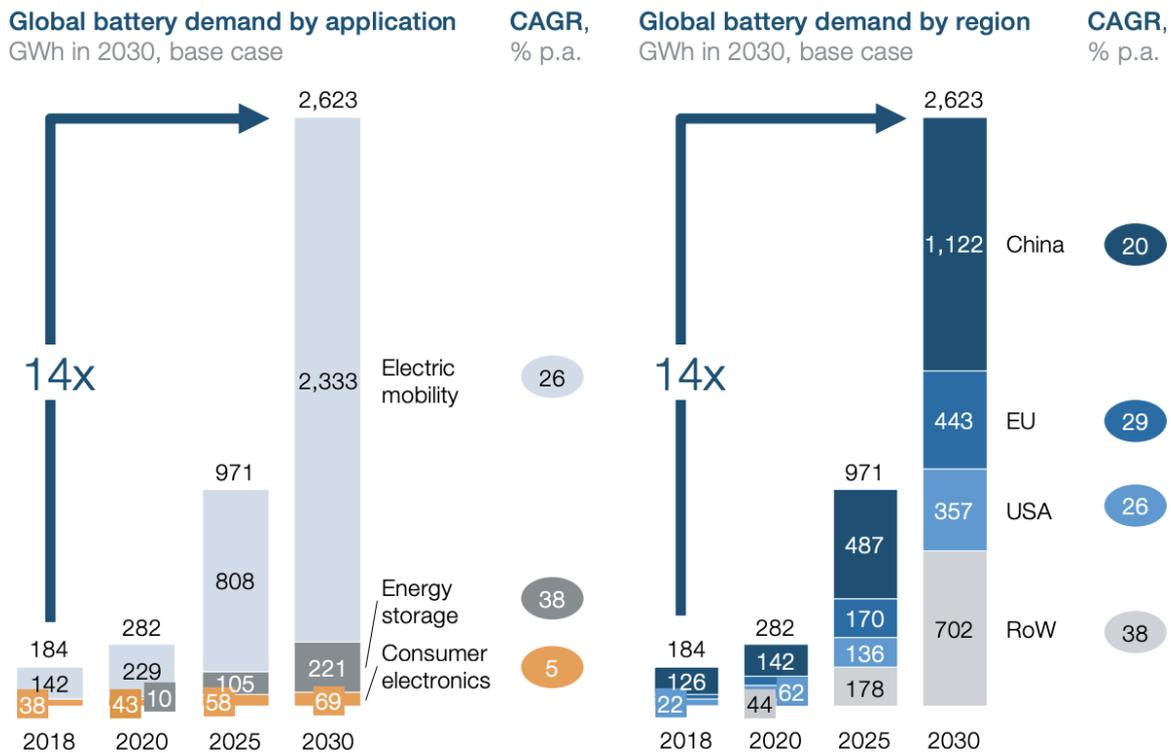
Quelle: Eigene Darstellung, FÖS e.V. Berlin, auf Basis von Daten aus European Commission 2019, S. 20.

Abbildung 8-5 des Weltwirtschaftsforums zeigt einerseits, dass die Nachfrage für lithiumhaltige Batterien im nächsten Jahrzehnt enorm wachsen wird und andererseits, dass sich die bisherige Zusammensetzung der Nachfrage komplett verschiebt, hin zu einer Dominanz der Nachfrage aus dem Bereich Elektromobilität. Die Nutzung von Akkus im Bereich der Unterhaltungs- und Haushaltselektronik wird sich zwar fast verdoppeln – sie werden aber relativ gesehen eine Nische darstellen im Jahr 2030. Stationäre Energiespeicher werden neben der Elektromobilität im Jahr 2030 die größte Nachfrage nach lithiumhaltigen Akkus ausmachen. Treiber dieser Entwicklung sind vor allem die Dekarbonisierung des Verkehrssektors durch die strombetriebene Mobilität sowie der wachsende Bedarf für stationäre Stromspeicher im Rahmen der Energiewende (WEF & Global Battery Alliance 2019).

Ähnliche Wachstumsprognosen finden sich in den Zukunftsszenarien der Fraunhofer Gesellschaft (Fraunhofer ISI 2017) als auch in Studien des Öko-Instituts (Öko-Institut 2019). Der *Global EV Outlook 2019* der IEA geht in seinem EV30@30 Szenario sogar davon aus, dass die Größe des Batteriemarkts im Automobilssektor auf 2,8 TWh bis zum Jahr 2030 steigen könnte (International Energy Agency 2019, S. 177).

¹⁸⁷ Mittelfristig kann sich dies ändern, bzw. zumindest weitere Batteriematerialien dazukommen – siehe dazu beispielsweise die Batterie-Roadmaps der Fraunhofer-Gesellschaft.

Abbildung 8-5: Projiziertes Wachstum der weltweiten Batterienachfrage nach Anwendungsbereich und Regionen

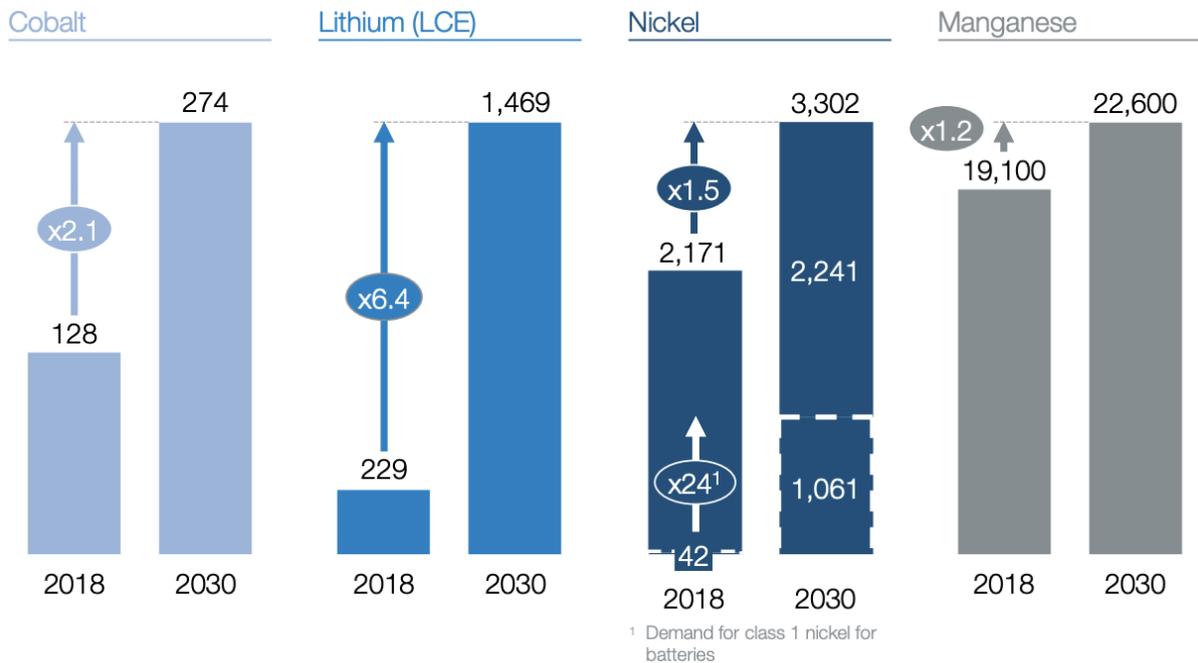


Quelle: World Economic Forum 2019, S.11.

Wachstum der Rohstoffnachfrage

Mit der Nachfrage nach Stromspeichern steigt der Bedarf für Rohstoffe, der zumindest kurzfristig vor allem über den Abbau von mehr Primärrohstoffen gedeckt wird. Die Angaben zum Nachfragewachstum nach einzelnen Rohstoffen variieren etwas in Abhängigkeit von Quelle und Annahmen der Szenarien. Jedoch zeigen sie einen stark wachsenden Rohstoffbedarf – nicht nur für Lithium und Kobalt, sondern auch für viele weitere Materialien. So erwartet beispielsweise das Weltwirtschaftsforum eine Verdoppelung der Kobaltnachfrage oder Versechsfachung des Bedarfs an Lithium und Wachstum der Nachfrage nach dem reinsten („Class 1“) Nickel um den Faktor 24 (vgl. Abbildung 8-6). Trotz dieses Wachstums sind keine absoluten Knappheiten für die wichtigsten Rohstoffe (Lithium, Kobalt, Nickel) zu erwarten – sehr wohl aber Preisschwankungen (Öko-Institut 2017). So wird beispielsweise erwartet, dass die Preise für Kobalt und Kupfer bis 2026 um den Faktor 10 steigen könnten (Bloomberg in Popper et al. 2019).

Abbildung 8-6: Steigerung der weltweiten Nachfrage nach Kobalt, Lithium, Nickel (insb. „Class 1“ Nickel) und Mangan bis 2030 durch Batterieherstellung



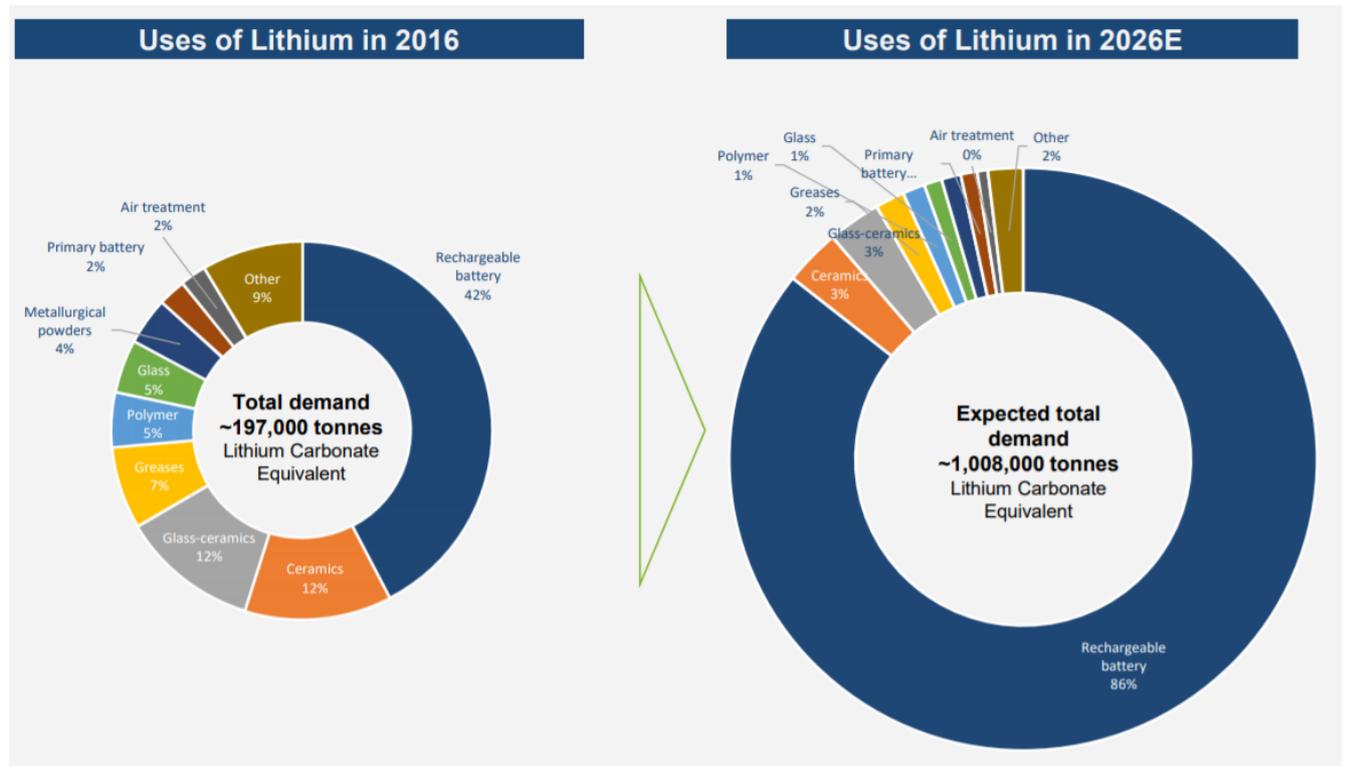
Quelle: World Economic Forum 2019, S. 21.

Szenarien des Weltwirtschaftsforums gehen davon aus, dass 2030 54 % der End-of-Life-Batterien recycelt werden, die dann 7 % der Nachfrage nach Rohstoffen mit Sekundärrohstoffen befriedigen könnten (World Economic Forum 2019, S. 16). Dafür müssten die Recyclingkapazitäten um den Faktor 25 wachsen.

Bedarf an Lithium

Die Nachfrage nach Lithium geht heute je nach Quelle aktuell zwischen 30 und 40 % auf die Produktion von Batterien und Akkus zurück. Dies wird sich in den kommenden Jahren grundlegend ändern: Abbildung 8-7 zeigt, dass das Wachstum für Lithium-basierte Akkus in Zukunft die Nachfrage nach Lithium dominieren wird.

Abbildung 8-7: Verwendung von Lithium 2016 vs. 2026: Produktion von Akkus dominiert die wachsende Nachfrage



Quelle: Nemaska Lithium 2019.

Zwar wird Lithium nicht absolut knapp, jedoch sind temporäre Engpässe denkbar. Aktuell ist Europa zu 100 % von Importen von Lithium abhängig, vor allem aus Chile (78 % aller Lithiumimporte) (European Commission 2020). Das Schaffen von Recyclingkreisläufen kann also die ökonomischen wie strategischen Risiken deutlich reduzieren (Öko-Institut 2017).

Bedarf an Kobalt

Die Batterieherstellung in Europa hängt zu 100 % vom Import von Kobalt ab, der zum Großteil aus der DR Kongo (68 %), Finnland (14 %) und Französisch-Guyana (5 %) gedeckt wird (European Commission 2020). Allein bis 2030 geht die EU davon aus, dass sich der Bedarf an Kobalt zwischen 2017 und 2030 um den Faktor 3,7 erhöhen wird (European Commission 2019, S. 22). Die Nachfrage nach Kobalt für Elektromobilitätsanwendungen geht zu über 80 % auf PKW zurück (2030: 81 % bzw. 2050: 83 %) (Öko-Institut 2017, S. 28).

Heutige Recyclingkapazitäten

Bisher findet die Rückgewinnung des Metalls Lithium beim Recycling von lithiumhaltigen Batterien und Akkus vor allem für Forschungszwecke statt. In Deutschland existieren mehrere Anlagen für das Recycling von lithiumhaltigen Batterien und Akkus, in denen bisher in Mix aus lithiumhaltigen Industrie- und Gerätebatterien recycelt werden.¹⁸⁸ Auch in den USA wurde inzwischen vom Department of Energy ein großes Forschungszentrum für das Recycling von Lithium-Akkus eröffnet (siehe Jacoby 2019). Gaines et al. (2018, S. 5) betonen, dass heute gesammelte lithiumhaltige Batterien und Akkus aus der Unterhaltungselektronik und anderen

¹⁸⁸ Laut Daten des Umweltbundesamts wurden 2020 insgesamt 9.888 Tonnen in Deutschland gesammelte lithiumhaltige Altbatterien recycelt.

Quellen als Rohstoffe genutzt werden sollten, damit sich Kapazitäten in der Recyclingindustrie entwickeln können für den Zeitpunkt, wenn große Mengen an Li-Ion-Batterien aus dem Fahrzeugbereich recycelt werden müssen. Das Ziel sollte in dieser Phase der Entstehung dieses Markts also sein, die verschiedenen Recyclingprozesse¹⁸⁹ mit ihren Vor- und Nachteilen zu erforschen, um Kapazitäten aufzubauen für die Zeit, wenn große Mengen an lithiumhaltigen Akkus das Ende ihrer Nutzung erreichen.

8.2 Begründung für die Notwendigkeit politischer Maßnahmen

Thompson et al. betonen die Notwendigkeit, die Kapazitäten von Sammel- und Recyclingsystemen für lithiumhaltige Batterien auszubauen, um eine Kreislaufwirtschaft frühzeitig aufzubauen. Dies sollte mit Blick auf das projizierte Nachfragewachstum zu einer Zeit erfolgen, in der die Menge an Altbatterien handhabbar ist, um eine große Anhäufung von gefährlichen Abfällen zu vermeiden (2020, S. 7585). Die Herausforderung besteht folglich darin, den Aufbau eines Systems zu beschleunigen, welches sich ökonomisch trägt, Sicherheit im Umgang mit den Ressourcen gewährleistet und einen möglichst hohen Anteil der Rohstoffe durch das Recycling wiedergewinnt für zukünftige Anwendungen. Politikmaßnahmen können diesen weiteren Aufbau einer Kreislaufwirtschaft für Batterien und Akkus in Deutschland und Europa beschleunigen.

Im Folgenden werden vier Aspekte diskutiert, die die Notwendigkeit unterstreichen, diese Entwicklung eines Recyclingsystems mit politischen Maßnahmen zu begleiten. Neben ökonomischen Bedingungen sprechen auch aktuelle Sicherheitsprobleme, ökologische Aspekte und langfristige strategische Ziele für einen ambitionierten Policy-Mix, in dem ein Akkupfand eine wichtige Rolle einnehmen kann.

