

PolRess 2 – Vertiefungsanalyse

Ressourcenpolitische Innovationen in den EU Mitgliedsstaaten Inspirationen für Deutschland?

Rafael Postpischil, Klaus Jacob

Forschungszentrum für Umweltpolitik, FU Berlin

November 2017

Ein Projekt im Auftrag des
Bundesumweltministeriums und des
Umweltbundesamtes (FKZ: 3715 11 110 0)

Laufzeit 04/2015 –4/2019



**Umwelt
Bundesamt**

Fachbegleitung UBA

Judit Kanthak
Umweltbundesamt
E-Mail: judit.kanthak@uba.de
Tel.: 0340 – 2103 – 2072

Ansprechpartner Projektteam

Dr. Klaus Jacob
Freie Universität Berlin
E-Mail: klaus.jacob@fu-berlin.de
Tel.: 030 – 838 54492

Projektpartner:

Freie Universität Berlin
Forschungszentrum für Umweltpolitik



Öko-Institut e.V.



Ecologic-Institute



Die veröffentlichten Papiere sind Zwischen- bzw. Arbeitsergebnisse der Autorinnen und Autoren. Sie spiegeln nicht notwendig Positionen der Auftraggeber oder der Ressorts der Bundesregierung wider. Sie stellen Beiträge zur Weiterentwicklung der Debatte dar

Zitiationsweise: Postpischil, Rafael; Jacob, Klaus (2017): Ressourcenpolitische Innovationen in den EU Mitgliedsstaaten. Inspirationen für Deutschland? Vertiefungsanalyse im Projekt Ressourcenpolitik 2. www.ressourcenpolitik.de

Inhaltsverzeichnis

1. FRAGESTELLUNG UND ZIEL.....	2
2. BEVORZUGTE RE INSTRUMENTENKLASSEN IN DEN ANDEREN EU MITGLIEDSTAATEN.....	3
2.1. ANALYSE NACH INSTRUMENTENKLASSEN.....	3
2.2. ANALYSE NACH LÄNDERPROFILIEN.....	5
3. VERTIEFTE ANALYSE BESONDERS RELEVANTER INSTRUMENTENGRUPPEN.....	6
3.1. ABGABEN FÜR DEN ABBAU VON PRIMÄRBAUSTOFFEN.....	6
3.2. ABGABEN AUF VERPACKUNGSMATERIAL.....	9
3.3. ABGABEN AUF ELEKTRISCHE UND ELEKTRONISCHE GERÄTE.....	10
3.4. ERWEITERTE PRODUZENTENVERANTWORTUNG.....	11
3.5. FREIWILLIGE SELBSTVERPFLICHTUNGEN.....	13
3.6. BILDUNGSMABNAHMEN.....	15
4. FAZIT.....	15
5. ANHANG.....	18
6. LITERATUR.....	24

Abkürzungsverzeichnis

ELV *End-of-Life Vehicles*

EPR *Extended Producer Responsibility*

EU *Europäische Union*

FSV *Freiwillige Selbstverpflichtung*

IKT *Informations- und Kommunikationstechnologie*

MS *Mitgliedstaat*

ProgRess *Deutsches Ressourceneffizienzprogramm*

RE *Ressourceneffizienz*

WEEE *Waste of Electrical and Electronic Equipment*

1. Fragestellung und Ziel

Deutschland hat als einer der ersten Mitgliedstaaten der Europäischen Union im Jahr 2012 mit dem Deutschen Ressourceneffizienzprogramm (ProgRess) ein nationales Programm für Ressourceneffizienz (RE) verabschiedet (EEA 2016g, 42). Die Strategie sollte insbesondere dazu beitragen, das in der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie von 2002 gesteckte Ziel einer Verdopplung der Rohstoffproduktivität bis zum Jahr 2020 gegenüber 1994 zu erreichen. In der jüngsten Fortschreibung der Nachhaltigkeitsstrategie ist der Zielhorizont auf 2030 erweitert und der Indikator auf die Gesamtrohstoffproduktivität, d.h. unter Einbezug der zur Herstellung von importierten Gütern im Ausland verursachten Materialmengen. Nunmehr ist es das Ziel der Bundesregierung diesen Indikator kontinuierlich zu verbessern. Unter Zugrundelegung der bisherigen jährlichen Verbesserung von 1,5% würde dies auf eine Steigerung der Gesamtrohstoffproduktivität um 30% bis 2030 bedeuten.

Die für Unternehmen und Konsumenten marktvermittelten Anreize alleine reichen nicht aus um die Potentiale zur Verbesserung der Ressourceneffizienz zu realisieren, sei es, weil Kosten der Materialnutzung externalisiert werden können, Anreize zur Entwicklung und Nutzung von ressourceneffizienten Innovationen fehlen, Kosten und Nutzen von Materialeinsparungen in der Wertschöpfungskette auf unterschiedliche Akteure verteilt sind, usw. (Jacob et al. 2015). Vor diesem Hintergrund sind ressourcenpolitische Instrumente erforderlich um entsprechende Anreize zu vermitteln und die gesteckten Ziele zu erreichen.

Im Rahmen dieser Vertiefungsanalyse soll untersucht werden, welche Instrumente mit ressourcenpolitischer Wirkung in anderen Mitgliedsstaaten (MS) der Europäischen Union (EU) genutzt werden, die bisher in Deutschland noch keine Anwendung finden. Der Fokus dieses Papiers liegt dabei auf konkreten Politikinstrumenten, die einen Bezug zu den in ProgRess behandelten Ressourcen aufweisen (BMUB 2016, 36). Auch wenn nicht alle der betrachteten Politikinstrumente in den anderen EU MS primär mit ressourcenpolitischer Motivation eingeführt worden sein dürften, entfalten sie eine ressourcenpolitische Wirkung. Von besonderem Interesse sind dabei innovative Politikansätze, von welchen hohe Potenziale zur Steigerung von Ressourceneffizienz erwartet werden können. Dabei werden – in Anlehnung an die entsprechenden Handlungsfelder in ProgRess vornehmlich die folgenden Aspekte adressiert: (1) die Gewinnung und Nutzung von Rohstoffen, (2) Materialeffizienz in der Produktion und in Produkten, (3) die Verlängerung der Lebensdauer von Produkten und (4) die Verwendung von Sekundärmaterialien.