8.2.1 *The Economics of Recycling*: Entwicklung eines Recyclingsystems braucht Anreize und Weitsicht

Eine zentrale Frage lautet: Entwickeln sich Recyclingsysteme nicht von allein, wenn es einen Markt für Sekundärrohstoffe gibt? Sind die heutigen Probleme (siehe folgende Unterabschnitte) nicht „Kinderkrankheiten“, die sich von allein lösen werden?

Entwicklung bei Bleibatterien

Der Blick zurück auf die Entwicklung der Recyclingkreisläufe für Bleibatterien zeigt: In einer Vielzahl von Ländern wurden in den 1970er und 1980er Jahren Pfandsysteme und staatliche kostenlose Sammelsysteme eingeführt, um die Sammlung und das Recycling von ausgedienten Bleibatterien zu fördern. Bernhart (2019, S.7) betont dazu, dass es aus heutiger Perspektive merkwürdig erscheint, dass die Notwendigkeit zum Eingriff in die Recyclingwirtschaft für Bleisäurebatterien bestand. Dabei wird jedoch übersehen, wie sehr sich die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen diesbezüglich über Zeit verändert haben. Politische Instrumente in Form von Quoten, Befandung und staatlichen Sammelsystemen spielten eine wichtige Rolle in der Entwicklung von Recyclingkreisläufen und der Senkung der Kosten für recycelte Sekundärmaterialien. Am Beispiel der Bleibatterien zeigt sich, dass die Entwicklung einer profitablen Recyclingindustrie einige Jahrzehnte dauerte: erst nach deutlichen Preisanstiegen für Sekundärrohstoffe nach dem Jahr 2000 wurde das Recyclinggeschäft für Bleibatterien profitabel. Infolgedessen stieg die Recyclingquote von Bleibatterien stetig an in Richtung 100 %

¹⁸⁹ Gaines (2018) gibt einen Überblick zu den unterschiedlichen Verfahren.

und es etablierte sich ein internationaler Handel mit ausrangierten Primärbatterien, die insbesondere zu Recyclingunternehmen nach Korea transportiert wurden (Roberts 2020, S.9f.).

Parallele bei lithiumhaltigen Akkus: noch kein Break-Even-Punkt in Sicht

Mit Blick auf das Recycling von lithiumhaltigen Akkus gibt es einige Parallelen. Hagelüken betont, dass so lange „die Gesamtkosten der Recyclingkette (inkl. Sammlung) höher (sind) als die erzielbaren Erlöse, (...) kein Recycling stattfinden (wird)“ (Hagelüken 2020, S.11). Eine Analyse von Capgemini zeigt, dass die Kosten für das Recycling zwar fallen, aber immer noch das Dreifache des möglichen Erlöses betragen und dass im Bereich der Logistik ebenso die Kosten noch zu hoch seien und dort Skaleneffekte realisiert werden sollten, um die Kosten zu senken (Capgemini 2019). Gleichzeitig besteht ein Trade-off zwischen dem Ökonomischen und Ökologischen eines effizienten Ressourceneinsatzes (insbesondere von Kobalt) bei der Fertigung von Batterien und deren Profitabilität beim Recycling. Je weniger hochwertige Rohstoffe ursprünglich eingesetzt wurden, desto weniger können im Recyclingprozess zurückgewonnen und die Aufwände dafür finanziert werden (Capgemini 2019).

Entwicklung eines Recyclingsystems muss langfristig betrachtet werden

Um die ökonomischen Vorteile (Etablierung einer funktionierenden Recyclingindustrie, Gewinnung von Sekundärrohstoffen, mehr Sicherheit gegenüber Preisschwankungen) ernten zu können, sollten politische Entscheidungsträger:innen auf die Entwicklung eines funktionierenden Recyclingsystems hinwirken (Bernhart 2019). Sammel- und Recyclingquote, aber auch die Einführung eines Pfands können diese Entwicklung beschleunigen.

Der Blick auf die enormen Wachstumsraten beim Einsatz von lithiumhaltigen Akkus (siehe Abschnitt 8.1.3) unterstreicht: Auch wenn für viele der Rohstoffe in Zukunft keine *absolute* Knappheit herrscht, so sind steigende Preise für sie zu erwarten. Je früher Recyclingkreisläufe für Materialien aus lithiumhaltigen Batterien und Akkus aufgebaut werden, desto größer sind die ökonomischen Einsparungen¹⁹⁰ durch recycelte Sekundärrohstoffe (vgl. Popper et al. 2019). Die langen Nutzungszyklen (und ggf. einer Zweitverwendung) von Akkus erfordern Weitsicht von politischen Entscheider:innen. Aufgrund des Wachstums der Branche wird die Menge der recycelten Rohstoffe für längere Zeit nur einen Teil der Nachfrage decken können. Studien schätzen, dass bis 2050 ca. 40 % der Lithium-Nachfrage aus dem Recycling gedeckt werden könnten. Ähnliche Potentiale gelten für das Recycling von Kobalt und Nickel (Öko-Institut 2017).

8.2.2 Sicherheitsprobleme: Brände in Abfallsortier- und -behandlungsanlagen durch nicht ordnungsgemäße Sammlung, Entsorgung, Lagerung und Transport

Lithiumhaltige Batterien und Akkus stellen ein Gefahrgut der Klasse 9 (UN-Transportvorschriften für gefährliche Güter) dar. Für sie ist der Transport in speziellen Behältern notwendig, um Selbstentzündungen zu verhindern, bzw. die bei Bränden entstehenden giftigen Gase zurückzuhalten.¹⁹¹ In der Recyclingwirtschaft werden „bis zu 95 %“

¹⁹⁰ Die Vorteilhaftigkeit von Kreislaufansätzen ist abhängig von den Kosten des Recyclings und den Preisen für Primärrohstoffe. Für das Recycling von Lithium und Grafit beispielsweise werden Recyclingansätze vermutlich noch lange Zeit teurer sein als die Gewinnung von Primärrohstoffen.

¹⁹¹ Einige Autoren verweisen darauf, dass die Transportkosten für zu recycelnde Batterien sehr hoch sind – einerseits aufgrund der hohen Sicherheitsanforderungen für den Transport von Gefahrgut, andererseits durch unterschiedliche Standards in europäischen Ländern (Kurdve et al. (2019); Capgemini (2019)).

der Störfälle in Entsorgungsbetrieben auf Brände in Zusammenhang mit lithiumhaltigen Batterien, zurückgeführt (Brunn 2019).¹⁹²

Durch unsachgemäße Handhabung, Beschädigungen, Quetschungen, nicht ordnungssachgemäße Entsorgung von Batterien und batterieenthaltenden Altgeräten in falschen Abfallströmen und Entsorgungspfaden (z.B. Hausmüll, Verpackungsmüll, etc.) und/oder Sammelbehältnissen oder andere kurzschlussauslösende Ereignisse können diese sich selbst entzünden. Die unsachgemäße Entsorgung von lithiumhaltigen Batterien und Akkus geht häufig auf mangelndes Wissen über die Sicherheitsgefahren und die korrekte Entsorgung zurück. Ein Pfand hat das Potential, dies zu ändern und sicherzustellen, dass Akkus nicht einfach über den Hausmüll oder andere falsche Entsorgungspfade entsorgt werden, sondern bei geeigneten Sammel- und Rücknahmestellen abgegeben werden.

8.2.3 Ökologische Potentiale: weniger Umweltschäden durch sorgfältigeren Abbau von Primärrohstoffen und den parallelen Aufbau von Recyclingsystemen

Der Abbau von Rohstoffen für Batterien und Akkus (insb. Lithium, Kobalt, Nickel und Kupfer) ist mit großen ökologischen und sozialen Risiken verbunden. Hinzu kommt, dass insbesondere bei Lithium und Kobalt der Abbau stark konzentriert ist: Bei Lithium stammt mehr als die Hälfte der weltweiten Produktion aus Australien, ein weiteres Viertel geht auf das „Lithium Triangle“ (Bolivien, Argentinien, Chile) zurück; über 60 % des Kobaltabbaus findet in der Demokratischen Republik Kongo¹⁹³ statt (International Energy Agency 2019, S. 173). Mit dem Abbau der Rohstoffe sind eine Vielzahl unterschiedlicher ökologischer Probleme verbunden, beispielsweise die Kontamination von Grundwasser und Böden sowie Gesundheitsschäden für unzureichend geschützte Arbeiter:innen und Anwohner:innen. Ähnliches (insb. Wasser und Bodenverseuchung) gilt auch für den Abbau von Kupfer und Nickel (Tabelle 5.1 in International Energy Agency 2019).

Um die Abbaubedingungen zu verbessern, existieren eine Vielzahl von Initiativen rund um Sorgfaltspflichten – z. B: die *OECD Due Diligence Guidance*¹⁹⁴, die Pflichten unter dem Dodd-Frank-Act oder die Conflict Minerals Regulation der Europäischen Union oder auch die von Autoherstellern initiierte Initiative *Drive Sustainability* (International Energy Agency 2019, S. 177). Ein weniger umweltschädlicher Abbau von Primärrohstoffen und der beschleunigte Aufbau einer Kreislaufwirtschaft für lithiumhaltige Akkus sind komplementäre Ansätze, um die Umweltschäden zu reduzieren, die mit der Produktion und Nutzung von lithiumhaltigen Akkus verbunden sind.

8.2.4 Strategische Ziele: Sicherung der langfristigen Rohstoffversorgung Europas

Eine beschleunigte Entwicklung von Recyclingkapazitäten in Europa adressiert nicht nur die relativen Preise von (recycelten) Rohstoffen, sondern auch strategische Ziele (Öko-Institut 2017). Es stärkt langfristig auch die Fähigkeit rohstoffimportierender Länder zumindest einen Teil ihres Rohstoffbedarfs zukünftig über Sekundärrohstoffe aus dem Batterierecycling zu decken. So stehen Lithium und Kobalt beide auf der Liste der kritischen Rohstoffe, für die die EU stark von Importen abhängig ist (European Commission 2020). Die Europäische Kommission betont, dass die wachsende Nachfrage nach Stromspeichern die Nachfrage nach einer Vielzahl

¹⁹² Die 95 %-Schätzung basiert auf Zahlen des Verbands Österreichischer Entsorgungsbetriebe. Der deutsche BDE nennt keine Zahlen, betont aber, dass Brände „jede Woche“ stattfänden aufgrund der unsachgemäßen Entsorgung.

¹⁹³ Insbesondere mit Blick auf die Abbaubedingungen für Kobalt in der DR Kongo sind neben den ökologischen Problemen auch Menschenrechtsverletzungen und Kinderarbeit ein großes Problem (Ochab (2020)).

¹⁹⁴ Siehe <https://www.oecd.org/daf/inv/mne/mining.htm>.

dieser Rohstoffe (u. a. Kobalt, Lithium, Mangan und Nickel) sehr stark erhöhen wird („more than 1000 per cent by 2050 under a 2° C scenario compared to a business as usual scenario“ (European Commission 2020, S. 5)). Auch mit Blick auf solche strategischen Ziele kann folglich ein ambitionierter Policy-Mix (mit einem Akkupfand) einen Beitrag leisten.

8.3 Reformvorschläge und Lenkungsziele

8.3.1 Reformvorschläge und Lenkungsziele

Ein Pfand auf lithiumhaltige Batterien und Akkus stellt einen ökonomischen Anreiz dar, diese nach Ende ihre Nutzungsphase auf dem ordnungsgemäßen Wege der Entsorgung zuzuführen – und dann das Pfand zurückzuerhalten. So kann es die Erreichung von Sammel- und Recyclingzielen unterstützen und die Ursachen von vielen Batteriebränden adressieren. Zusammen mit einer hohen Sammel- und Recyclingquote kann es mittelfristig zu Skaleneffekten und der Entwicklung des Recyclingsystems beitragen. Dieses kann durch die Rückgewinnung von Sekundärrohstoffen die Nachfrage nach Primärrohstoffen reduzieren und damit auch die Umweltprobleme, die mit deren Abbau verbunden sind. Mit einer Recyclingwirtschaft für lithiumhaltige Akkus verbunden sind auch wirtschaftliche und technologische Chancen (Marktanteile, Beschäftigung, Unabhängigkeit von Rohstoffimporten), je nachdem wo sich Recyclingunternehmen ansiedeln.

8.3.2 Europäischer und nationaler Rahmen

Europarechtlicher Rahmen für ein Pfand

Artikel 9 BattRL (Wirtschaftliche Instrumente) eröffnet explizit die Möglichkeit für Mitgliedstaaten, ökonomische Instrumente einzuführen, um die Sammelquote von Altbatterien zu erhöhen:

„Die Mitgliedstaaten können wirtschaftliche Instrumente einsetzen, um die Sammlung von Altbatterien und -akkumulatoren oder den Einsatz von Batterien und Akkumulatoren, die weniger umweltschädliche Stoffe enthalten, zu fördern, beispielsweise durch gestaffelte Steuersätze. Wenn sie dies tun, unterrichten sie die Kommission über die Maßnahmen im Zusammenhang mit der Anwendung dieser Instrumente.“ (Art. 9 BattRL)¹⁹⁵

Auf dieser Grundlage wird in Deutschland bereits das Pfand für Fahrzeugbatterien erhoben. Dies wäre (durch eine Änderung des BattG) ebenfalls für andere Batteriearten möglich. Im Dezember 2020 wurde von der EU-Kommission ein Vorschlag für die Reform der Batterierichtlinie vorgelegt (Europäische Kommission 2020b). Der Vorschlag skizziert mehrere Optionen mit unterschiedlichen Ambitionsniveaus, die sich aus 13 Maßnahmen zusammensetzen. Unter anderem wird die Schaffung einer neuen Batterieart „Traktionsbatterien“, die Anhebung der Sammelziele für Gerätebatterien, die Einführung von Sammelzielen für Starter-, Traktions- und Industriebatterien, Zielvorgaben für Recyclingeffizienzen von lithiumhaltigen Batterien und für die stoffliche Verwertung von Rohstoffen¹⁹⁶, erweiterte Informationspflichten (in Bezug auf CO₂-Fußabdruck, Leistung und Haltbarkeit von Industrie- und Traktionsbatterien) als auch Angaben zu Rezyklatgehalten als Teil dieser Maßnahmen vorgeschlagen (Vgl. Tabelle 1 in EU-Kommission 2020a, S. 10f.). Ein Pfandsystem ist kein expliziter Bestandteil des Vorschlags der EU-

¹⁹⁵ Konsolidierte Fassung der BattRL abrufbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A02006L0066-20180704>.

¹⁹⁶ Hierfür werden Ziele in Form von Materialrückgewinnungsquoten für unterschiedliche Rohstoffe (z. B. Kobalt, Blei, Kupfer, Nickel, Lithium) diskutiert.

Kommission, wurde in Folge aber u. a. von der European Waste Association (FEAD 2020) und einem Bündnis aus Umwelt-NGOs (ECOS und EEB, DUH, T&E 2021) gefordert.¹⁹⁷

Nationaler Rechtsrahmen

Das Batteriegesetz wurde Ende 2020 novelliert.¹⁹⁸ Die neuen Regelungen, welche zum 01.01.2021 in Kraft getreten sind, sehen unter anderem eine Anhebung der jährlichen Mindestsammelquote für Gerätebatterien auf 50 % vor.¹⁹⁹ Die Einführung einer Pfandpflicht auf Geräte- und Industriebatterien war nicht Bestandteil der aktuellen Novelle des Batteriegesetzes. Die Novelle adressiert vielmehr Fragen im Zusammenhang mit der Reform Rücknahmesysteme.

8.3.3 Entwicklung eines Sammel- und Recyclingsystems: *Technology push & market pull*

Die (Weiter-)Entwicklung eines Sammel- und Recyclingsystems ist ein komplexer Prozess, der Entwicklungen in einer Vielzahl von Bereichen umfasst. Kurdve et al. (2019) illustrieren exemplarisch politische, ökonomische, gesellschaftliche und technologische Faktoren, die diese Entwicklung beeinflussen. In all diesen Bereichen kann die Entwicklung des Systems gestärkt und beschleunigt werden. Ein Pfand auf Akkus ist dabei ein wichtiges Instrument im ökonomischen Quadranten (rechts oben in Abbildung 8-8) – aber auch „nur“ eines von vielen.

¹⁹⁷ Der Impact Assessment Report zum Kommissionsvorschlag zeigt, dass ein Pfand als „Sub-Measure“ zur Unterstützung von Sammelzielen betrachtet wurden und mit Verweis auf Kosten, deren Umsetzung, Sammlung, Tourismus und die Gefahr von gefälschten Batterien nicht aufgenommen Europäische Kommission (2020a), S. 43.

¹⁹⁸ Eine Übersicht zu den Änderungen ist hier zu finden: <https://www.batteriegesetz.de/themen/das-neue-batteriegesetz-battg2-2020/>

¹⁹⁹ Das Ziel wurde 2019 mit 52 % bereits erreicht.

Abbildung 8-8: PEST²⁰⁰-Faktoren mit Relevanz für die Entwicklung eines Recyclingsystems für lithiumhaltige-Batterien aus E-Fahrzeugen



Quelle: Kurdve et al. 2019.