Um entsprechende Instrumente aus der Gesamtheit aller ressourcenpolitischen Instrumente in den Mitgliedsstaaten der Europäischen Union zu identifizieren, werden drei zentrale Datenquellen (EEA 2016g; IEEP 2014; OECD 2016c) herangezogen. Auf dieser Grundlage wird in

Abschnitt 2.1 zunächst eine Übersicht der für Deutschland potenziell relevanten ressourcenpolitischen Instrumente präsentiert, anhand wesentlicher Instrumentenklassen („large N“-Übersicht). Anschließend werden in 2.2 einige ressourcenpolitische Schwerpunktsetzungen ausgewählter Länder mit ihren konkreten Instrumenten vorgestellt. Anschließend wird in Abschnitt 3 eine vertiefte Analyse der für Deutschland als besonders relevant eingeschätzten ressourcenpolitischen Instrumentengruppen vorgenommen. Anhand der herausgearbeiteten Wirkungsmechanismen und Rahmenbedingungen der einzelnen Instrumente wird im Fazit die Übertragbarkeit für die deutsche Ressourcenpolitik abgeschätzt.

2. Bevorzugte RE Instrumentenklassen in den anderen EU Mitgliedstaaten

2.1. Analyse nach Instrumentenklassen

Um nach o.g. Gesichtspunkten (d.h. Abdeckung der ProgRes Materialien, vermutlich hohe Potentiale und noch nicht in Deutschland eingeführt) relevante ressourcenpolitischen Instrumente der MS zu identifizieren, wurden folgende Quellen herangezogen: (1) Der Datensatz „Database On Policy Instruments For The Environment“ der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD, 2016), der Datensatz (2) „Environmental Tax Reform in Europe“ des Institute for European Environmental Policy (IEEP 2014) sowie (3) die Veröffentlichung der europäischen Umweltagentur „More From Less — Material Resource Efficiency In Europe“ (EEA 2016g) inklusive der zugehörigen Länderreports¹. Diese Datenquellen wurden zusätzlich um zugehörigen wissenschaftlichen sowie grauen Literatur ergänzt bzw. gegengeprüft. Bei der Auswertung wurde deutlich, dass die verschiedenen Daten- und Literaturquellen in vielen Fällen unterschiedliche Abdeckungsgrade sowie verschiedene Definitionen und Abgrenzungen verwenden und somit komplementär genutzt werden sollten. Aus den drei Datensätzen wurden rund 160 Instrumente identifiziert, die sich auf die in ProgRes abgedeckten Materialströme beziehen und augenscheinlich nicht in Deutschland zur Anwendung kommen².

Anhand der Gesamtheit der nach oben genannten Kriterien getroffenen Instrumentenauswahl lassen sich fünf wesentliche Instrumentenklassen unterscheiden:

- 1) Belastende ökonomische Anreize (bspw. Steuern, Beiträge, Gebühren)
- 2) Belohnende ökonomische Anreize (bspw. Steuerermäßigungen, Subventionen)

¹ Der OECD sowie der IEEP Datensatz lassen aufgrund ihrer Tabellenstruktur keine Zitationen mit Seitenzahlen zu.

² Die gesamte Auswertungstabelle ist auf Anfrage bei den Autoren erhältlich.

- 3) Ordnungsrechtliche Instrumente (bspw. gesetzliche Regelungen, Verordnungen)
- 4) Freiwillige Selbstverpflichtungen (bspw. zwischen Verwaltung und Unternehmen)
- 5) Informationsinstrumente (bspw. Umweltlabels, Ressourceneffizienzkampagnen für Unternehmen, Politikevaluationen)

Die Instrumente sind in einigen Fällen nicht exakt trennscharf der einen oder anderen Klasse zuzuordnen, sondern können Aspekte verschiedener Instrumentenklassen vereinen, was bei entsprechenden Instrumenten in der näheren Betrachtung aufgezeigt wird.

Dennoch lässt sich sagen, dass der Schwerpunkt der ermittelten rund 160 Instrumente klar auf belastenden ökonomischen Anreizen liegt (ca. 70%). Die restlichen ungefähr 30% verteilen sich auf belohnende ökonomische Anreize (ca. 12%), Ordnungsrecht (ca. 8%), Informationsinstrumente (ca. 8%), sowie freiwillige Selbstverpflichtungen (ca. 2%). Bei diesem Befund ist zu beachten, dass dies auch ein Ergebnis der Suchstrategie ist: Es wurden gerade solche Instrumente gesucht, die in Deutschland noch keine Anwendung gefunden haben (innovativer Charakter). In Deutschland gibt es zahlreiche informationsbasierte und belohnende Instrumente, daher ist in diesen Feldern wenig Innovation aus anderen Ländern zu erwarten. Der Befund zeigt allerdings auch, dass regulative Instrumente auch in anderen Staaten selten zur Anwendung kommen. Dagegen sind Instrumente, die **belastende ökonomische Anreize** setzen weit verbreitet und finden sich ausnahmslos in allen anderen MS. Dabei handelt es sich vornehmlich um Abgaben auf verschiedene Baustoffe, Verpackungsabgaben, Steuern auf Müllverbrennung oder RE bezogene Produktabgaben, beispielsweise auf Informations- und Kommunikationstechnologie (IKT).

In einigen Fällen setzen MS auch **belohnende ökonomische Anreize** für Ressourceneffizienz: beispielweise in Form eines Pfandsystems für ausrangierte Autos von mehr als 200€ pro Stück in Dänemark (OECD 2016), staatliche Subventionen für lokale RE Netzwerke in Irland (EEA 2016g) oder über Steuervergünstigungen in Frankreich auf bestimmte umweltfreundliche Haushaltsgeräte (OECD 2016).