Die große Bandbreite der Faktoren in den vier Quadranten der Abbildung 8-8 können hier nicht alle angesprochen werden, sondern nur exemplarisch benannt werden. Einige Ansätze werden im Kapitel zu flankierenden Politikinstrumenten (siehe Kapitel 8.8) besprochen.

Auf der Seite der Technologieentwicklung geht es beispielsweise um effiziente **Recyclingverfahren**, die eine Rückgewinnung hochwertiger Sekundärrohstoffe in ausreichender Qualität und zu möglichst geringen Kosten ermöglichen, damit diese zeitnah mit Primärrohstoffen konkurrieren können (vgl. KIT 2018; Gaines et al. 2018; Beaudet et al. 2020).²⁰¹

Mit den Fragen der Wirtschaftlichkeit des gesamten Systems verbunden sind die Ausgestaltung und die Kosten eines funktionierenden **Rücknahme- und Sammelsystems** für Batterien und

²⁰⁰ PEST = *political, economic, social, technological*.

²⁰¹ Vgl. hierzu die Prognosen von Roland Berger in Abschnitt 8.6.1

Akkus aus ganz unterschiedlichen Bereichen. Von einigen Akteuren wird hierzu gefordert, die existierenden Sammel- und Recyclingziele zu erhöhen und die Zweiteilung in Geräte- und Industriebatterien aufzuheben. (siehe Abschnitt 8.4.3).

Grundsätzlich gilt, dass Skaleneffekte und Lerneffekte (z. B. bei Recyclingverfahren oder der notwendigen Logistik) die Kosten senken und die Entwicklung eines Systems beschleunigen können. Ob und wann sich ein solches System selbst trägt, lässt sich a priori nicht sagen. In der Entstehung von neuen Industrien ist häufig das Zusammenspiel von *technology push*²⁰² und *market-pull*-Ansätzen von großer Bedeutung, um das klassische Henne-Ei-Problem zu überwinden: Aufgrund der geringen Verfügbarkeit von zu recycelnden Batterien, investieren weniger Akteure in Recyclinginfrastrukturen, sodass wenig in Sammelsysteme oder Recyclingtechnologien investiert wird. Hier kann eine Parallele zwischen dem Akku-Recycling heute und dem Recycling von Bleibatterien in den 1980er Jahren (vgl. Abschnitt 8.2.1) gesehen werden.²⁰³

Neben einem Pfand auf lithiumhaltige Batterien und Akkus kommen auch weitere Pull-Instrumente in Frage, wie z. B. finanzielle Anreize für die Erreichung von Zielen für Kosten- und Recyclingeffizienz; Gebühren („*gate fees*“) oder auch Steuern auf „*virgin materials*“ (den Einsatz von Primärmaterialien in Batterien) (Beaudet et al. 2020, S. 9).

8.3.4 Aufgabe eines Pfands auf lithiumhaltige Akkus innerhalb eines solchen Systems

Ein Pfand für Batterien und Akkus stellt für Verbrauchende einen ökonomischen Anreiz dar, Batterien nach ihrer Nutzung (*end of life*) an Sammel- und Rücknahmestellen zurückzugeben und so das Recycling der enthaltenen Rohstoffe zu ermöglichen.²⁰⁴ Ein Pfandsystem kombiniert eine Steuer beim Kauf eines Akkus mit einer Rückzahlung in gleicher Höhe bei korrekter Rückgabe am Ende der Nutzung (vgl. Walls 2011). Es gewährleistet (bei ausreichender Höhe), dass die in den Batterien gebundenen Rohstoffe nach ihrer Nutzung in den Recyclingkreislauf zurückkommen und nicht verloren gehen. Durch den ökonomischen Anreiz der Verbrauchenden ihr Pfand zurückzuerhalten, würden die Kosten der Sammlung deutlich sinken (vgl. Hagelüken 2020)²⁰⁵. Das Instrument kann so die Entwicklung eines Kreislaufsystems für Batterien und deren Sekundärrohstoffe beschleunigen.

8.4 Mögliche Ausgestaltung eines Pfands

Welche Batterien und Akkus sollten mit einem Pfand belegt werden? Mit Blick auf die Kosten der Erhebung und Verwaltung des Pfands ist eine Untergrenze²⁰⁶ sinnvoll, unter der das Pfand nicht erhoben wird. Die Debatte zum Instrument und der Höhe des Pfands wird in Deutschland kontrovers geführt. Im Folgenden wird ein Überblick gegeben zu den Vorschlägen für ein Pfand auf (lithiumhaltige) Batterien und Akkus, als auch zu den Argumenten, die gegen das Pfand erhoben werden.

²⁰² z. B. technologische Innovationen bei Sammel- und Recyclingtechnologien, die die Kosten der Prozesse oder die Rückgewinnung von Rohstoffen verbessern.

²⁰³ Auch wenn die Komplexität des Systems bei Bleibatterien deutlich geringer ist.

²⁰⁴ Ein Leasing-Ansatz, bei dem der Hersteller von Produkten in Besitz der Batterie verbleibt und sich darum kümmert, dass am Ende der Nutzung des Produkts, die Batterie entweder zweitverwertet wird oder dem Recycling zugeführt wird, wäre eine Alternative zu einem Pfandsystem.

²⁰⁵ Ein Leasing der Traktionsbatterien hätte eine ähnliche Lenkungswirkung mit dem Unterschied, dass die Akkus im Besitz der Autohersteller verblieben und diese für die Sammlung und Recycling zuständig wären (vgl. Gaines et al. (2018)).

²⁰⁶ Im Folgenden werden einige Vorschläge dazu dargestellt. Diese ziehen zur Abgrenzung unterschiedliche Batterietypen, die Spannung oder Speicherkapazität heran.

8.4.1 Überblick: Reformvorschläge und Lenkungsziele

Im Rahmen der öffentlichen Debatte zur Frage eines Pfands auf lithiumhaltige Akkus in Gerätebatterien haben sich Parteien als auch Verbände positioniert. Tabelle 8-3 gibt einen Überblick zur Positionierung von Verbänden und politischen Akteuren zur grundsätzlichen Frage eines Pfands auf lithiumhaltige Batterien und Akkus.

Tabelle 8-3: Positionierung für oder gegen ein Pfand auf Li-Ionen Akkus (für Traktions- und/oder Gerätebatterien)

Pro Pfand	Gegen Pfand
Bundesverband der Deutschen Entsorgungs-, Wasser- und Rohstoffwirtschaft (BDE 2020a)	Handelsverband Deutschland (HDE 2020)
bvse - Fachverband Schrott, E-Schrott und Kfz-Recycling (bvse 2020)	Zentralverband Elektrotechnik- und Elektronikindustrie e. V. (ZVEI 2019; 2020)
Remondis (2020)	Verband zur Rücknahme und Verwertung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten e.V. (vere e.V. 2019)
Deutsche Umwelthilfe (Fischer 2020)	Stiftung GRS (GRS 2019)
Bundesrat (Drucksache 484/19) (2019)	
Die Linke Bundestagsfraktion (Drucksache 19/19642)	
Bündnis90/ Die Grünen Bundestagsfraktion (Drucksache 19/20562)	

Quelle: eigene Zusammenstellung, FÖS e.V. Berlin.

8.4.2 Höhe des Pfands und Untergrenze

Eine „optimale“ Höhe des Pfands lässt sich nicht abstrakt ermitteln. Das Pfand muss gewährleisten, dass die Besitzer:innen Batterien und Akkus am Ende der Lebenszeit ordnungsgemäß zurückgeben, um das Pfand wiederzuerhalten. Ein zu geringes Pfand läuft Gefahr, keinen Anreiz zur Rückgabe darzustellen – ein zu hohes Pfand ist mit administrativen und sozialen Kosten (z. B. Betrugspotential) verbunden. Auch sollte berücksichtigt werden, dass der Betrag den Konsument:innen über die Lebensdauer des Akkus entzogen wird. Während die Pfandhöhe im Verhältnis zum Materialwert einer Traktionsbatterie eines E-Autos oder E-Scooters nur einen geringen Prozentwert ausmacht, kann die Pfandhöhe bei kleineren Elektrowerkzeugen mit bepfandetem Akku einen deutlich höheren Anteil ausmachen. Um ein proportionales Verhältnis zwischen Pfand und Preis eines Geräts zu gewährleisten, wäre ein Stufenmodell mit mehreren Pfandhöhen denkbar.²⁰⁷ Der Nachteil dabei wäre ein höherer Verwaltungsaufwand, wenn Pfand in unterschiedlicher Höhe verwaltet werden müsste.

Konkrete Vorschläge von Befürworter:innen eines Pfands nennen häufig eine Pfandhöhe für lithiumhaltige Akkus zwischen 25 € und 50 € (siehe Tabelle 8-4). Die Vorschläge liegen also deutlich über der Pfandhöhe für Starterbatterien von 7,50 €. Vom BDE wird vorgeschlagen, dass das Pfand für lithiumhaltige Batterien und Akkus ab einer Spannung von 9V sowohl für Gerätebatterien (z. B. in Elektrowerkzeugen und Gartengeräten) als auch Industriebatterien (z.

²⁰⁷ Der Antrag der Fraktion Die Linke (Drucksache 19/19642) beispielsweise skizziert ein solches Stufenmodell in fünf Stufen mit Pfandhöhen von 0,50 € für AAAA-Batterien bis hin zu 50 € für Lithiumbatterien mit >100 Wh Speicherkapazität.

B. als Traktionsbatterien) gelten soll.²⁰⁸ Vom BDE wird vorgeschlagen, die Pfandpflicht für lithiumhaltige Akkus über eine Ergänzung des § 10 des Batteriegesetzes umzusetzen (BDE 2020b).

Tabelle 8-4: Übersicht zu Vorschlägen zur Ausgestaltung des Pfands

Akteure	Höhe des Pfands	Untergrenze / zu erfassende Geräte
Remondis	25-50 €	nicht definiert
BDE	50 €	„ab einer Spannung von 9V“ ²⁰⁹
DUH	50 €	„Akkus von Laptops, Elektrowerkzeuge, E-Scooter“
Bundestagsfraktion Die Linke	0,50 € - 50 €	Von AAAA Mini-Batterien bis Lithium-Batterien hoher Speicherkapazität (>100 Wh)
Bundestagsfraktion Bündnis90/ Die Grünen	25€	„Akkus von Laptops, E-Scootern oder E-Fahrrädern“

Quelle: eigene Zusammenstellung, FÖS e. V. Berlin.

8.4.3 Verbundene Forderung: (einheitliche) Sammelquoten und Reform der Trennung in Geräte- und Industriebatterien

Von den Befürworter:innen eines Pfands wird im Rahmen der Forderungen insbesondere auch auf die Notwendigkeit ambitionierterer Sammelziele verwiesen. Inhaltlich wird gefordert, die Trennung von Geräte- und Industriebatterien entweder aufzuheben („nicht mehr zielführend“, Remondis 2020) bzw. für beide Batteriearten die Sammelquoten schrittweise über das kommende Jahrzehnt bis 2030 zu erhöhen.²¹⁰ Auch die Stiftung GRS (2019) betont die Notwendigkeit der Angleichung der Sammelziele für den Fall der Einführung eines Pfands.

Diese Forderungen decken sich mit einer Evaluation der Batterierichtlinie des Öko-Instituts, die sich für eine separate Batterieart für lithiumhaltige Akkus aussprach (Öko-Institut 2017). Darüber hinaus sprach sich die Evaluation dafür aus, dass lithiumhaltige Batterien „mit einem eigenen ambitionierten Sammel- und Recyclingziel ausgewiesen werden. Diese Ziele sollten differenziert nach den strategisch bedeutenden Rohstoffen (Lithium, Kobalt, Nickel, Graphit) formuliert werden, um deren Rückgewinnung und Wiederverwendung sichern zu können. Insbesondere für Lithium ist ein eigenes Recyclingziel notwendig und sinnvoll, da ein Recycling von Lithium bislang nur in Ansätzen durchgeführt wird“ (Öko-Institut 2017).²¹¹

Auf Grundlage einer separaten Klassifizierung von Traktionsbatterien mit ambitionierten Sammel- und rohstoffspezifischen Recyclingzielen könnten zudem ökonomische und/oder

²⁰⁸ Der Antrag der Fraktion die Linke (Drucksache 19/19642) nutzt andere Kriterien. Er definiert die zwei unteren Stufen des Pfands über Batterietypen, die drei oberen Stufen anhand ihrer Materialien und Speicherkapazität.

²⁰⁹ Betroffen wären damit vor allem Traktionsbatterien von E-Bikes, E-Scootern und Elektroautos als auch Gerätebatterien, die in vielen Handwerkzeugen und elektrischen Gartengeräten genutzt werden.

²¹⁰ Für eine Erhöhung der Sammelquoten sprach sich beispielsweise die DUH (2020) aus: auf 65 % im Jahr 2020 und 85 % ab 2022. Ein Antrag der Bundestagsfraktion Bündnis90/ Die Grünen (Drucksache 19/20562) fordert neben einem Pfand auch die Erhöhung der Sammelquote für Gerätebatterien (65 % ab 2021 auf 80 % ab 2030) und die Einführung von verpflichtenden Sammelquoten auch für Industriebatterien. Remondis (2020) fordert neben der Aufhebung der Trennung von Geräte- und Industriebatterien eine schrittweise Erhöhung der Sammelquoten: auf 50 % ab 2021, 60 % ab 2024, 70 % ab 2027 auf 80 % ab 2030.

²¹¹ Separate Ziele seien nötig, da sonst die Vorgaben erreicht würden, ohne dass die strategisch wichtigen Rohstoffe zurückgewonnen würden.

ordnungsrechtliche Instrumente entwickelt werden, um die Sammel- und Recyclingziele zu erreichen.

8.4.4 Argumente gegen ein Pfand

Die Argumente gegen das Pfand von unterschiedlichen gesellschaftlichen Akteuren sind sowohl grundsätzlicher Art und beziehen sich auch auf negative Effekte, die das Pfand auslösen könnte. Einige Akteure teilen die Problemanalyse (wie vom BDE artikuliert) nicht und betonen, dass die Sammlung von lithiumhaltigen Batterien und Akkus „sehr gut funktioniere“ und Brände durch Einhaltung bestehender Regeln vermieden werden könnten (GRS 2019; ZVEI 2020).²¹² Fehlwürfe sollten durch bessere Aufklärung der Verbraucher:innen adressiert werden. Zur Steigerung der Sammelquoten sind laut GRS andere Instrumente wichtiger als ein Pfand.²¹³

Andere Argumente gegen ein Pfand sind mit dessen konkreter Umsetzung verbunden:

- ▶ Aufgrund der Lebensdauer von Akkus und damit der **Langfristigkeit**²¹⁴ eines Pfands würde ein dauerhafter Pfandtopf entstehen. Konsument:innen würde dadurch auch verfügbares Einkommen entzogen und ein signifikanter **Kapitalstock** aufgebaut, der sicher verwaltet werden müsste. Ebenso würde das Pfand erst nach Jahren seine Lenkungswirkung entfalten, so Kritiker:innen.²¹⁵
- ▶ Die **Höhe des Pfands** kann insbesondere bei preisgünstigen Produkten zu einer signifikanten Erhöhung des Kaufpreises führen und deren Nachfrage senken²¹⁶, bzw. solche Varianten, die ohne Akku betrieben werden. Die **Verteilungswirkungen** des Pfands könnten Menschen mit niedrigen Einkommen überproportional belasten und die Akzeptanz für ein Pfand senken.
- ▶ Für die sichere Rücknahme von lithiumhaltigen Batterien und Akkus fallen **Kosten** bei den beteiligten Akteuren (Handel/Verwertungsanlagen und öffentlich-rechtliche Entsorgungsunternehmen) an. Für sie besteht die Schwierigkeit, zwischen bepfandeten und nicht-bepfandeten Batterien zu unterscheiden und zur sicheren Identifikation von unterschiedlichen Batteriesystemen.
- ▶ Aus dem Pfand erwachsen auch Anreize für den **Missbrauch**, z. B. durch Fälschungen, um sich das Pfand zu erschleichen, die **Gefahr** der illegalen Beschaffung aus „Sperrmüllsammlungen“ oder dem Diebstahl von Akkus.

²¹² So betont ZVEI bezüglich der Brandthematik „Nach unserer Einschätzung könnten diese Fälle vor allem durch die Einhaltung der geltenden Behandlungsvorschriften für Elektroaltgeräte vermieden werden“ (ZVEI 2019).

²¹³ Wichtigere Hebel aus Sicht der GRS sind beispielsweise: a) Klare Zuweisung von Pflichten zum Erreichen von Sammelzielen an Rücknahmesysteme und/oder Hersteller; b) Flächendeckende, zentral gesteuerte, ergebnis- und zielgruppenorientierte Kommunikation mit Verbrauchern und Stakeholdern; sowie c) die Sanktionierung des Nicht-Erreichens von Sammelzielen.

²¹⁴ In diesem Aspekt unterscheidet sich das Instrument signifikant vom Pfand auf Einwegflaschen, etc., die nach kurzer Zeit wieder zurückgeführt werden.

²¹⁵ Dies ist mit der relativ langen Nutzungsdauer von Akkus verbunden und unterstreicht vielmehr die Notwendigkeit für Weitsicht in der Ausgestaltung von Politikmaßnahmen.

²¹⁶ Ein Ansatz zum Umgang mit solchen Verzerrungen wäre beispielsweise das bereits angesprochene Stufenmodell mit unterschiedlichen Pfandhöhen.

- **Nationales Pfand** in offenen Märkten: mit Verweis auf Online-Handel und offene europäische Märkte wird häufig das Argument begründet, dass nationale Regelungen relativ **leicht umgangen** werden können und sie deshalb nicht effektiv seien.

Quelle: eigene Zusammenstellung FÖS e.V. Berlin, auf Basis von Stiftung GRS (2019), HDE (2020), ZVEI (2019& 2020), VERE e.V. (2020).

8.4.5 Mögliche Alternative zum Pfand: Warum wäre eine Steuer keine sinnvolle Alternative?

Grundsätzlich könnte eine Steuer auf lithiumhaltige Batterien und Akkus deren Nachfrage senken. Dies könnte einerseits zum Ausweichen auf andere Batteriematerialien führen und könnte andererseits die Elektrifizierung im Verkehrssektor bremsen als auch die Verfügbarkeit günstiger stationärer Stromspeicher. Für den Klimaschutz wären von einer Verbrauchsteuer eher keine positiven Impulse zu erwarten und sie würde auch keinen direkten ökonomischen Anreiz bieten, der zur Kreislaufführung von Rohstoffen beiträgt.

8.5 Adressaten der Regelung

Primär adressiert das Pfand die Verbraucher:innen, die Produkte mit lithiumhaltigen Akkus erwerben. Bei ihnen entsteht der ökonomische Anreiz, am Ende der Nutzung das Pfand durch korrekte Rückführung zurückzuerhalten.

Sekundär betroffen sind die Hersteller von Produkten, deren Akkus bepfandet werden – da für Ihre Produkte das Pfand den Kaufpreis erhöht. Je nach Ausgestaltung vom Pfand und Sammelsystem können weitere Wirtschaftsakteure (insb. der Handel) betroffen sein. Recyclingunternehmen würden profitieren von einer besseren Rückführung der Batterien und Akkus in die Recyclingsysteme und weniger „Fehlwürfen“, die ggf. Brände auslösen.

8.6 Wirkungen der Regelung

8.6.1 Lenkungswirkungen

Wirkungen des Pfands auf Konsumentscheidungen

Ökonomische Wirkungen des Pfands sind schwer abzuschätzen und stark von der Definition der „Untergrenze“ abhängig. Die erwünschten Lenkungswirkungen des Pfands treten erst nach Ende der Lebensdauer des Akkus auf. Für diese Zeit bindet das Pfand Kapital der Verbraucher:innen.

Bei relativ preisgünstigen Produkten mit bepfandeten Akkus könnte ein Pfand in Höhe von 50 € als „Preiserhöhung“ wahrgenommen werden.²¹⁷ Ausweichbewegungen könnten sein, dass solche Produkte nicht gekauft würden, dass Hersteller diese Produkte mit Akkus knapp unter der „Untergrenze“ anbieten oder Verbraucher:innen stattdessen auf vergleichbare Produkte (z. B. Produkte mit Stromkabel) zurückgreifen. Mit einem niedrigeren Pfand bzw. der Entwicklung eines Stufenmodells könnte diese Kritik adressiert werden.

Wirkungen eines sich schnell entwickelnden Recyclingmarkts

Der Materialwert von lithiumhaltigen Akkus geht zum Großteil auf den Wert der Rohstoffe zurück – laut Daten von Roland Berger machen Materialkosten 71 % der Gesamtkosten der

²¹⁷ Diese Wirkungen „erklären“ auch die Argumente gegen ein Pfand von Seiten des Einzelhandels und Produzenten von Elektronikprodukten.

Batteriezellen aus (Bernhart 2019)²¹⁸. Dies unterstreicht das ökonomische Potential des Recyclings, wenn diese Rohstoffe hochwertig zurückgewonnen werden können. Wann genau sich mit dem Recycling von lithiumhaltigen Batterien Gewinne erwirtschaften lassen, ist unklar. Schätzungen von Roland Berger nur zum Recycling von Traktionsbatterien von E-Autos gehen davon aus, dass Recyclingunternehmen in der EU bereits im Jahr 2030 zwischen 0,7 und 1,4 Mrd. € an Gewinnen erwirtschaften könnten; und im Jahr 2040 zwischen 2,4 und 4,8 Mrd.²¹⁹ Bei einer Menge von 1,7 Mio. t an zu recycelnden lithiumhaltigen Akkus (2030) ließen sich 250.000 Tonnen an Nickel, Kobalt, Mangan und Lithium zurückgewinnen. Bei Kobalt und Nickel entspräche dies 20 – 30 % der Nachfrage der EU (vgl. Bernhart 2019). Beschäftigungswirkungen eines solchen Systems lassen sich heute nur sehr grob abschätzen. Die Global Battery Alliance des Weltwirtschaftsforums geht davon aus, dass bis 2030 weltweit 10 Millionen Arbeitsplätze in diesem Bereich entstehen können – mehr als die Hälfte davon in Schwellenländern (World Economic Forum 2019).

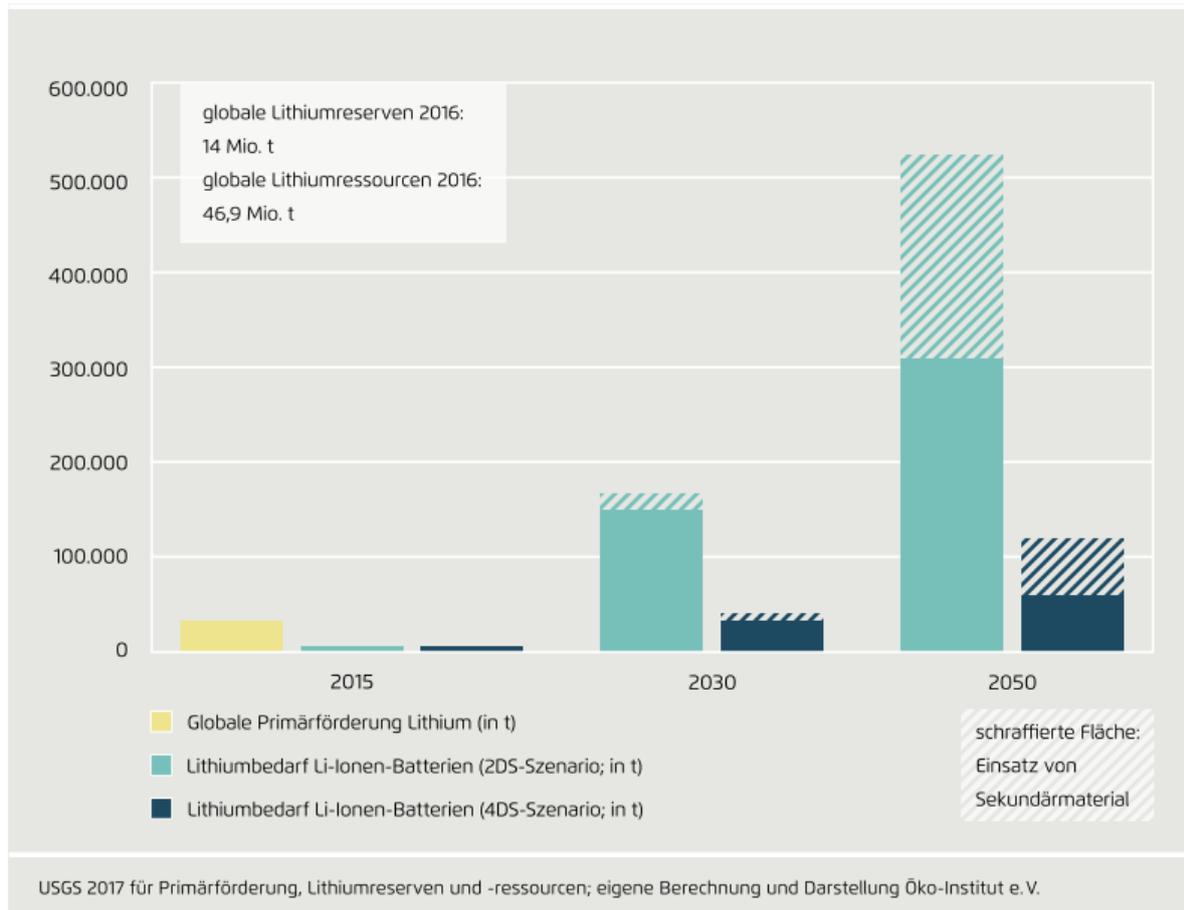
8.6.2 Ökologische Wirkungen

Über die Zeit würde die Lenkungswirkung des Instruments anwachsen, da a) nur nach der Einführung des Pfands erworbene Akkus bepfandet würden und b) die Nachfrage nach Akkus in Zukunft stark zunehmen wird. Ökologisch relevant sind mehrere Wirkungen des Instruments. So ist davon auszugehen, dass es durch einen ökonomischen Anreiz zur korrekten Rückgabe zu weniger fehlerhaften Entsorgungen kommt. Zusammen mit Sammel- und Recyclingeffizienzzielen kann ein Pfand dazu beitragen, dass sich Recyclingkreisläufe für lithiumhaltige Batterien und Akkus schneller entwickeln. Damit verbunden ist die Gewinnung von Sekundärrohstoffen, die in Folge die Nachfrage nach Primärrohstoffen und damit die Umweltschäden durch deren Förderung reduzieren können. Studien zeigen, dass die Nachfrage nach Akkus insbesondere die Nachfrage nach Lithium und Kobalt befördert. Für diese beiden Rohstoffe lassen sich auch die langfristigen Potentiale des Recyclings zeigen: Abbildung 8-9 zeigt, dass sich bis 2050 fast die Hälfte des Bedarfs (40 %) an Lithium aus recycelten Sekundärrohstoffen decken ließe. Für Kobalt (in Abbildung 8-10) liegen die Potentiale für Sekundärrohstoffgewinnung ähnlich hoch.

²¹⁸ Kurdve et al. (2019) schätzen einen vergleichbaren Anteil von „over 60 % of total battery costs.“

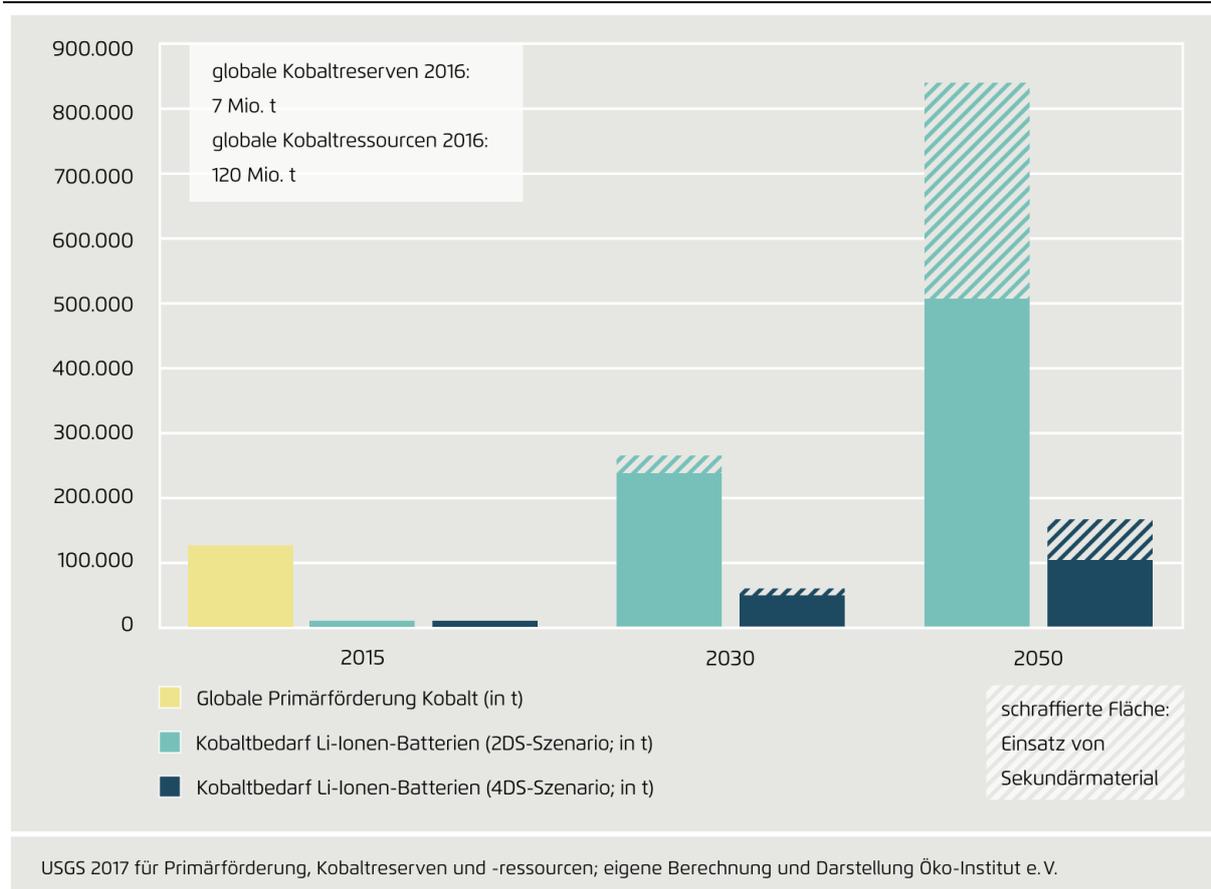
²¹⁹ Angenommen wurde hier eine Recyclingrate von 80 % im Anschluss an eine zehnjährige Nutzungsdauer der Batterien (vgl. Bernhart 2019).

Abbildung 8-9: Globaler Lithiumbedarf in Lithium-Ionen-Batterien für Fahrzeuge 2015, 2030, 2050 in den zwei Szenarien (2DS und 4DS) und Sekundärmaterialpotentiale (in Tonnen)



Quelle: Öko-Institut 2017, S.26.

Abbildung 8-10: Globaler Kobaltbedarf in Lithium-Ionen-Batterien für Fahrzeuge 2015, 2030, 2050 in den zwei Szenarien (2DS und 4DS) und Sekundärmaterialpotentiale (in Tonnen)



Quelle: Öko-Institut 2017, S.28.

Indirekt trägt ein funktionierendes Recyclingsystem dazu bei, dass sich die Elektrifizierung und Dekarbonisierung, insbesondere im Verkehrssektor, beschleunigen kann. Das Weltwirtschaftsforum beispielsweise betont den Beitrag der Elektrifizierung zur (teilweisen) Entkopplung des Wachstums im Verkehrssektor weltweit (World Economic Forum 2019, S.13).

8.6.3 Fiskalische Wirkungen

Das Pfand hätte keine Relevanz für die Einnahmen des Staates. Mit der Administration eines betrugssicheren Pfandsystems und dem Betrieb einer Clearingstelle entstünden Kosten.

8.6.4 Soziale Wirkungen

Die Verteilungswirkungen eines Pfands hängen von dessen konkreter Ausgestaltung und der Betrachtung über die Zeit ab. Durch ein hohes Pfand könnten Kaufentscheidungen insbesondere von einkommensschwachen Haushalten beeinflusst werden. Ob und in welchem Maße dies passiert, ist abhängig von der konkreten Ausgestaltung des Pfands (Stichwort Stufenmodell) und den Kaufentscheidungen von Personen. Es ist dabei zu erwarten, dass Haushalte mit höheren Einkommen auch mehr bepfandete Konsumgüter (z. B. E-Bikes, Werkzeuge oder Laptops, etc.) besitzen als einkommensschwache Haushalte.

8.7 Rechtliche Aspekte und administrative Umsetzung

Ein Sachverständigengutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes zur „Prüfung der Einführung einer Pfandpflicht für lithiumhaltige Batterien und Akkumulatoren“ soll unterschiedliche Umsetzungsmöglichkeiten von Pfandsystemen für lithiumhaltige Akkus und Batterien prüfen und ggf. herausarbeiten. Da dies insbesondere auch rechtliche Aspekte sowie die administrative Umsetzung einschließt, wird diesbezüglich auf die Ausführungen in diesem Projekt verwiesen.

8.8 Flankierende Maßnahmen

Ein Pfand sollte als ein Teil eines Gesamtsystems von Faktoren verstanden werden, mit denen es zusammen auf die (Weiter-) Entwicklung eines Sammel- und Recyclingsystems für lithiumhaltige Akkus wirkt. In der bisherigen Betrachtung wurde deshalb auch schon auf das Zusammenspiel des Pfands mit Sammelzielen und Recyclingzielen eingegangen. Darüber hinaus können eine Vielzahl weiterer Maßnahmen zu einer besseren Sammlung, einfacherem Recycling, höherer Nachfrage nach Sekundärrohstoffen, etc. beitragen – allesamt Ansätze, die die Entwicklung einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft stärken. Im Folgenden werden einige dieser Maßnahmen beleuchtet.