Ordnungsrecht für RE findet nur vereinzelt Anwendung in den MS. So besteht beispielweise in Flandern (Belgien) eine erweiterte Produzentenverantwortung (Extended Producer Responsibility, EPR) für unter anderem Papier, Fahrzeuge, Reifen und IKT, welches Produzentinnen und Produzenten verpflichtet, kostenfreie Rücknahmesysteme für ihre Produkte bereitzustellen (Clercq & Bracke 2005; OECD 2016c). Zu Umsetzung dieser EPR Regulierung kommen wiederum freiwillige Selbstverpflichtungen (FSV) mit Branchenverbänden zum Einsatz, welche der rechtlichen Verpflichtung kollektiv nachkommen. Hieran wird deutlich, wie ein Instrument Merkmale verschiedener Instrumentenklassen vereinen kann. Des Weiteren ist beispielsweise in Bulgarien die Verwertung von Bauschutt, sowie die Verwendung recycelter Baustoffe ordnungsrechtlich geregelt (EEA 2016g) und in Frankreich findet sich ein Gesetz zur Verlängerung der Nutzungsspanne von Produkten (EEA 2016g; Rreuse 2015).

Freiwillige Selbstverpflichtungen finden sich nur vereinzelt, mitunter in Kombination mit belohnenden Anreizen, beispielweise in Lettland, wo Produzenten aus der landesweiten Ressourcensteuer ausgenommen werden können, wenn sie für die Müllsammlung und -verwertung selbst aufkommen (EEA 2016g). Gleichzeitig müssen sie dabei Wiederherstellungs- und Recyclingquoten erfüllen. In Frankreich und Großbritannien existieren ökologisch motivierte freiwillige Selbstverpflichtungen verschiedener Wirtschaftssektoren, die unter anderem eine Steigerung von Material- und Rohstoffeffizienz vorsehen (OECD 2016c).

Die Fallzahl an innovativen **Informationsinstrumenten** für RE in der getroffenen Auswahl ist nicht zuletzt dadurch gering, dass Informationsansätze in Deutschland bereits recht breit genutzt werden. Informationsinstrumente, die für die deutsche Ressourcenpolitik als Inspiration dienen könnten, sind beispielweise in Schottland und den Niederlanden (EEA 2016g) zu finden. In Schottland existiert ein „Resource Efficient Scotland“ Programm, welches als zentrale Anlaufstelle für Informationen zu unter anderem Materialeffizienz und auch finanzielle Unterstützung zur Verfügung steht (Scottish Government 2013). Auch hier zeigt sich die Überlappung eines Instrumentes mit Merkmalen zweier Instrumentenklassen, nämlich Information und belohnender ökonomischer Anreiz. Die niederländische Regierung verfolgt außerdem mehrere Informationsinstrumente zur Förderung einer Kreislaufwirtschaft (EEA 2016g). Zentral ist das Programm „Netherlands Circulair“, in welchem Rahmen Bildungsprogramme und öffentlichkeitwirksame Informationskampagnen stattfinden sowie außerdem Ressourcenströme nach ihren Handlungsbedarfen und -potenzialen priorisiert wurden (EEA 2016g; Umweltministerium NL 2017). Bei der Priorisierung kritischer Ressourcenströme finden sich eine Reihe von Feldern, die auch in ProgRess abgedeckt sind, wie beispielsweise Elektro- und Elektronik-Altgeräte (WEEE), End-of-Life Vehicles (ELV), Plastik und Verpackungen.

2.2. Analyse nach Länderprofilen

Wie oben beschrieben, handelt es sich bei der deutlichen Mehrheit aller betrachteten RE Instrumente in den EU MS um belastende ökonomische Anreize, die ressourcenintensives Wirtschaften ökonomisch unattraktiver gestalten. Entsprechende Instrumente sind in allen MS zu finden. Über diese generelle Tendenz hinaus lassen sich jedoch länderspezifische Schwerpunktsetzungen herausarbeiten, besonders hinsichtlich der verwendeten Policy-Mixe. Es geht darum Schwerpunkte zu illustrieren, welche sich von dem hiesigen Politikansatz unterscheiden, der maßgeblich auf Informations- und Förderinstrumenten basiert, die sich an die Wirtschaft richten. Entsprechende Instrumente lassen sich auch in anderen MS auffinden, an dieser Stelle gehen wir kurz auf drei Länderbeispiele ein, anhand welcher andere Schwerpunktsetzungen in der RE Politikgestaltung deutlich werden.

So verfolgt **Portugal** einen strikt über verschiedene belastende ökonomische Anreize geregelte Steuerung der Ressourcenpolitik. Im Rahmen der 2015 verabschiedeten ökologischen Steuerreform wurden unter anderem die effiziente Ressourcennutzung, beispielweise durch

eine Abgabe auf Plastiktüten, sowie nachhaltigere Produktionsweisen angereizt (EEA 2016g, 76; OECD 2016c). Darüber hinaus bestanden auch schon vor der Reform verschiedene Abgaben, wenn IKT, Fahrzeuge, Autoreifen oder Verpackungen auf den Markt gebracht werden (IEEP 2014; OECD 2016c). Des Weiteren gibt es in Portugal eine Steuer auf Müllverbrennung, welche zusätzlich das Potenzial birgt, den Umgang mit Ressourcen in Richtung der ressourcenschonenden Spitze der Abfallhierarchie zu verschieben.