8.8.1 Produktdesignanforderungen

Designanforderungen für Batterien und Akkus als auch die Produkte, die durch sie betrieben werden, müssen die Recyclingfähigkeit unterstützen (Thompson et al. 2020). Jacoby (2019) betont beispielsweise, dass die Batterieforschung bisher auf andere Ziele – Kosten, Performanz, Langlebigkeit oder Ladekapazität – ausgerichtet wurde und kaum die Frage des Recyclings und der Wiedergewinnung von Rohstoffen im Fokus hatte.

Bei der Frage des Designs für eine Kreislaufwirtschaft geht es einerseits um das Design der Batterien selbst. Die Battery2030+ Forschungsinitiative der Europäischen Union beispielsweise skizziert die Kurz- (3 Jahre), Mittel- (6 Jahre) und Langfrist- (10 Jahre) Ansätze zur Erhöhung der Recyclingfähigkeit von Hochleistungsbatterien. Dazu zählen beispielsweise Anforderungen für die Konstruktion und Demontage von Batterien, die Entwicklung automatisierter Systeme für die Demontage und ein System für den Informationsaustausch (vgl. Uppsala University 2020, S. 17).

Ebenso geht es um Designanforderungen an die jeweiligen Produkte. Sie müssen so designt werden, dass Batterien und Akkus ausgetauscht werden können, um die Lebensdauer von Batterie und Produkt voneinander zu trennen (z. B. Forderung des BDE (2020a)). Dafür hat beispielsweise der Bundesrat bereits 2019 im Rahmen einer Entschließung die Bundesregierung zu einem Verbot des Einbaus nicht wechselbarer Batterien in Elektrokraftfahrzeugen (Elektro-Scooter, Elektro-Roller, E-Bikes und Pedelecs) aufgefordert (Bundesrat 2019).

8.8.2 Labels für bessere Verbraucherinformation

Um die Wahrscheinlichkeit von Bränden durch falsch entsorgte Batterien zu reduzieren, ist bessere Verbraucheraufklärung ein wichtiger Hebel. Dazu wurde beispielsweise vom BDE die Kampagne „Brennpunkt: Batterie“²²⁰ initiiert, um auf die Brandgefahr durch unsachgemäße Entsorgung hinzuweisen – und die offiziellen Warnhinweise beim Versand von lithiumhaltigen Batterien (UN 3480/3481) zu ergänzen.

²²⁰ Siehe <https://www.bde.de/themen/brennpunkt-batterie>.

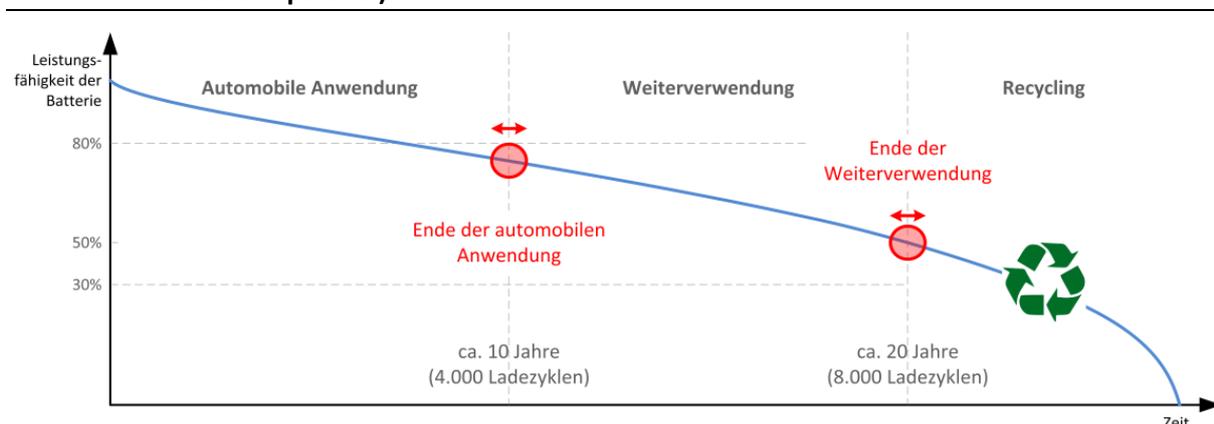
8.8.3 Battery Passport und *track & trace* Mechanismen

Um die Zusammenarbeit unterschiedlicher Hersteller, Sammelstellen und Recycler zu verbessern, bedarf es Ansätze zur Nachverfolgung über deren Lebensweg hinweg und Formate des Datenaustauschs – z. B. zum Aufbau einer Batterie, zur chemischen Zusammensetzung, etc. In China wurde ein entsprechendes Coding System bereits etabliert (Yin et al. 2020; Bernhart 2019). Ein „*battery passport*“ mit entsprechenden Informationen wurde auch vom Weltwirtschaftsforum als wichtiger Ansatz für die Etablierung von Recyclingsystemen benannt (World Economic Forum 2019). Ein alternativer Ansatz für Traktionsbatterien von E-Autos wäre die Aufnahme von batteriespezifischen Informationen in das International Dismantling Information System (IDIS) der Autohersteller (Kurdve et al. 2019).

8.8.4 Second-Life Nutzung als stationäre Stromspeicher

Indirekt verbunden mit der Frage des Recyclings, aber von großer ökologischer Relevanz, ist die Frage einer Second-Life Nutzung von lithiumhaltigen Akkus (aus E-Autos) als stationäre Stromspeicher (z. B. für Photovoltaikkleinanlagen). Solche Anwendungen könnten die Nutzungsdauer von Traktionsbatterien verlängern. Für automobiler Anwendungen wird eine Batterie als verbraucht betrachtet, wenn sie 20 % ihrer Leistungsfähigkeit verloren hat (siehe Abbildung 8-11). Köllner (2019) gibt einen Überblick über die wissenschaftliche Literatur zu dem Thema, die zum großen Teil die ökologische und ökonomische Vorteilhaftigkeit von Second-Life-Anwendungen unterstreichen.²²¹ Wie sehr sich solche Second-Life Anwendungen etablieren können, ist von vielen Faktoren abhängig. Eine Studie der Boston Consulting Group verweist auf Arbeitskosten für die Umrüstung, den Kaufpreis für den stationären Speicher, den Verlust an Performanz und die Unsicherheit, die mit der Zweitnutzung verbunden wären, als Gründe, warum das Potential solcher Zweitnutzungen begrenzt wäre (Boston Consulting Group 2020).

Abbildung 8-11: Verlängerung der Nutzungsdauer von Batterien/ Akkus nach ihrer automobilen Anwendung durch Zweitverwendung (z. B. als stationäre Stromspeicher)



Quelle: Westfälische Wilhelms-Universität Münster 2019.

²²¹ Einige Studien zur ersten Generation von Traktionsbatterien argumentieren entgegengesetzt und favorisieren deren direktes Recycling, da diese weniger geeignet seien als stationäre Speicher (vgl. Köllner (2019)).

8.9 Fazit

Das Pfand auf lithiumhaltige Batterien und Akkus reduziert die Wahrscheinlichkeit, dass diese falsch entsorgt und erhöht die Wahrscheinlichkeit, dass sie nach Ende der Lebensdauer zu Sammelpunkten zurückgebracht und besser recycelt werden können. Es unterstützt die Erreichung von Sammelzielen und kann dazu beitragen, dass sich eine Recyclingwirtschaft schneller entwickelt.

Dies ist notwendig mit Blick auf die rasant wachsende Nachfrage nach lithiumhaltigen Akkus – insbesondere im Bereich der Traktionsbatterien. Ein funktionierendes Sammel- und Recyclingsystem ist mit vielen Chancen verbunden, die von der kurzfristigen Reduzierung von Bränden, der Reduzierung der Nachfrage nach Primärrohstoffen und den damit verbundenen verringerten Umweltschäden, über wirtschaftliche- und Beschäftigungspotentiale, bis hin zu strategischen Fragen der aktuell enorm hohen Abhängigkeit Europas von Rohstoffimporten reichen.

Die (Weiter-)Entwicklung von Sammel- und Recyclingsystemen kann durch eine Reihe von Instrumenten beschleunigt werden. Das Beispiel des Pfands auf Fahrzeugbatterien zeigt, dass ein Pfand zur Entwicklung sich selbst tragender Recyclingsysteme mit hohen Sammelquoten beitragen kann. Lithiumhaltige Batterien und Akkus werden in unterschiedlichen Größen und ganz verschiedenen Produkten – von Laptops und Werkzeugen bis hin zu E-Fahrzeugen – genutzt. Die Ausgestaltung eines Pfandsystems für diese vielfältigen Anwendungen muss dies berücksichtigen, ebenso wie den Kontext von Onlinehandel und offenen europäischen Märkten für diese Produkte. Zusammen mit höheren Sammelzielen und flankierenden Maßnahmen kann das Instrument die intendierte Lenkungswirkung auf das Nutzerverhalten haben und die Entwicklung einer Recyclingwirtschaft für lithiumhaltige Batterien und Akkus beschleunigen.

9 Fazit zu Verbrauchsteuern und weiteren produktbezogenen ökonomischen Instrumenten

Vielfalt von Instrumenten, Adressaten und Zielen

Untersucht wurden in diesem Teilbericht ganz unterschiedliche Instrumente: von der Befreiung von bestehenden Steuern bis hin zur Einführung neuer ökonomischer **Instrumente** wie Steuern, Pfandsysteme oder die Übertragung von öffentlichen Kosten auf Unternehmen im Rahmen der Herstellerverantwortung. Die untersuchten Instrumente zeigen die große Bandbreite an Ansatzpunkten für eine Ökologisierung des Steuersystems in unterschiedlichen Bereichen.

Adressaten und Ziele

Die Instrumente haben ganz unterschiedliche **Adressaten** und Wirkungen im Blick: einige geben Anreize für die Hersteller bestimmter Produkte zur Reduzierung der negativen Umweltwirkungen (z. B. Zementsteuer in Kombination mit Klimaschutzverträgen; erweiterte Herstellerverantwortung für Einwegkunststoffprodukte); andere zielen darauf ab, Konsumententscheidungen von Verbraucher:innen in eine nachhaltigere Richtung zu lenken (z. B. Förderung nachhaltigen Kaffeeanbaus durch die Befreiung der Kaffeesteuer oder bei der Bepreisung von Luftfracht). Dabei ist festzuhalten, dass auch durch konsumbezogene Instrumente Anreize für produzierende Unternehmen entstehen.

Die Instrumente schaffen ökologische Verbesserungen durch unterschiedliche **Wirkmechanismen**:

- ▶ die *Lenkung der Nachfrage* und Förderung nachhaltiger Konsum- und Produktionsweisen, beispielsweise durch Stärkung des Absatzes nachhaltigen Kaffees oder der Senkung des Konsums von Kunststofftüten, Zement und eingeflogenen Lebensmitteln;
- ▶ Schaffung von *Innovationsanreizen* für Hersteller von Produkten, um deren ökologischen Fußabdruck zu reduzieren oder umweltfreundliche Alternativen zu entwickeln (z. B. weitgehend klimaneutralen Zement, klimafreundlicher Transporttechnologien für Lebensmittel oder den Ersatz von Einwegkunststoffprodukten durch Mehrweglösungen für den To-Go-Konsum);
- ▶ Nutzung von ökonomischen Instrumenten zur *Finanzierung von Maßnahmen*, z. B. Steuereinnahmen für Klimaschutzverträge oder die Finanzierung von Sensibilisierungsmaßnahmen im Rahmen der erweiterten Herstellerverantwortung für Einwegkunststoffprodukte;
- ▶ Verknüpfung von *umwelt- und wirtschaftspolitischen* als auch *strategischen Zielen* zur Förderung einer Kreislaufwirtschaft für lithiumhaltige Batterien durch ökonomische Anreize zur korrekten Rückgabe von Batterien.

Erkenntnisse für die Gestaltung der Instrumente: aktuell limitierte Gestaltungsmöglichkeiten, Einbettung in Policy-Mixes und Argumente für ambitionierte nationale Steuerpolitik

Die **Stärke der Lenkungswirkung** der untersuchten ökonomischen Instrumente variiert deutlich. Die Ergebnisse zeigen, dass einige von ihnen nur geringe Lenkungswirkungen haben (würden). Einer Stärkung der Lenkungswirkung stehen aber mitunter rechtliche Grenzen, Überlegungen zur ökonomischen Effizienz und/oder auch Fragen der gesellschaftlichen

Akzeptanz entgegen. Eine Erweiterung der heutigen **Gestaltungsmöglichkeiten** für viele klima- und auch für sonstige umweltpolitische Instrumente würde eine **Änderung der finanzverfassungsrechtlichen Bestimmungen im Grundgesetz** erfordern.²²² Neben einer klareren Absicherung der hier untersuchten Zementsteuer besteht insbesondere das Bedürfnis Treibhausgase und andere umweltschädliche Emissionen und Stoffe direkt besteuern zu können. Letzteres ist bisher nicht möglich, da es sich z. B. bei Emissionen wie CO₂ nicht um einen zulässigen Besteuerungsgegenstand handelt. Die Emissionen bzw. deren umweltschädliche Wirkung können so nur indirekt bei der Bemessung der Steuerhöhe eine Rolle spielen.

Die Untersuchungen unterstreichen, dass ökonomische Instrumente häufig effektiver wirken, wenn sie in einem **Policy-Mix** mit flankierenden Maßnahmen verknüpft werden. Im Bereich von Konsumententscheidungen zeigen die Untersuchungen, dass Verbraucher:innen Entscheidungen nicht nur auf Basis ökonomischer Rationalität treffen. Ordnungsrechtliche oder informationsbasierte Instrumente können hier die Effektivität von ökonomischen Ansätzen stärken. Ähnlich zeigen die Untersuchungen zur Zementsteuer für die Dekarbonisierung, des Pfands auf Akkus oder auch der Erweiterung der Herstellerverantwortung, dass auch für unternehmerische Entscheidungen flankierende Maßnahmen von großer Bedeutung sind, um beispielsweise Unsicherheiten zu minimieren oder die Kosten von Investitionsentscheidungen zu reduzieren.

Die untersuchten nationalen Politikinstrumente betreffen den Konsum von Gütern, die im Rahmen europäischer bzw. internationaler Märkte gehandelt werden. Durch die Besteuerung des Endverbrauchs kann es zu Verzerrungen kommen.²²³ Dies bedeutet aber nicht, dass nationale Verbrauchsteuern per se eine lediglich zweitbeste Handlungsoption seien. Vielmehr unterstützen sie die Entwicklung einer **ambitionierten ökologischen Steuerpolitik** auf nationaler Ebene. In den Bereichen, in denen nicht-intendierte Wettbewerbsverzerrungen entstehen, kann eine ambitionierte nationale Ausgestaltung das Agenda-Setting unterstützen, um auf die Schaffung gemeinsamer Rahmenbedingungen (*level-playing-field*) auf europäischer und internationaler Ebene hinzuwirken.

²²² Siehe hierzu ausführlich Klinski/Keimeyer (2017) sowie Kap.2.3.

²²³ Z. B. in Form von Ausweichbewegungen beim Flugtransport als Antwort auf die Einführung einer Steuer auf Flugfracht.