Im Kontrast zu Portugal (und anderen MS mit Schwerpunkt belastender ökonomischer Anreize) liegt ein deutlich breiter angelegter Policy-Mix in Frankreich und den Niederlanden vor. **Frankreich** verwendet dabei eine Mischung aller Instrumentenklassen, inklusive Steuern auf Baustoffe, ordnungsrechtliche EPR, Steuererleichterungen auf umweltfreundliche Haushaltsprodukte, freiwillige Selbstverpflichtungen verschiedener Wirtschaftssektoren sowie Informationsansätze über Ökobilanzierungen und Eco-Labels (EEA 2016g; IEEP 2014; OECD 2016c).

Auch in den **Niederlanden** finden sich fast alle Instrumentenklassen, außer freiwilligen Selbstverpflichtungen. Dabei stehen Informationsinstrumente hinsichtlich der schier unerschöpflichen Anzahl im Vordergrund (s.o.), neben beispielweise Abgaben auf Hausmüll (IEEP 2014), Steuererleichterungen für Investitionen in umweltverträgliche Technologien (OECD 2016c) oder ordnungsrechtlicher EPR im Bereich Verpackung, WEEE, ELV, Reifen und Glas (EEA 2016g).

Anhand dieser überblicksartigen Betrachtung der Gesamtheit an RE Instrumenten in 2.1 und 2.2 wird deutlich, dass in den anderen EU MS eine Vielzahl an relevanten Politikinspirationen für die Ausgestaltung und Umsetzung der deutschen Ressourcenpolitik bestehen.

3. Vertiefte Analyse besonders relevanter Instrumentengruppen

In diesem Abschnitt werden einzelne Instrumentengruppen näher betrachtet, von welchen ein hohes RE Potential erwartet werden kann. Die Instrumentengruppen und ihre konkreten Länderbeispiele werden anhand bestehender Literatur auf Beispiele guter Praxis hin untersucht, wobei Wirkungsweise, Effektivität, Effizienz und politische Rahmenbedingungen Berücksichtigung finden. Abschließend wird im Fazit eine erste Abschätzung hinsichtlich der Übertragbarkeit für die deutsche RE Politik präsentiert.

3.1. Abgaben für den Abbau von Primärbaustoffen

Abgaben im Allgemeinen können von staatlicher Seite in Form von Steuern, Gebühren oder Beiträgen erhoben werden. Der wesentlichste Unterschied hierbei ist die Knüpfung an eine konkrete Gegenleistung der Abgabe: Steuern dürfen ausdrücklich keine Gegenleistung für eine besondere Leistung sein, wohingegen Gebühren und Beiträge für die Inanspruchnahme einer konkreten Leistung erhoben werden. Gebühren und Beiträge unterscheiden sich wiederum in der tatsächlichen bzw. möglichen Inanspruchnahme. Im Folgenden werden Gebühren

und Beiträge als äquivalent betrachtet, wie auch im OECD 2016 Datensatz verfahren wurde (OECD 2016b, 3).

In Deutschland finden sich gegenwärtig keine bundesweiten Abgaben auf den Abbau von Primärbaustoffen. Jedoch wird in einigen Bundesländern vereinzelt eine Feldes- und Förderabgabe auf Kies und Sand erhoben, allerdings nur in den ostdeutschen Bundesländern sowie von den Ländern Niedersachsen und Schleswig-Holstein auf den Abbau von Meeresgrundkies (Bahn-Walkowiak et al. 2012, 19; Ludewig & Meyer 2012, 7).

Demgegenüber gibt es zahlreiche Beispiele für Abgaben auf den Abbau von Baustoffen in anderen europäischen Mitgliedsstaaten (Bahn-Walkowiak & Steger 2015, 601f.; EEA 2016g; Hogg et al. 2016a, 2016b; IEEP 2014; OECD 2016c; Speck et al. 2001). In Tabelle 1 (siehe Anhang) sind die europäischen Beispiele mit verschiedenen wesentlichen Eigenschaften zusammengetragen. Die meisten Primärbaustoffabgaben wurden in den 1990er Jahren eingeführt, unterscheiden sich aber deutlich zum Beispiel hinsichtlich der erfassten Stoffe, Abgabenhöhe oder Verwaltungsinstanz. Nationale Baustoffabgaben gibt es in folgenden 15 EU MS:

- Bulgarien
- Dänemark
- Estland
- Finnland
- Frankreich
- Kroatien
- Lettland
- Litauen
- Malta
- Schweden
- Slowakei
- Tschechien
- Ungarn
- Großbritannien
- Zypern

Unter den europäischen Beispielen für Primärbaustoffabgaben finden sich deutlich Unterschiede in den ökologischen Ambitionsniveaus, hinsichtlich erfasster Stoffe sowie Abgabenhöhe. Dies lässt sich mitunter auf in vielen Fällen fehlende quantitative Zielsetzungen und Zeitrahmen zur Zielerreichung zurückführen (Bahn-Walkowiak & Steger 2015, 601). Dabei

kann gemutmaßt werden, dass eher die Sicherung von Einnahmen für die öffentlichen Haushalte als ökonomische Anreizsetzung für umweltverträglichere Wirtschaftsweisen bei der Politikgestaltung im Vordergrund standen.

Es lassen sich aber mindestens drei Beispiele ausmachen, in welchen Primärbaustoffabgaben von substanziellem Umfang erhoben werden und wo eine verringerte oder substituierende Ressourcennutzung angereizt werden sollte und konnte: Dänemark, Schweden und Großbritannien (Bahn-Walkowiak et al. 2012; Söderholm 2011). In allen drei Fällen wurden die Abgaben angesichts der Knappheit bestimmter Rohstoffe eingeführt. In Schweden sollte der Kiesabbau reduziert werden, im Großbritannien der Abbau von Gesteinskörnung insgesamt und in Dänemark sollten Recyclingbaumaterialien vermehrt Verwendung finden.

Die Primärbaustoffsteuer in Dänemark in Höhe von 0.67 €/m³ wird sowohl auf im Inland abgebaute Rohstoffe sowie importiertes Material erhoben. Für Export sowie Importe von Primärrohstoffen und Waren mit Rohstoffanteil wird ein entsprechender Grenzsteuerausgleich durchgeführt. Seit der Einführung der Abgabe in Dänemark hat die Menge der abgebauten Rohstoffe deutlich abgenommen und die Recyclingquote von Bauabfällen sich fast verzehnfacht (Ludewig & Meyer 2012, 5). Die genaue Ursächlichkeit der Abgabe zu bewerten fällt jedoch schwer, da parallel eine Steuer auf die Deponierung von Abfällen und ordnungsrechtliche Recyclingvorgaben eingeführt wurden.

Sechs Jahre nach der dänischen Primärbaustoffsteuer wurde 1996 eine ähnliche Steuer in Schweden eingeführt, jedoch speziell auf den Abbau von inländischem Kies, Sand und Bruchstein. Die Steuer wurde schrittweise erhöht und beläuft sich aktuell auf 1,73 €/t, wobei Importe sowie Exporte gleichermaßen besteuert werden. Die Möglichkeit der Rückerstattung für Exporteure, wie beispielsweise in Dänemark, ist nicht gegeben (Ecotec et al. 2001, 205). In Folge der Steuer konnte die Entnahme von Kies mehr als halbiert werden (Söderholm 2011, 16). Wie auch im dänischen Fall, kann die Ursächlichkeit der Reduktion nicht ausschließlich der Abgabe zugerechnet werden, sondern steht in Wechselwirkung mit anderen Maßnahmen, wie öffentliche Vergabevorgaben hinsichtlich Ressourceneffizienz und restriktiverer Abbaufächengenehmigungen (Ludewig & Meyer 2012, 6).

Die höchste Steuer auf den Abbau von Primärbaustoffen erhebt Großbritannien seit 2002 mit aktuell 2,30 €/t nach schrittweiser Erhöhung. Dies entspricht etwa 20% des Preises der besteuerten Rohstoffe. Auf diesem Weg sollen externalisierte Umweltkosten eingepreist werden und Recyclingmaterial begünstigt werden. Ein Steuergrenzausgleich wird vollzogen. Wie in den anderen beiden ökologisch erfolgreicherer Beispielen von Primärbaustoffabgabe in den EU MS, wirkt auch die britische Abgabe im Zusammenspiel mit anderen Instrumenten, beispielsweise einer Deponiesteuer. Jedoch konnte nach ihrer Einführung ein deutlicher Rückgang der Baustoffentnahme sowie eine sehr hohe Recyclingmaterialquote als Betonbeimischung verzeichnet werden (Ludewig & Meyer 2012, 6). Die britische „Aggregates Levy“ enthält eine

Reihe von Ausnahmen, um Materialien die keine zentralen Primärbaustoffe darstellen, zu umgehen. Die Europäische Kommission hat kürzlich einige dieser Ausnahmen auf unrechtmäßige staatliche Beihilfe untersucht und kam 2015 zu dem Schluss, dass die Ausnahmeregelungen für Schiefergesteinskörnung wettbewerbsrechtswidrig ist (Hogg et al. 2016b, 687). In Folge dessen wurde die britische Primärbaustoffabgabe entsprechend überarbeitet.

Eine umfassende Studie zu ökologischen Steuerreformpotenzialen in den EU MS im Auftrag der Europäischen Kommission kommt zu dem Ergebnis, dass die britische Abgabe als beste Praxis gewertet werden kann und eine ähnliche Abgabe in den EU MS implementiert werden sollte (Hogg et al. 2016a, 36).

3.2. Abgaben auf Verpackungsmaterial

Verschiedene Formen von Abgaben auf Verpackungsmaterial (teilweise inklusive Einwegkauftüten) finden sich in nahezu allen EU MS (EEA 2016g; Hogg et al. 2016a; IEEP 2014; OECD 2016c; Watkins et al. 2017, 15). Die Ausgestaltung der verschiedenen Verpackungsabgaben unterscheidet sich deutlich, beispielweise hinsichtlich der Abgabeform, der erfassten Stoffe sowie der Abgabehöhe. Außerdem ist zu erwähnen, dass viele der Abgaben auf Verpackungsmaterial gleichzeitig Teil eines EPR Systems sind, welche als nationale Umsetzung der EU Verpackungen und Verpackungsabfälle Richtlinie implementiert wurden (Cahill et al. 2011; Hogg et al. 2016b, 28; Watkins et al. 2017). Beispielweise in Litauen und Finnland wird die Verzahnung der nationalen Verpackungssteuer mit dem dort vorhandenen EPR System deutlich: Hier wird ein verringerter bzw. kein Steuersatz erhoben, wenn der Hersteller Mitglied im lokalen EPR ist (Ettlinger 2017; Hogg et al. 2016b, 28). In Litauen muss dazu der Hersteller im Rahmen der EPR eine Verpackungsentsorgungsgebühr entrichten und in Finnland werden Importeure von Produkten mit Getränkeverpackungsmaterial von der Verpackungssteuer ausgenommen, wenn sie Teil eines Pfandsystems sind.

In der Mehrzahl der Verpackungsabgaben in den EU MS handelt es sich um Gebühren oder Beiträge, welche lediglich die Kosten der Entsorgung bzw. des Recyclings decken (Hogg et al. 2016a, 29). So wird auch in Deutschland im Rahmen des Dualen System Deutschland lediglich eine geringe Entsorgungsgebühr auf Plastikverpackungen, Getränkekartons und einige weitere Verpackungsmaterialien erhoben (Watkins et al. 2017, 15). Dabei werden Externalitäten, wie beispielweise THG Emissionen in der Produktion, Ressourcenverbrauch oder unsachgemäße Entsorgung nicht eingepreist und somit keine Vermeidung von Verpackung angereizt. Verpackungssteuern wiederum finden sich in Belgien, Bulgarien, Dänemark, Estland, Finnland, Kroatien, Lettland, Malta, Niederlande, Rumänien, Slowenien, jedoch meist mit geringer Abgabehöhe (Watkins et al. 2017, 17).