10 Quellenverzeichnis

- Abgeordnetenhaus Berlin (2018): Berlin, A. Gesamtstrategie Saubere Stadt. Abgeordnetenhaus Berlin. Online verfügbar unter <https://www.parlament-berlin.de/ados/18/IIIPlen/vorgang/d18-1343.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- Agora Energiewende (2020). A Clean Industry Package for the EU: Making sure the European Green Deal kick-starts the transition to climate-neutral industry. Online verfügbar unter https://static.agora-energiewende.de/fileadmin2/Projekte/2020/2020_10_Clean_Industry_Package/A-EW_194_Clean-Industry-Package-EU_WEB.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- Agora Energiewende; IKEM; BBH (2019). Klimaneutrale Industrie, Juristische Kurzbewertung der Politikoptionen. Online verfügbar unter https://static.agora-energiewende.de/fileadmin2/Projekte/2018/Dekarbonisierung_Industrie/165_A-EW_Klimaneutrale_Industrie_Juristische-Kurzbewertung_WEB.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- Agora Energiewende; Wuppertal Institut (2019). Klimaneutrale Industrie: Ausführliche Darstellung der Schlüsseltechnologien für die Branchen Stahl, Chemie und Zement. Online verfügbar unter https://static.agora-energiewende.de/fileadmin2/Projekte/2018/Dekarbonisierung_Industrie/166_A-EW_Klimaneutrale_Industrie_Ausfuehrliche-Darstellung_WEB.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- Agora Energiewende; Wuppertal Institut (2020). Klimaneutrale Industrie: Schlüsseltechnologien und Politikoptionen für Stahl, Chemie und Zement (Version 1.2). Online verfügbar unter https://www.agora-energiewende.de/fileadmin2/Projekte/2018/Dekarbonisierung_Industrie/164_A-EW_Klimaneutrale-Industrie_Studie_WEB.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- Baake, P.; Friedrichsen, J.; Naegele, H. (2018): Soziale Nachhaltigkeitssiegel, Versprechen und Realität am Beispiel von Fairtrade-Kaffee. In: *DIW Wochenbericht* (48). Online verfügbar unter https://www.diw.de/documents/publikationen/73/diw_01.c.608364.de/18-48.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- Bataille, C. (2020): OECD Green Growth Papers. DOI: 10.1787/5ccf8e33-en.
- BDE (2020a): Maßnahmenkatalog für intelligentes Batterierecycling. Online verfügbar unter <https://www.bde.de/presse/massnahmenkatalog-fuer-intelligentes-batterierecycling/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- BDE (2020b): Stellungnahme: Entwurf eines Ersten Gesetzes zur Änderung des Batterigesetzes (27.08.2020). Online verfügbar unter <https://www.bundestag.de/resource/blob/710600/eb337c250fd29191604802f56f2493e9/BDE-Peter-Kurth-data.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- BDL - Bundesverband der Deutschen Luftverkehrswirtschaft (2018): BDL - Bundesverband der Deutschen Luftverkehrswirtschaft. Was bedeutet Luftfracht für Deutschland? Eine Analyse der volkswirtschaftlichen Bedeutung, der Funktionsweise, der Prozesse sowie des Wettbewerbs im Luftfrachtverkehr.. Online verfügbar unter <https://www.bdl.aero/wp-content/uploads/2018/10/was-bedeutet-luftfracht-fur-deutschland.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- BDL - Bundesverband der Deutschen Luftverkehrswirtschaft e. V (2019). report2019. Luftfahrt und Wirtschaft. Online verfügbar unter <https://www.bdl.aero/wp-content/uploads/2019/05/Report-Luftfahrt-und-Wirtschaft-2019.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- Beaudet, A.; Larouche, F.; Amouzegar, K.; Bouchard, P.; Zaghbi, K. (2020): Key Challenges and Opportunities for Recycling Electric Vehicle Battery Materials. In: *Sustainability* 12 (14), S. 5837. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.3390/su12145837>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Becker, N. (2013): Ressourceneffizienz der Tragwerke (VDI ZRE Publikationen: Kurzanalyse Nr. 2). Online verfügbar unter https://www.ressource-deutschland.de/fileadmin/user_upload/downloads/studien/Bau-5_08012013-Web.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Bergmann, T.; Bleher, D.; Jenseit, W. (2015): Ressourceneffizienzpotenziale im Tiefbau, Materialaufwendungen und technische Lösungen. Online verfügbar unter https://www.ressource-deutschland.de/fileadmin/user_upload/downloads/studien/Studie_Ressourceneffizienzpotenziale_im_Tiefbau.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Bernhart, W. (2019): Battery recycling is a key market of the future: Is it also an opportunity for Europe?, Roland Berger. Online verfügbar unter <https://www.rolandberger.com/en/Point-of-View/Battery-recycling-is-a-key-market-of-the-future-Is-it-also-an-opportunity-for.html>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Biewald, C. (2020): Fairer vs. konventioneller Kaffeepreis - Wer bekommt was?, Fair-einkaufen.com. Online verfügbar unter <https://fair-einkaufen.com/fairtrade-bio-kaffee-preis-zusammensetzung>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Bischoff, B. (2021): Das neue Batteriegesetz: Die wichtigsten Änderungen sowie ein Ausblick auf eine künftige Batterieverordnung der EU. Umweltbundesamt.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2018). Die Reform des EU-Emissionshandels für die 4. Handelsperiode (2021-2030). Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Emissionshandel/eu-emissionshandel_reform_bf.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

BMWi - Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (2020a). Die Nationale Wasserstoffstrategie. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. Online verfügbar unter <https://www.bmbf.de/files/die-nationale-wasserstoffstrategie.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

BMWi - Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (2020b): Klima schützen & Wirtschaft stärken: Vorschlag für eine Allianz von Gesellschaft, Wirtschaft und Staat für Klimaneutralität und Wohlstand. Online verfügbar unter https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Publikationen/Wirtschaft/klima-schuetzen-wirtschaft-staerken.pdf?__blob=publicationFile&v=54, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

BMWi (2020c). Klimaschonende Produktionsprozesse. Online verfügbar unter <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Artikel/Industrie/klimaschonende-produktionsprozesse.html>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Boeing (2019). Commercial Market Outlook 2019–2038. Online verfügbar unter <https://www.boeing.com/resources/boeingdotcom/commercial/market/commercial-market-outlook/assets/downloads/cmo-2019-report-final.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Boston Consulting Group (2020): Niese, N.; Pieper, C.; Aakash, A.; Alex, X. The Case for a Circular Economy in Electric Vehicle Batteries. Online verfügbar unter <https://www.bcg.com/publications/2020/case-for-circular-economy-in-electric-vehicle-batteries>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Brunn, M. (2019): Brandursache Lithiumbatterien (RECYCLING magazin). Online verfügbar unter <https://www.recyclingmagazin.de/2019/11/21/brandursache-lithiumbatterien/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021

Bruyn, S. de; Jongsma, C.; Kampman, B.; Görlach, B.; Thie, J.-E. (2020): Energy-intensive industries: Challenges and opportunities in energy transition. Online verfügbar unter [https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2020/652717/IPOL_STU\(2020\)652717_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2020/652717/IPOL_STU(2020)652717_EN.pdf), zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Bruyn, S. de; Vergeer, R.; Schep, E.; M.'t Hoen; M. Korteland; J. Cludius; K. Schumacher; C. Zell-Ziegler; S. Healy (2015): Ex-post investigation of cost pass-through in the EU ETS, An analysis for six sectors. Online verfügbar

unter https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/ets/revision/docs/cost_pass_through_en.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2020). Erteilte Anerkennungen für Zertifizierungssysteme und Zertifizierungsstellen nach der Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung (Biokraft-NachV) bzw. nach der Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV).

Bundeskartellamt (2017): Sektoruntersuchung Zement und Transportbeton, 2017.

Bundesrat (2019): Beschluss des Bundesrats: Entschließung des Bundesrats - Verbot des Einbaus nicht wechselbarer Batterien bzw. Akkumulatoren in Elektrokleinstfahrzeugen. Online verfügbar unter [https://www.bundesrat.de/SharedDocs/drucksachen/2019/0401-0500/484-19\(B\).pdf?__blob=publicationFile&v=1](https://www.bundesrat.de/SharedDocs/drucksachen/2019/0401-0500/484-19(B).pdf?__blob=publicationFile&v=1), zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Bundesregierung (2016a): Klimaschutzplan 2050, Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung, November 2016. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Klimaschutz/klimaschutzplan_2050_bf.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Bundesregierung (2016b): Plastiktüten ab Juli kostenpflichtig. Online verfügbar unter <https://www.bundesregierung.de/breg-de/aktuelles/plastiktueten-ab-juli-kostenpflichtig-474674>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Bundesregierung (2018). Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Bettina Hoffmann, Lisa Badum, Steffi Lemke, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – BT-Drucksache 19/2408 – Littering – Kostentreiber für Abfallentsorgung und Straßenreinigung. Online verfügbar unter <https://dipbt.bundestag.de/dip21/btd/19/024/1902408.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Bundesregierung (2019a): Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050. Online verfügbar unter <https://www.bundesregierung.de/resource/blob/974430/1679914/e01d6bd855f09bf05cf7498e06d0a3ff/2019-10-09-klima-massnahmen-data.pdf?download=1>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Bundesregierung (2019b): BT-Drucksache 19/10535. Schriftliche Fragen mit den in der Woche vom 27. Mai 2019 eingegangenen Antworten der Bundesregierung. Online verfügbar unter <https://dip21.bundestag.de/dip21/btd/19/105/1910535.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Bundesregierung (2020a). Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dieter Janecek, Anja Hajduk, Katharina Dröge, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – BT-Drucksache 19/21359. Online verfügbar unter <https://dip21.bundestag.de/dip21/btd/19/213/1921359.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Bundesregierung (2020b): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Judith Skudelny, Frank Sitta, Grigorios Aggelidis, weiterer Abgeordneter und der Fraktion FDP, BT-Drucksache 19/18285. Online verfügbar unter <https://dip21.bundestag.de/dip21/btd/19/182/1918285.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Bürger, V.; Hermann, A.; Keimeyer, F.; Brunn, C.; Klinski, S. (2013): Konzepte für die Beseitigung rechtlicher Hemmnisse des Klimaschutzes im Gebäudebereich. Climate Change 11/2013. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/konzepte-fuer-die-beseitigung-rechtlicher-hemmnisse-0>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

bvse (2020): bvse für Ausweitung der Sammelstellen, bessere Aufklärung und Pfandpflicht, <https://www.bvse.de>. Online verfügbar unter <https://www.bvse.de/schrott-elektronikgeraete->

[recycling/pressemitteilungen-schrott/6235-bvse-fuer-ausweitung-der-sammelstellen-bessere-aufklaerung-und-pfandpflicht.html](#), zuletzt aktualisiert am 21.09.2021.

Cambridge University Press (2019): Neuhoff, K.; Ritz, R. Carbon Cost Pass-Through in Industrial Sectors (Cambridge Working Paper in Economics, 1988). Online verfügbar unter <http://www.econ.cam.ac.uk/research-files/repec/cam/pdf/cwpe1988.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Capgemini (2019): Desarnaud, G. Second life batteries: a sustainable business opportunity, not a conundrum. Online verfügbar unter <https://www.capgemini.com/2019/04/second-life-batteries-a-sustainable-business-opportunity-not-a-conundrum/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Cardiff University (2016): Poortinga, W.; Soutkina, E.; Thomas, Gregory, O.; Wolstenholme, E. The English Plastic bag charge: Changes in attitudes and behaviour. Online verfügbar unter [http://orca.cf.ac.uk/94652/1/Cardiff University Plastic Bag Report A4%20%28final%20proof%29.pdf](http://orca.cf.ac.uk/94652/1/Cardiff%20University%20Plastic%20Bag%20Report%20A4%20%28final%20proof%29.pdf), zuletzt geprüft am 21.09.2021.

CE Delft (2019). Taxes in the Field of Aviation and their impact, Final report. CE Delft. European Commission (Hg.). Online verfügbar unter <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/0b1c6cdd-88d3-11e9-9369-01aa75ed71a1>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Cembureau (2021): Review of the state aid guidelines for environmental protection and energy: CEMBUREAU input to Commission's Public Consultation. Online verfügbar unter <https://cembureau.eu/media/fqmjuw5p/19366-cembureau-position-paper-final-rev-guidelines-on-state-aid-for-environmental-protection-energy-2021-01-05.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Chiappinelli, O.; Erdmann, K.; Gerres, T.; Manuel Haussner, Ingmar Juergens, Karsten Neuhoff, Alice Pirlot, Jörn C. Richstein, and Yeen Chan (2020): Industrial Innovation: Pathways to deep decarbonisation of Industry Part 3: Policy implications. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/strategies/2050/docs/industrial_innovation_part_3_en.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Churkina, G.; Organschi, A.; Reyer, C. (2020): Buildings as a global carbon sink. In: *Nat Sustain* 3 (4), S. 269–276. DOI: 10.1038/s41893-019-0462-4.

Climate Strategies (2016): Inclusion of consumption of carbon intensive materials in emissions trading - an option for carbon pricing post-2020. Online verfügbar unter <http://www.lse.ac.uk/GranthamInstitute/wp-content/uploads/2016/06/CS-Report.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Coltro, L.; Mourad, A.; Oliveira, P.; Baddini, J.; Kletecke, R. (2006): Environmental Profile of Brazilian Green Coffee (6 pp). In: *Int J Life Cycle Assessment* 11 (1), S. 16–21. DOI: 10.1065/lca2006.01.230.

Conrad, C. A. (2017): Wettbewerbspolitik. In: Conrad, C. A. (Hg.): *Wirtschaftspolitik. Eine praxisorientierte Einführung*. Wiesbaden: Springer Gabler, S. 171–264.

Covery, F.; McDonnell, S. (2007): The most popular tax in Europe? Lessons from the Irish plastic bags levy. In: *Environmental and Resource Economics* 38, S. 1–11. Online verfügbar unter <https://link.springer.com/article/10.1007/s10640-006-9059-2>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Danish Environmental Protection Agency (Hg.) (2018). Life Cycle Assessment of grocery carrier bags (Environmental Project no. 1985). Online verfügbar unter <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2018/02/978-87-93614-73-4.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

DEFRA - Department for Environment Food & Rural Affairs (2019): DEFRA. Consultation on reforming the UK packaging producer responsibility system. Department for Environment Food & Rural Affairs. Online verfügbar unter

https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/819467/epr-consult-sum-resp.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

DEHSt - Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt (2020): DEHSt - Deutsche Emissionshandelsstelle. Treibhausgasemissionen 2019, Emissionshandelspflichtige stationäre Anlagen und Luftverkehr in Deutschland (VET-Bericht 2019). Online verfügbar unter https://www.dehst.de/SharedDocs/downloads/DE/publikationen/VET-Bericht-2019.pdf;jsessionid=B507090B2F5EA9A3E1AA87BC69D3433A.2_cid331?_blob=publicationFile&v=4_b

Destatis - Statistisches Bundesamt (2020). Preise. Harmonisierte Verbraucherpreisindizes.

Destatis (2019). Luftverkehr auf allen Flugplätzen - Fachserie 8 Reihe 6.2 - 2018. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Transport-Verkehr/Personenverkehr/Publikationen/Downloads-Luftverkehr/luftverkehr-alle-flugplaetze-2080620187004.pdf;jsessionid=7FC34911572B5ABD8E70FA281E00D4CD.internet8742?_blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (2016): Pauliuk, S.; Neuhoff, K.; Owen, A.; Wood, R. Quantifying Impacts of Consumption Based Charge for Carbon Intensive Materials on Products. Online verfügbar unter https://www.diw.de/documents/publikationen/73/diw_01.c.532381.de/dp1570.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

DLR – Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V. (2017): Peter Berster, Duygu Doyran, Marc Gelhausen, Wolfgang Grimme, Michael Hepting, Alexandra Leipold, Sven Maertens, Holger Pabst, Dieter Wilken. Luftverkehrsbericht 2016 Daten und Kommentierungen des deutschen und weltweiten Luftverkehrs. Online verfügbar unter https://www.dlr.de/fw/PortalData/42/Resources/dokumente/pdf/Luftverkehrsbericht_2016_final_141217.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

DUH (2012a): Einweg-Plastik kommt nicht in die Tüte! Online verfügbar unter https://www.duh.de/fileadmin/user_upload/download/Projektinformation/Kreislaufwirtschaft/Plastiktueten/Einwegplastiktueten_Hintergrundpapier_2015.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

DUH (2012b): Maßnahmen zur Tütenverringerung. Online verfügbar unter <https://www.duh.de/kommnichtindietuete/massnahmen/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

DUH (2020). Einwegkunststoffverbotsverordnung, Stellungnahme der Deutschen Umwelthilfe. Online verfügbar unter https://www.duh.de/fileadmin/user_upload/download/Projektinformation/Kreislaufwirtschaft/200515_DUH_Stellungnahme_Einwegkunststoffverbotsverordnung_FINAL.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Dunant, C. F.; Shanks, W.; Drewniok, M. P.; Lupton, R. C.; Serrenho, A.; Allwood, J. M. (2019): How much cement can we do without? Lessons from cement material flows in the UK. In: *Resources, Conservation and Recycling* 141, S. 441–454. DOI: 10.1016/j.resconrec.2018.11.002.

ECOS; EEB, DUH, T&E (2021): Enhancing the sustainability of batteries: A joint NGOs' position paper on the EU Battery Regulation Proposal. Online verfügbar unter <https://eeb.org/publications/81/circular-economy/103725/sustainable-batteries-ngo-position-paper.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Ekardt, F. / Klinski, S. / Schomerus, T. (2015): Konzept für die Fortentwicklung des deutschen Klimaschutzrechts.