Sowohl die europäischen Beispiele von Verpackungsgebühren und –beiträgen sowie Verpackungssteuern werden meistens bei der Herstellung erhoben, gemessen an der auf den Markt

gebrachten Menge unterschiedlicher Verpackungsmaterialien. Als Beispiel guter umweltpolitischer Praxis wird in der Literatur häufig auf den Fall Dänemark verwiesen, wo eine Verpackungssteuer bereits 1978 eingeführt und seitdem vielfach überarbeitet wurde (Hogg et al. 2016b, 29). Sie sollte die mit Verpackungsmaterial verbundenen Umweltexternalitäten einpreisen und dadurch Abfallvermeidung, höhere Recyclingquoten sowie verminderte Umwelteinflüsse der Verpackungen anreizen. Dazu wurden verschiedene Steuersätze für unterschiedliche Materialgruppen nach Gewicht festgesetzt: höhere für Materialien wie Aluminium (4,46€/kg) oder Plastik (1,04-1,74€/kg) und niedrigere für beispielweise Papier und Kartonage (0,07-0,13€/kg) (gesamte Liste bei Hogg et al. 2016b, 31). Jedoch wurde die gewichts-basierte Verpackungssteuer 2014 aufgrund hoher administrativer Kosten für die betroffenen Unternehmen abgeschafft (Bragadóttir et al. 2014, 46).

Dennoch kommt die umfassende Studie zu ökologischen Steuerreformpotenzialen in den EU MS im Auftrag der Europäischen Kommission zu dem Ergebnis, dass eine Verpackungssteuer ähnlich dem dänischen Vorbild in den EU MS eingeführt werden sollte (Hogg et al. 2016a, 29). Die Steuersätze sollten dabei die CO₂-Emission bei der Verbrennung der Materialien widerspiegeln, was zu deutlich höheren Steuersätzen als im dänischen Beispiel führen würde. Ebenso wird eine Steuer auf Einwegeinkauftüten (ungefähr 0,10€/Stück, inflations- und kaufkraftparitätsbereinigt) empfohlen, welche in ähnlicher Form bereits in einer Reihe von EU MS Anwendung findet. Besonders in Frankreich, Dänemark und Irland konnte auf diesem Weg die Nutzung von Einwegeinkauftüten deutlich reduziert werden (Hogg et al. 2016b, 36f.; Withana et al. 2014). Neben dem relativ kleinen Anteil an CO₂ Emissionen durch Einwegeinkaufstüten, würde diese Steuer vor allem der drastischen Belastung aquatische Ökosysteme durch Einwegeinkauftüten Rechnung tragen (Hogg et al. 2016b, 36).

3.3. Abgaben auf elektrische und elektronische Geräte

Auch unterschiedliche Formen von Abgaben auf elektrische und elektronische Geräte (EEE) finden sich in einer Vielzahl der EU MS. In Deutschland wird beispielweise im Rahmen des Elektro- und Elektronikgerätegesetz, welches die EU Richtlinie über Elektro- und Elektronik-Altgeräte in nationales Recht umsetzt, eine Gebühr für das Recycling und Entsorgen von Elektro- und Elektronik-Altgeräte (WEEE) erhoben (Elektrogesetz 2017). Weitere WEEE Abgaben finden sich in Dänemark, Finnland, Griechenland, Irland, Italien, Lettland, Litauen, Malta, Österreich, Polen, Portugal, Slowakei, Slowenien, Schweden, Tschechien, Ungarn und Zypern (EEA 2016g; Hogg et al. 2016b; IEEP 2014; OECD 2016c). Viele dieser EEE Abgaben sind Teil von EPR Systemen und gehen im Wesentlichen nicht über die Mindestanforderungen der EU WEEE Richtlinien hinaus (Cahill et al. 2011; Román 2012).

Vor diesem Hintergrund ist die Deponierung oder Verbrennung deutlich häufiger das Ergebnis der nationalen Umsetzung der WEEE Richtlinie, als ökologische Produktinnovationen mit beispielweise längeren Lebenszeiten sowie vereinfachter Reparier- und Wiederverwertbarkeit (Román 2012, 503–7). Dies gilt insbesondere für die nicht EU15 MS.

Demgegenüber können Schweden und Dänemark als EU MS Beispiele guter (W)EEE Praxis angesehen werden (Bragadóttir et al. 2014; Román 2012; Watkins et al. 2012). Beide MS hatten bereits nationale WEEE Systeme implementiert, bevor die EU WEEE Richtlinie 2002 in Kraft trat. Die auf EEE Produkte erhobenen Umweltsteuern waren dadurch bereits bekannt und weitgehend akzeptiert als Umsetzung des Verursacherprinzips. Zusätzlich wird eine kommunale Müllverwertungsabgabe erhoben, welche die sachgerechte Entsorgung gewährleistet. Diese Doppelabgabe, welche EEE Konsumenten aufbringen müssen, gemeinsam mit steigenden Deponie- und Müllverbrennungsabgaben sowie anspruchsvolleren Emissionsvorgaben der Deponierung und Verbrennung, können als erfolgreicher Policy Mix gewertet werden (Román 2012, 518). Auf diesem Weg können WEEE zu höheren Stufen der Abfallpyramide bewegt werden und außerdem ökologische Produktinnovationen hin zur gänzlichen Abfallvermeidung verstärkt angereizt werden.

Die Abgaben werden europaweit beim Kauf für den Endkonsum erhoben. Grundsätzlich unterliegen auch Online-Händler der Abgabepflicht, selbst wenn sie grenzüberschreitend versenden und damit unterschiedlich ausgestalteten Abgabensystemen unterliegen. Allerdings wird ein Vollzugsdefizit beklagt (Ecommerce News Europe 2017; Röpke 2015).