Europäische Kommission (2020a): Commission staff working document impact assessment report accompanying the document Regulation of the European Parliament and of the Council on batteries and waste batteries, amending Regulation (EU) 2019/1020 and repealing Directive 2006/66/EC (SWD(2020)335). Online

verfügbar unter [https://ec.europa.eu/transparency/documents-register/detail?ref=SWD\(2020\)335&lang=en](https://ec.europa.eu/transparency/documents-register/detail?ref=SWD(2020)335&lang=en), zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Europäische Kommission (2020b): Vorschlag für eine VERORDNUNG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES über Batterien und Altbatterien, zur Aufhebung der Richtlinie 2006/66/EG und zur Änderung der Verordnung (EU) 2019/1020 (COM/2020/798 final). Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:52020PC0798>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

European Commission (2019): Commission staff working document on the evaluation of the Directive 2006/66/EC on batteries and accumulators and repealing Directive 91/157/EEC (SWD(2019) 1300 final). Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/environment/pdf/waste/batteries/evaluation_report_batteries_directive.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

European Commission (2020): European Commission. Critical Raw Materials Resilience: Charting a Path towards greater Security and Sustainability COM(2020) 474 final. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52020DC0474&from=EN>, zuletzt geprüft am 21.09.2021

Eurostat (2019): Sales and collection of portable batteries and accumulators. Online verfügbar unter <https://ec.europa.eu/eurostat/web/waste/data/database>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

FEAD - European Waste Management Association (2020): FEAD welcomes the new European Commission's proposal for Regulation concerning batteries and waste batteries. Online verfügbar unter <https://fead.be/position/fead-welcomes-the-new-european-commissions-proposal-for-regulation-concerning-batteries-and-waste-batteries/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Fischer, T. (2020): Stellungnahme der Deutschen Umwelthilfe zur Novelle des Batteriegesetzes. Online verfügbar unter <https://www.bundestag.de/resource/blob/790786/b657146b6b3ac263bb98ff8c3a7b42e0/DUH-Thomas-Fischer-data.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Flick Gocke Schaumburg (2018): Schauhoff, S.; Vobbe, R.; Danz, D. Gutachtliche Stellungnahme zur Abschaffung der Kaffeesteuer für nachhaltig produzierten und fair gehandelten Kaffee. Online verfügbar unter: https://www.nachhaltige-agrarlieferketten.org/fileadmin/media/201802_Flick_Gocke_Schaumburg_Kaffeesteuer_-_Gutachtliche_Stellungnahme.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Forum Fairer Handel (2018): Aktuelle Entwicklungen im fairen Handel, 2018. Online verfügbar unter http://www.forum-fairer-handel.de/fileadmin/user_upload/dateien/jpk/jpk_2018/2018_aktuelle-entwicklungen_web.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft (2018): Mahler, A.; Beermann, A.; Runkel, M. Die Potentiale einer Reform der Kaffeesteuer, Fairer Kaffee, faire Steuer?

Fraunhofer ISI - Fraunhofer Institut für System und Innovationsforschung (2017): Fraunhofer ISI. Energiespeicher-Roadmap (Update 2017). Online verfügbar unter <https://www.isi.fraunhofer.de/content/dam/isi/dokumente/cct/lib/Energiespeicher-Roadmap-Dezember-2017.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

FreightHub (o.J.): Luftfracht. Online verfügbar unter <https://freighthub.com/de/luftfracht/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Frenz, W. (2019): Kostenpflicht der Hersteller für Zigarettenkippen und To-go-Verpackungen: Anforderungen und Rahmenbedingungen für die Umsetzung der Erweiterten Herstellerverantwortung nach Art. 8 der EU-Kunststoffrichtlinie, Gutachten im Auftrag des VKU, 2019.

- Gaines, L. (2014): The future of automotive lithium-ion battery recycling: Charting a sustainable course. In: *Sustainable Materials and Technologies* (Volumes 1-2), S. 2–7. DOI: 10.1016/j.susmat.2014.10.001.
- Gaines, L.; Richa, K.; Spangenberg, J. (2018): Key issues for Li-ion battery recycling. In: *MRS Energy & Sustainability* 5, S. 1–14. DOI: 10.1557/mre.2018.13.
- Gouvernement Francais (2020): Taxe sur les nuisances sonores aériennes. Online verfügbar unter <https://www.ecologie.gouv.fr/taxes-aeronautiques#e4>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- GRS (2019): GRS Position: Pfand für Lithiumbatterien ist nicht zielführend. Online verfügbar unter <https://www.grs-batterien.de/newsroom/details/grs-position-pfand-fuer-lithiumbatterien-ist-nicht-zielfuehrend/>, zuletzt aktualisiert am 21.09.2021.
- Grünberg, J.; Nieberg, H.; Schmidt, T. G. (2010): Treibhausgasbilanzierung von Lebensmitteln (Carbon Footprints): Überblick und kritische Reflektion. Online verfügbar unter <https://d-nb.info/1003973299/34>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- GVM - Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH (2019): GVM. Verbrauch von Tragetaschen in Deutschland 2018. Online verfügbar unter http://kunststofftragetasche.info/wordpress/wp-content/uploads/2019/05/TT-Monitoring_BJ-2018_Webseite.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- GVM (2014): Der Verbrauch von Tragetaschen in Deutschland - Mengen, Struktur, Trends. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/dokumente/02_schueler_gvm_vortrag_dia_logveranstaltung_einweg-tragetaschen_langfassung.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- Hafner, A.; Rüter, S.; Ebert S.; Schäfer S.; König, H.; Cristofaro L.; Diederichs, S.; Kleinhenz, M.; Krechel, M. (2017): Treibhausgasbilanzierung von Holzgebäuden – Umsetzung neuer Anforderungen an Ökobilanzen und Ermittlung empirischer Substitutionsfaktoren (THG-Holzbau). Online verfügbar unter https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn058600.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- Hagelücken, C. (2020): Business as Unusual – Anforderungen an eine Kreislaufwirtschaft von Lithium-Ionen-Batterien (March), S. 1–17. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/342950567_Business_as_unusual_-_Anforderungen_an_eine_Kreislaufwirtschaft_von_Lithium-Ionen_Batterien, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- Hamburger Bürgerschaft (2018): Bürgerschaft, H. Schriftliche Kleine Anfrage und Antwort des Senats, Ein halbes Jahr Hamburger Sauberkeitsoffensive – Wie ist die Zwischenbilanz?. Hamburger Bürgerschaft. Online verfügbar unter <https://www.buergerschaft-hh.de/ParlDok/dokument/62944/ein-halbes-jahr-hamburger-sauberkeitsoffensive---wie-ist-die-zwischenbilanz-.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- HDE (2018): Verbrauch an Plastiktüten sinkt erneut um ein Drittel, Handelsverband Deutschland. Online verfügbar unter <https://einzelhandel.de/presse/aktuellemeldungen/11278-verbrauch-an-plastikueten-sinkt-erneut-um-ein-drittel>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- HDE (2020): Stellungnahme: Öffentliche Anhörung zum Gesetzentwurf der Bundesregierung für ein Erstes Gesetz zur Änderung des Batteriegesetzes. Online verfügbar unter <https://www.bundestag.de/resource/blob/720944/6f848107cdcd2b4b53a5651acd82d0da/HDE-Benjamin-Peter-data.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- Holldorb, C.; Mayer, T. (2009): Ökopprofil für Asphalt- und Betonbauweisen von Fahrbahnen. Online verfügbar unter https://www.asphalt.de/fileadmin/user_upload/umwelt/oekoprofil_aktualisierung_2009-12-04.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- ifeu - ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (2014): Detzel, A. Überlegungen zur Ökobilanzierung von Tragetaschen. ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. Online

verfügbar unter https://www.ifeu.de/wp-content/uploads/Pr%C3%A4sentation_Dialogveranstaltung_EinwegTragetaschen.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

ifeu - ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (2020): Reinhardt, G.; Gärtner, S.; Wagner, T. Ökologische Fußabdrücke von Lebensmitteln und Gerichten in Deutschland. ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. Online verfügbar unter <https://www.ifeu.de/wp-content/uploads/Reinhardt-Gaertner-Wagner-2020-Oekologische-Fu%C3%9Fabdrucke-von-Lebensmitteln-und-Gerichten-in-Deutschland-ifeu-2020.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

IFT-Nord - Institut für Therapie- und Gesundheitsforschung (2003): Isensee, B.; Hanewinkel, R. Evaluation der Tabaksteuererhöhung vom 1. Januar 2003. Institut für Therapie- und Gesundheitsforschung. Online verfügbar unter https://www.ift-nord.de/downloads/Bundesgesundheitsblatt_2004_47_771.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

INFA (2020). Ermittlung von Mengenanteilen und Kosten für die Sammlung und Entsorgung von Einwegkunststoffprodukten im öffentlichen Raum. Online verfügbar unter https://www.vku.de/fileadmin/user_upload/Verbandsseite/Presse/Pressemitteilungen/2020/Studie/INFA_Studie_SUP_200818.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

INFA-Institut (2019): INFA. Ermittlung von Aufwand und Kosten für die Entsorgung von im öffentlichen Bereich. Gliederung Hintergrund / Projektverständnis Untersuchungsmethodik (August).

International Center for Tropical Agriculture CIAT (2018): Duque, Martha Lilia Del Rio; González, C.; Cordoba, D.; Howland, F.; Gutierrez, N.; Lundy, M. Impacts of Fair Trade-Certified Coffee in Nicaragua, Brazil, Honduras, and Peru: Implications for livelihoods and empowerment of farm workers and independent smallholder producers.

International Coffee Organization (o.D.): Historical data on the global coffee trade. Online verfügbar unter http://www.ico.org/new_historical.asp, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

International Coffee Organization. Retail prices of roasted coffee in selected importing countries. International Coffee Organization. Online verfügbar unter <http://www.ico.org/historical/1990%20onwards/PDF/3b-retail-prices.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

International Energy Agency (2019): Bunsen, T.; Cazzola, P.; D'Amore, L.; Gerner, M.; Scheffer, S.; Schuitmaker, R.; Signollet, H.; Tattini, J.; Paoli, J.; Teter, L. Global EV Outlook 2019, Scaling up the transition to electric mobility. Online verfügbar unter www.iea.org/publications/reports/globalevoutlook2019/, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

International Trade Centre (2020). More from the cup, Better returns for East-African Coffee Producers. International Trade Centre. Geneva.

Jacoby, M. (2019): It's time to get serious about recycling lithium-ion batteries. Online verfügbar unter <https://cen.acs.org/materials/energy-storage/time-serious-recycling-lithium/97/i28>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Jakob, K.; Schulze, F. (2015): Kurzanalyse: Eine Umlage für CO₂-basierte Chemiegrundstoffe, Ausgestaltung eines Förderinstruments zur Substitution von Erdöl durch Kohlendioxid-Nutzung-Förderung von CO₂-basierten Chemiegrundstoffen. Online verfügbar unter <https://refubium.fu-berlin.de/bitstream/handle/fub188/19755/KAx24xCO2Umlage.pdf?sequence=1&isAllowed=y>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Jochem, D.; Janzen, N.; Weimar, H. (2016): Estimation of own and cross price elasticities of demand for wood-based products and associated substitutes in the German construction sector. In: *Journal of Cleaner Production* 137, S. 1216–1227. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.07.165.

Justus-Liebig-Universität Gießen (2013): Schröck, R. Analyse der Preiselastizitäten der Nachfrage nach Biolebensmitteln unter Berücksichtigung nicht direkt preisrelevanten Verhaltens der Verbraucher. Online verfügbar unter https://orgprints.org/22414/13/22414-08OE148-uni-giessen-herrmann-2013-preiselastizitaeten_biolebensmittel.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Karmarkar, U. R.; Bollinger, B. (2014): BYOB: How bringing your own shopping bags leads to treating yourself and the environment. In: *Journal of Marketing* 79 (4). Online verfügbar unter <https://journals.sagepub.com/doi/10.1509/jm.13.0228>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Keller, M.; Waskow, F. (2012): Flugtransporte von Lebensmitteln nach Deutschland. In: *Ernährung im Fokus*, S. 230–236.

KIT (2018): Peters, J. F.; Baumann, M.; Weil, M. Recycling aktueller und zukünftiger Batteriespeicher: Technische, ökonomische und ökologische Implikationen.

Klinski, S. / Keimeyer, F. (2019): Zur verfassungsrechtlichen Zulässigkeit eines CO₂-Zuschlags zur Energiesteuer, Rechtswissenschaftliches Gutachten. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/CO2-Zuschlag-zur-Energiesteuer.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Klinski, S. / Keimeyer, F. (2017): Erweiterungen des steuer- und abgabenrechtlichen Gestaltungsspielraums für Klimaschutzinstrumente im Grundgesetz. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/publikationen/p-details/rechtliche-fragen-zum-klimaschutzplan-1>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Köllner, C. (2019): Ist Second Life besser als direktes Akku-Recycling? Online verfügbar unter <https://www.springerprofessional.de/batterie/recycling/ist-second-life-besser-als-direktes-akku-recycling-/16512034>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Kurdve, M.; Zackrisson, M.; Johansson, M. I.; Ebin, B.; Harlin, U. (2019): Considerations when modelling ev battery circularity systems. In: *Batteries* 5 (2), S. 1–20. DOI: 10.3390/batteries5020040.

Leisner-Egensperger, A. (2019): CO₂-Steuer als Klimaschutzinstrument, NJW 2019, 2218

Lvel, J.; Rachel Watson; Abbassi, B.; Abu-Hamatteh, Z. S. (2019): Life cycle analysis of concrete and asphalt production used in road pavements. In: *Environmental Engineering Research* 25 (1). DOI: 10.4491/eer.2018.399.

Material Economics (2019): Industrial transformation 2050: Pathways to net-zero emissions from EU heavy industry. Online verfügbar unter https://materialeconomics.com/material-economics-industrial-transformation-2050.pdf?cms_fileid=303ee49891120acc9ea3d13bbd498d13, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Miller, S. A.; Moore, F. C. (2020): Climate and health damages from global concrete production. In: *Nature Clim Change* 10 (5), S. 439–443. DOI: 10.1038/s41558-020-0733-0.

Molenaar, J. W.; Short, D. (2018): Ensuring a German coffee tax exemption benefits producers, 2018. Online verfügbar unter http://www.aidenvironment.org/wp-content/uploads/2019/02/German-coffee-tax-exemption-options_Aidenvironment.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

NABU (2015): Plastiktüten - vermeiden statt ersetzen! Online verfügbar unter https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/abfallpolitik/150417-nabu-plastikueten_vermeiden.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

NABU (2018): NABU. Einweggeschirr und To-Go-Verpackungen - Abfallaufkommen in Deutschland 1994 bis 2017. Online verfügbar unter

https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/abfallpolitik/2018_nabu_broschuere_einweggeschirr_to-go.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

NABU (2020): Vorverpackungen bei Obst und Gemüse. Zahlen und Fakten 2019. Online verfügbar unter <https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/konsumressourcenmuell/201027-nabu-studie-vorverpackungen.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Naegele, H. (2019): Where Does the Fairtrade Money Go? How Much Consumers Pay Extra for Fairtrade Coffee and How This Value Is Split along the Value Chain. In: *SSRN Journal*. DOI: 10.2139/ssrn.3324131.

Nemaska Lithium (2019): Lithium market. Online verfügbar unter <https://www.nemaskalithium.com/en/lithium-market/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Neuhoff, K.; Lettow, F.; Chiappinelli, O.; Gerres, T.; Joltreau, E.; Linares, P.; Sniegocki, A. (2020): Investments in climate-friendly materials to strengthen the recovery package. Online verfügbar unter <https://climatestrategies.org/wp-content/uploads/2020/06/CFM-Recovery-Package-report.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Neuhoff, K.; Stede, J.; Zipperer, V.; Haussner, M.; Ismer, R. (2016): Ergänzung des Emissionshandels: Anreize für einen klimafreundlicheren Verbrauch emissionsintensiver Grundstoffe (DIW Wochenbericht, 27 / 2016, S. 575-582).

Neuhoff, K.; Vanderborght, B.; van Rooij, A.; Quirion, P.; Sato, M.; Ismer, R.; Haussner, M.; Martin, R.; Sator, O.; Ancygier, A.; Atasoy, A. T.; Mack, B.; Schopp, A.; Schleicher, S.; Ponsard, J-P. (2013): Emission Reductions in the Cement Sector – Progress to date and implications for policy. Online verfügbar unter <https://www.ecologic.eu/sites/files/presentation/2013/CECILIA2050-COP19-side-event-NEUHOFF.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Noponen, M.; Edwards-Jones, G.; Haggard, J.; Soto, a.; Attarzadeh, N.; Healey, J. (2012): Greenhouse gas emissions in coffee grown with differing input levels under conventional and organic management. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 2012 (151), S. 6–15. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880912000345>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Ochab, E. U. (2020): Are These Tech Companies Complicit In Human Rights Abuses Of Child Cobalt Miners In Congo?, *Forbes*. Online verfügbar unter <https://www.forbes.com/sites/ewelinaochab/2020/01/13/are-these-tech-companies-complicit-in-human-rights-abuses-of-child-cobalt-miners-in-congo/>, zuletzt aktualisiert am 21.09.2021.