3.4. Erweiterte Produzentenverantwortung

Erweiterte Produzentenverantwortung oder Extended Producer Responsibility (EPR) umfasst eine Vielzahl von politischen Instrumenten, beispielweise Pfandsysteme, Recycling Programme oder die Delegation der operativen Entsorgungsverantwortung an dritte Dienstleistende. Allen EPRs wohnt die Idee inne, den Produzierenden eine größere finanzielle oder auch operative Verantwortung für die Umweltauswirkungen ihrer Produkte entlang der Wertschöpfungskette zukommen zu lassen. Auf diesem Weg sollen die anfallenden Umweltauswirkungen und die damit verbundenen Kosten der Entsorgung nicht länger den Kommunen angelastet werden, die Entsorgungsrate verringert sowie die Recyclingquote erhöht werden (OECD 2016a). EPRs lassen sich in vier grobe Kategorien einordnen, wobei vielerorts Kombinationen davon Anwendung finden (OECD 2016a, 21f):

- Rücknahmeverpflichtungen
- ökonomische Anreizmechanismen (Pfandsysteme, vorgezogenen Entsorgungsgebühren, Materialabgaben, vorgelagerte Kombination aus Abgabe und Anreiz)
- Ordnungsrecht (bspw. Performance-Standards)
- Informationsinstrumente

EPRs finden sich in allen EU MS, hauptsächlich für Altfahrzeuge, WEEE (siehe auch 3.3), Batterien und Verpackungen (siehe auch 3.2) und in Form von Rücknahmeverpflichtungen, vorgezogenen Entsorgungsgebühren, Pfandsysteme sowie der Delegation der Verwertung an Drittanbieter (Cahill et al. 2011; EEA 2016g; IEEP 2014; Monier et al. 2014, 10f.; OECD 2016a, 2016c; Watkins et al. 2017).

In Deutschland bestehen gegenwärtig EPRs in Form von Rücknahmeverpflichtungen für Öle, Fahrzeuge, Verpackungen, WEEE, Batterien und Agrarfolie (Kaffine & O'Reilly 2015, 36; Monier et al. 2014, 11). Nicht über EPRs geregelt sind in Deutschland Altreifen, Grafikpapier und medizinischer Abfall, wozu in vielen anderen MS EPRs eingesetzt werden. Über diese Produktgruppen hinaus, wenden einzelne MS EPRs auf weiteren Produktfeldern an. Besonders Frankreich regelt eine Reihe weiterer Produktgruppen über EPRs, wie zum Beispiel Kleidung, Möbel und Büroausstattung.

In einer groß angelegten Studie von unter anderem Deloitte für die EU Generaldirektion Umwelt, wurden die verschiedenen Formen von EPRs in wesentlichen Produktgruppen in den EU MS hinsichtlich ihrer Kosteneffektivität untersucht. Dabei konnte gezeigt werden, dass nicht zwingend die teuersten EPRs die besten Ergebnisse liefern (im Sinne der Abgaben, welche Produzenten zu zahlen haben im Verhältnis zu den erreichten Recycling- oder Rückgewinnungsraten) (Monier et al. 2014).

Aus der Literatur lassen sich zentrale Leitlinien für die Ausgestaltung von EPRs abgeleitet, um verbreiteten Problemen wie diffuser Zielsetzung, unzureichendem Monitoring sowie mangelhafter Durchsetzung und Free-Riding zu begegnen (Cahill et al. 2011; Monier et al. 2014; OECD 2016a; Sanz et al. 2017). Diese Leitlinien umfassen die klare Definition der EPR, eine eindeutige Verantwortungsaufteilung der beteiligten Akteure in der EPR sowie eine klare und messbare Zielsetzung. Außerdem ist sicherzustellen, dass die EPR mindestens die vollen Nettokosten der Sammlung und Verwertung der erfassten Produkte abdeckt und eine Gleichbehandlung aller Akteure im Markt inkl. Monitoring und potenzieller Sanktionierung gewährleistet ist. MS (inkl. der kommunalen Behörden, siehe Cahill et al. 2011) sowie die betroffene Industrie sind in der Umsetzung und dem Monitoringprozess miteinzubeziehen. Darüber hinaus sind die Kosten und Ergebnisse der EPR öffentlich nachvollziehbar zu machen und eine EU Harmonisierung von EPR Verfahren ist anzustreben.

Neben weiteren Produktgruppen, auf welche EPRs in D angewendet werden könnten, sind diese Leitlinien von besonderer Relevanz für Deutschland, da es bei keiner der betrachteten Produktgruppen (zu welchen es in D EPRs gibt) einen der Spitzenplätze der Kosteneffektivität belegen konnte (Monier et al. 2014).

3.5. Freiwillige Selbstverpflichtungen

Freiwillige Selbstverpflichtungen (FSV) bieten die Möglichkeit, dass wirtschaftliche Akteure eigenverantwortlich, an Stelle von staatlicher Regulierung, bestimmte Ziele in Form einer Verhandlungslösung anstreben (BMUB 2011; Deutscher Bundestag 2016, 4). Dazu ist zu bemerken, dass der Begriff „freiwillig“ in vielen Fällen nicht ganz zutreffend ist, da entsprechende Selbstverpflichtungen in vielen Fällen in Reaktion auf gesellschaftlichen, politischen Druck oder auch auf wirtschaftlichen Konkurrenzdruck hin implementiert werden (Sullivan 2005, 4). FSV kommen vornehmlich im Umweltbereich zum Einsatz. Die Verhandlungslösung kann auf Basis von Verträgen, Abkommen oder rechtlich unverbindlichen Absprachen zu Stande kommen. Die Wirtschaftsverbände oder Unternehmen verpflichten sich darin (meist gegenüber dem Staat), konkrete umweltpolitische Ziele zu erreichen und legen fest, wie der Nachweis über die Einhaltung geführt werden soll.