Öko-Institut (2017): Buchert, M.; Degreif, S.; Dolega, P. Strategien für die nachhaltige Rohstoffversorgung der Elektromobilität, Synthesepapier zum Rohstoffbedarf für Batterien und Brennstoffzellen. Agora Verkehrswende (Hg.). Online verfügbar unter https://www.agora-verkehrswende.de/fileadmin/Projekte/2017/Nachhaltige_Rohstoffversorgung_Elektromobilitaet/Agora_Verkehrswende_Synthesepapier_WEB.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Öko-Institut (2019): Buchert, M.; Dolega, P.; Degreif, S. Kurzstudie erstellt im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes Fab4Lib - Erforschung von Maßnahmen zur Steigerung der Material- und Prozesseffizienz in der Lithium-Ionen-Batteriezellproduktion über die gesamte Wertschöpfungskette. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Fab4Lib-Rohstoffe-Elektromobilitaet.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Öko-Institut; ifeu – ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg; FFU Berlin; Hochschule Karlsruhe Technik und Wirtschaft; Prognos; Ziesing, H.-J.; Klinski, S. (2019): Evaluierung der Nationalen Klimaschutzinitiative – Status 31.12.2017, Gesamtbericht NKI-Evaluierung. Bericht zum Vorhaben Evaluation, Begleitung und Anpassung bestehender Förderprogramme sowie Weiterentwicklung der Nationalen Klimaschutzinitiative (NKI) – Kennzeichen: 03KE0002, 2019. Online verfügbar unter

https://www.klimaschutz.de/sites/default/files/Gesamtbericht%20NKI-Evaluation_2015-2017_Barrierefrei.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Panhuysen, S.; Pierrot, J. (2018): Coffee Barometer. Online verfügbar unter [https://www.solidaridadnetwork.org/sites/solidaridadnetwork.org/files/publications/Coffee Barometer 2018.pdf](https://www.solidaridadnetwork.org/sites/solidaridadnetwork.org/files/publications/Coffee%20Barometer%202018.pdf), zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Popper, K.; Navarro, J.; Lanfrankie, A.; Caro, F. (2019): The (Potential) Value of Labeling in the Lithium Ion Battery Supply Chain - UCLA Anderson Global Supply Chain Blog. Online verfügbar unter https://blogs.anderson.ucla.edu/global-supply-chain/2019/03/the-potential-value-of-labeling-in-the-lithium-ion-battery-supply-chain.html#_ftn1, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Reclam, R.; Porth, J.; Vallée, T.; Bauer, C.; Schweizer, P.; Ziekow, J. (2019): Umsetzungsstudie zu einer Kaffeesteuerbefreiung für nachhaltig produzierten und fair gehandelten Kaffee, 2019. Online verfügbar unter: <https://dopus.uni-speyer.de/frontdoor/deliver/index/docId/4347/file/FB-295.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Regierung der Niederlande (2019): Dutch government tables national flight tax bill. Online verfügbar unter <https://www.government.nl/latest/news/2019/05/14/dutch-government-tables-national-flight-tax-bill>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Remondis (2020): Stellungnahme Remondis - Entwurf eines ersten Gesetzes zur Änderung des Batteriegesetzes. Online verfügbar unter <https://www.bundestag.de/resource/blob/722124/66179d38eec01c367a01e05493d75631/REMONDIS-Herwart-Wilms-data.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Reuters (2020). Bund will Wasserstoff-Einsatz in Industrie finanziell fördern. Online verfügbar unter <https://de.reuters.com/article/deutschland-energie-wasserstoff-idDEKBN20W22C>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Roberts, H. (2020): Evolution of Global Secondary Lead Production: Springer International Publishing.

Samper, L. F.; Giovannucci, D.; Vieira, L. M. (2017): The powerful role of intangibles in the coffee value chain. In: *WIPO Economic Research Working Paper* (39). Online verfügbar unter https://www.wipo.int/edocs/pubdocs/en/wipo_pub_econstat_wp_39.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Samper, L.; Quiñones-Ruiz, X. (2017): Towards a Balanced Sustainability Vision for the Coffee Industry. In: *Resources* 6 (2), S. 17. DOI: 10.3390/resources6020017.

Sathre, R.; O'Connor, J. (2010): Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. In: *Environmental Science & Policy* 13 (2), S. 104–114. DOI: 10.1016/j.envsci.2009.12.005.

ScAAN - Scientist Action and Advocacy Network (2019): Effectiveness of plastic regulation around the world. Scientist Action and Advocacy Network. Online verfügbar unter https://plasticpollutioncoalitionresources.org/wp-content/uploads/2017/03/Effectiveness_of_plastic_regulation_around_the_world_4_pages.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Schaumburg, F. G. (2019): Zusammenfassende rechtliche Beurteilung der Ausführungen von aidenvironment zur Befreiung von der Kaffeesteuer für nachhaltig angebauten und fair gehandelten Kaffee.

Schneider, P.; Pfoh, S.; Grimm, F. (2015): Leitfaden 01: Ökologische Kenndaten Baustoffe und Bauteile. Online verfügbar unter https://www.ppe.tum.de/fileadmin/w00bqx/www/content_uploads/151016_Leitfaden_OEkologische_Kenndaten.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Schoeters, M. (2020): Netherlands tables new tax plans for freighter freight, CargoForWarder Global. Online verfügbar unter <https://www.cargoforwarder.eu/2020/08/30/netherlands-tables-new-tax-plans-for-freighter-freight/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Statista (2018a): Kommunales Abfallaufkommen in den Ländern der EU-28 im Jahr 2017 (in Kilogramm pro Person). Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/152320/umfrage/kommunales-abfallaufkommen-in-der-eu-28/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Statista (2018b): Wert der per Luftfracht importierten Waren in Deutschland im Jahr 2017 nach Warengruppen (in Milliarden Euro). Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/471662/umfrage/warengruppen-im-import-per-luftfracht-in-deutschland/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Statista (2018c): Wie sehr stimmen Sie einer Umweltabgabe auf alle Plastiktüten in Höhe von 22 Cent zu? Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/870133/umfrage/umfrage-zur-akzeptanz-einer-umweltabgabe-auf-plastiktueten/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Statista (2019a): Durchschnittspreis von Filterkaffee im Lebensmitteleinzelhandel Deutschland bis 2018. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/77382/umfrage/verbraucherpreisentwicklung-von-roestkaffee-in-deutschland-seit-1970/#:~:text=Diese%20Statistik%20zeigt%20den%20Durchschnittspreis,durchschnittlich%20rund%208%2C10%20Euro>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Statista (2019b): Import von Avocadofrüchten nach Deutschland in den Jahren 2010 bis 2018 (in Tonnen). Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/581646/umfrage/importmenge-von-avocadofruechten-nach-deutschland/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Statista (2019c): Import von Südfrüchten nach Deutschland nach Art in den Jahren 2012 bis 2018 (in Tonnen). Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/29136/umfrage/importmenge-von-suedfruechten-nach-deutschland/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Statista (2019d): Wichtigste Lieferländer von Avocadofrüchten nach Deutschland in den Jahren 2016 bis 2018 (in Tonnen). Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/874072/umfrage/wichtigste-lieferlaender-von-avocadofruechten-nach-deutschland/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Statista (2020): Anteil von Ladungsträgern beim Einkauf von Lebensmitteln und Drogeriewaren in Deutschland im Jahr 2012. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/289936/umfrage/verwendung-von-ladungstraegern-fuer-lebensmittel-und-drogeriewaren-in-deutschland/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Südwind. Institut für Ökonomie und Ökumene (2020): Hüt-Adams, F.; Mürlebach, M. Auf ein Tässchen, Die Wertschöpfungskette von Kaffee. Südwind. Online verfügbar unter <https://www.suedwind-institut.de/files/Suedwind/Publikationen/2020/2020-01%20Studie%20Auf%20ein%20T%C3%A4scchen%20Die%20Wertsch%C3%B6pfungskette%20von%20Kaffee.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Taylor, R. L. (2019): Bag leakage: The effect of disposable carryout bag regulations on unregulated bags. In: *Journal of Environmental Economics and Management* 93, S. 254–271. DOI: 10.1016/j.jeem.2019.01.001.

Taylor, R. L.; Villas-Boas, S. B. (2015): Bans vs. fees: Disposable carryout bag policies and bag usage. In: *Applied Economic Perspectives and Policy* 38 (2), S. 351–372. Online verfügbar unter <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1093/aep/ppv025>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

- Tehrani, A.; Froese, T. M. (2017): A Comparative Life Cycle Assessment Of Tall Buildings With Alternative Structural Systems: Wood Vs. Concrete. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/335170151_A_Comparative_Life_Cycle_Assessment_Of_Tall_Buildings_With_Alternative_Structural_Systems_Wood_Vs_Concrete, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- Thärichen, H. (2020): EU-Kunststoffrichtlinie: Kehren kostet künftig. Online verfügbar unter <https://www.treffpunkt-kommune.de/eu-kunststoffrichtlinie-kehren-kostet-kuenftig/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- The Royal Institute of International Affairs (2018): Lehne, J.; Preston, F. Making concrete change: Innovation in low-carbon cement and concrete (Chatham House Report). Online verfügbar unter <https://www.chathamhouse.org/sites/default/files/publications/research/2018-06-13-making-concrete-change-cement-lehne-preston.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- Thomas, G. O.; Sautkina, E.; Poortinga, W.; Wolstenholme, E.; Whitmarsh, L. (2019): The English Plastic Bag Charge Changed Behavior and Increased Support for Other Charges to Reduce Plastic Waste. In: *Frontiers in psychology* 10. DOI: 10.3389/fpsyg.2019.00266.
- Thompson, D. L.; Hartley, J. M.; Lambert, S. M.; Shiref, M.; Harper, G. D. J.; Kendrick, E.; Anderson, P.; Ryder, K. S.; Gaines, L.; Abbott, A. P. (2020): The importance of design in lithium ion battery recycling – a critical review. In: *Green Chemistry* 22 (22), S. 7585–7603. DOI: 10.1039/D0GC02745F.
- TransFair e.V. - Fairtrade Deutschland (2020). Mit Fairtrade zu mehr Nachhaltigkeit, Jahres- und Wirkungsbericht 2019/2020.
- Trinh, L. T. K.; Hu, A. H.; Lan, Y. C.; Chen, Z. H. (2020): Comparative life cycle assessment for conventional and organic coffee cultivation in Vietnam. In: *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 17 (3), S. 1307–1324. DOI: 10.1007/s13762-019-02539-5.
- UBA - Umweltbundesamt (2019a). Kostensätze, Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-02-11_methodenkonvention-3-0_kostensaetze_korr.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- UBA - Umweltbundesamt (2019b). Methodenkonvention 3.0 zur Schätzung von Umweltkosten, Kostensätze. Stand 02/2019. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018-11-19_methodenkonvention-3-0_methodische-kostensaetze.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- UBA - Umweltbundesamt (2019c): Altbatterien. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/daten/ressourcen-abfall/verwertung-entsorgung-ausgewaehelter-abfallarten/altbatterien#im-jahr-2019-hat-deutschland-alle-von-der-eu-geforderten-mindestziele-erreicht>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- UBA - Umweltbundesamt (2019d): Positionspapier zur Primärbaustoffsteuer. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/190819_uba_pos_primarb_austoffsteuer_bf.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- UBA - Umweltbundesamt (2020a): Dekarbonisierung der Zementindustrie. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/dokumente/factsheet_zementindustrie.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- UBA - Umweltbundesamt (2020b): Plastiktüten. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/4453.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

UBA - Umweltbundesamt (2020c): Ruppert, J.; Wagener, C.; Palm, S.; Scheuer, W.; Hoenig; Volker. Prozesskettenorientierte Ermittlung der Material- und Energieeffizienzpotentiale in der Zementindustrie. Online verfügbar unter

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-03-06_texte_48-2020_material_energieeffizienz_zementindustrie.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

UBA (2019e): Wege in eine ressourcenschonende Treibhausgasneutralität, RESCUE-Studie. In: *Climate change* 2019 (36), zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Umweltbundesamt (2016): Umweltbundesamt. Neustart der EU-Nachhaltigkeitspolitik im Rahmen der Umsetzung der Sustainable Development Goals auf EU-Ebene. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/160928_uba_position_eun_achhaltig_deutsch_barrierefrei.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Umweltbundesamt (2020): Wolf, T.; Untergutsch; Andrea; Wensing, C.; Mittelbach, H.; Lu-Pagenkopf, F.; Kellenberger, D.; Kubowith, P. Potenziale von Bauen mit Holz, Erweiterung der Datengrundlage zur Verfügbarkeit von Holz als Baustoff zum Einsatz im Holzbau sowie vergleichende Ökobilanzierung von Häusern in Massiv- und Holzbauweise (Texte, 192/2020). Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/potenziale-von-bauen-holz>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Uppsala University (2020): Battery 2030+. Inventing the sustainable batteries of the future: Research needs and future action. Uppsala University. Online verfügbar unter https://battery2030.eu/digitalAssets/861/c_861350-l_1-k_roadmap-23march.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Usva, K.; Sinkko, T.; Silvenius, F.; Riipi, I.; Heusala, H. (2020): Carbon and water footprint of coffee consumed in Finland—life cycle assessment. In: *Int J Life Cycle Assess* 25 (10), S. 1976–1990. DOI: 10.1007/s11367-020-01799-5.

VDZ (2019). Umweltdaten der deutschen Zementindustrie. Online verfügbar unter https://mitglieder.vdz-online.de/uploads/media/VDZ_Umweltdaten_Environmental_Data_2018_01.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

VDZ (2020): Dekarbonisierung von Zement und Beton - Minderungspfade und Handlungsstrategien, Eine CO2-Roadmap für die deutsche Zementindustrie. Online verfügbar unter https://www.vdz-online.de/fileadmin/wissensportal/publikationen/zementindustrie/VDZ-Studie_Dekarbonisierung_Zement_Beton_2020.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Verband kommunaler Unternehmen (2018): van der Meer, E.; Beyer, R.; Gerlach, R. Wahrnehmung von Sauberkeit und Ursachen von Littering. Verband kommunaler Unternehmen. Berlin. Online verfügbar unter https://www.vku.de/fileadmin/user_upload/Verbandsseite/Publikationen/2020/VKU_Broschuere-Littering_Info93.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Verbraucherzentrale Hessen (2010): Keller, M. Flugimporte von Lebensmitteln und Blumen nach Deutschland. Online verfügbar unter http://www.vzhh.de/docs/100187/Studie%20Flugimporte_Deutschland%202010.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

vere e.V. (2019): VERE Verband kritisiert Pfand für Lithium-Ionen-Akkus und -Batterien. Online verfügbar unter <https://www.vereev.de/news-presse/news/neuigkeiten-detailansicht/article/vere-kritisiert-pfand-fuer-lithium-ionen-akkus-und-batterien/>, zuletzt aktualisiert am 21.09.2021.

Walls, M. (2011): Deposit-Refund Systems in Practice and Theory. In: *Discussion Paper* 11 (47).

Westfälische Wilhelms-Universität Münster (2019): Projeksteckbrief: End-Of-Life Solutions für eCar-Batterien - Entwicklung hybrider Leistungsbündel und Informationssysteme zur Entscheidungsunterstützung (EOL-IS),

Westfälische Wilhelms-Universität Münster. Online verfügbar unter <http://www.eol-is.de/projekt>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

WIFO (2019): Köppl, A.; Loretz, S.; Meyer, I.; Schratzenstaller, M. Effekte eines ermäßigten Mehrwertsteuersatzes für Reparaturdienstleistungen. Online verfügbar unter https://www.wifo.ac.at/jart/prj3/wifo/resources/person_dokument/person_dokument.jart?publikationsid=61957&mime_type=application/pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages (2020). Voraussetzungen der Befreiung von der Kaffeesteuer für „fair gehandelten“ Kaffee.

Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlicher Verbraucherschutz beim BMEL; Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik beim BMEL (2016): Wiss. Beiräte BMEL. Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Online verfügbar unter https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Ministerium/Beiraete/agrarpolitik/Klimaschutzgutachten_2016.html, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

World Economic Forum (2019): World Economic Forum; Global Battery Alliance. A Vision for a Sustainable Battery Value Chain in 2030 Unlocking the Full Potential to Power Sustainable Development and Climate Change Mitigation including photocopying and recording, or by any information storage and retrieval system. Geneva. Online verfügbar unter www.weforum.org
http://www3.weforum.org/docs/WEF_A_Vision_for_a_Sustainable_Battery_Value_Chain_in_2030_Report.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

WWF (2019): Klimaschutz in der Beton- und Zementindustrie: Hintergrund und Handlungsoptionen. Online verfügbar unter https://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/WWF_Klimaschutz_in_der_Beton_und_Zementindustrie_WEB.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Yin, J.; Pan, M.; Chen, Z.; Li, J. (2020): Discussion on the recycling ecological chain and commercial model of decommissioned batteries. In: *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* 793 (1). DOI: 10.1088/1757-899X/793/1/012001.

Zhiyenbek, A.; Beretta, C.; Stoessel, F.; Hellweg, S. (2016): Ökobilanzierung Früchte- und Gemüseproduktion eine Entscheidungsunterstützung für ökologisches Einkaufen. Zürich. Online verfügbar unter https://www.wwf.ch/sites/default/files/doc-2018-02/2017-02-Studie-Fruechte-und-Gemuese-Oekobilanz_0.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Zimmermann, A.; Müller, L.; Wang, Y. (2020): Deep Blue Home Login Home / Research Collections / Global CO2 Initiative / View Item Techno-Economic Assessment & Life Cycle Assessment Guidelines for CO₂ Utilization (Version 1.1).

ZVEI (2019): Stellungnahme zu Vorschlägen für die Einführung eines Pfandsystems für Lithiumbatterien. Online verfügbar unter <https://www.zvei.org/presse-medien/publikationen/stellungnahme-zu-vorschlaegen-fuer-die-einfuehrung-eines-pfandsystems-fuer-lithiumbatterien>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

ZVEI (2020): Stellungnahme zur Novelle des Batteriegesetzes anlässlich der Expertenanhörung am 09.09.2020. Online verfügbar unter <https://www.bundestag.de/resource/blob/711310/e7ad2c678f49a07305ccbac3b030705/ZVEI-Christian-Eckert-data.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.