In Deutschland finden aktuell bereits einige FSV mit ProgRes Bezug seitens verschiedener Wirtschaftssektoren Anwendung: beispielweise zur Verringerung des Verbrauchs von Kunststofftragetaschen, zur Steigerung der Recyclingquote von Altpapier oder zur konsequenteren und einheitlicheren Kennzeichnung von Einwegflaschen (Deutscher Bundestag 2016). Darüber hinaus besteht eine FSV verschiedener Bundesministerien zur ressourceneffizienteren Beschaffung (EEA 2016d).

In einigen MS finden sich innovative Ansätze freiwilliger Selbstverpflichtungen, welche über die in Deutschland bestehenden Ansätze hinausgehen. In Frankreich betrifft dies im Besonderen den Abdeckungsgrad weiterer Wirtschaftsakteure in ProgRes-relevanten Sektoren, welche vermehrte RE Ambitionen in freiwillige Selbstverpflichtungen festgeschrieben haben. Diese umfassen Handel, pharmazeutische Industrie, Krankenhäuser, Telekommunikationsunternehmen, Straßen- und Städtebau sowie den Bau und die Wartung öffentlicher Infrastruktur im Allgemeinen (EEA 2016c; Umweltministerium FR 2016). Diese Sektoren haben sich, neben anderen ökologischen Zielsetzungen wie Energieeffizienz und CO₂ Emissionsreduktion, zu einer effizienteren Nutzung von Material und Rohstoffen verpflichtet. Dabei wurden in den genannten Sektoren unterschiedliche Schwerpunkte gesetzt, zwischen verringerter Ressourcennutzung, Wiederverwertung, Recycling und Wiederherstellung. So enthält beispielweise die FSV des französischen Straßenbausektor ein Langfristziel von 100% recycelter Straßen und Direktrecycling vor Ort auf der Baustelle (Routes de France 2010).

Lettland hat für Produzierende in Form von FSV die Möglichkeit geschaffen, von der landesweiten Ressourcensteuer (siehe 3.1) ausgenommen zu werden, wenn sie für die Sammlung und Verwertung nach gesetzlichen Standards von Materialien wie Verpackungsmüll, Wegwerfgeschirr, Schmieröl, Ölfilter, Reifen, Batterien, Akkumulatoren, WEEE sowie ausrangierten Personenkraftwagen selbst aufkommen (EEA 2016e). Dies wird in der FSV zwischen dem produzierenden Gewerbe und dem lettischen Umweltministerium vertraglich festgehalten.

Wenn die Wiederaufbereitung oder das Recycling nicht den gesetzlichen Standards und Zielsetzungen entsprechen, wird die landesweite Ressourcensteuer in zehnfacher Höhe für das unsachgemäß verwertete Material erhoben. Im Unterschied zu anderen FSV gibt es also eine konkrete Sanktion, wenn diese nicht eingehalten wird.

Auch in Großbritannien haben verschiedene Wirtschaftssektoren FSV unter RE Gesichtspunkten im Rahmen des „Waste and Resources Action Plan“ (WRAP 2017b) vereinbart (EEA 2016f, 27f.). Diese FSV umfassen Bekleidung, Lebensmittel und zugehörige Verpackungen sowie elektrische und elektronische Geräte. Die erste FSV wurde 2005 mit britischen Lebensmittelherstellern und –handel vereinbart, womit eine RE Steigerung der Lebensmittelverpackungen von gut 10% bis 2014 realisiert werden konnte. In einer anschließenden FSV sollen bis 2025 weitere RE Gewinne von 20% erreicht werden (WRAP 2017a). Im Rahmen des WRAP ist auch der britische Sustainable Clothing Action Plan (SCAP) verortet, worin sich 2015 50% des britischen Kleidungssektors, neben anderen Umweltzielen, zu einer RE Steigerung von 3,5% bis 2020 bekannt haben. Erste Auswertungen konnten eine geringe RE Steigerung (0,8%) nachweisen (WRAP 2017c). Zukünftig wird eine Integration des SCAP in den in der Entstehung befindlichen „European Clothing Action Plan“ (ECAP 2017) angestrebt. Auch die britische Elektrobranche hat sich 2015 im Rahmen von im WRAP in dem sektorspezifischen „Electrical and Electronic Equipment Sustainability Action Plan“ zu RE verpflichtet (EEA 2016f, 28). Als Handlungsfelder sind RE Produktdesign, Kundeninformationen für eine längere Nutzungsdauer bzw. Reparatur, verringerte Produktretouren, RE Geschäftsmodelle sowie gesteigerte Wertschöpfung über Wiederverwertung und Recycling identifiziert. Konkrete Indikatoren wurden in diesem Rahmen bisher nicht erarbeitet.

Für die Ausgestaltung von FSV von staatlicher Seite lassen sich folgende Leitlinien identifizieren (Hirschnitz-Garbers et al. 2015).

- Die FSV sollte langfristig angelegt sein, ggf. auf bestehende Initiativen aufbauen und in enger Zusammenarbeit mit entsprechenden Sektororganisationen und zentralen Unternehmen erarbeitet werden.
- Diskretion im Umgang mit vertraulichen Unternehmensinformationen ist zu gewährleisten.
- Messbare Ziele sollten in für den Sektor relevanten Größen festgeschrieben werden, z. B. eher pro Produktionseinheit als pro Emissionsausstoß.
- Verantwortliche Ansprechpartner auf beiden Seiten festlegen.
- Trainings, standardisierte Anwendungen, Netzwerke verschiedener FSV sowie Beispiele guter Praxis für die Zielerreichung bereitstellen.

3.6. Bildungsmaßnahmen

In einer der drei Datenquellen, welche als Grundlage der RE Instrumentenrecherche genutzt wurden, finden auch vereinzelt Bildungsmaßnahmen Erwähnung, mit deren Hilfe RE Bewusstsein in der Lehre verankert bzw. verstärkt werden soll. So listet der EEA 2016 Report „More from less — material resource efficiency in Europe“ einige Beispiele von europäischen Ländern, welche neben anderen RE Instrumenten Bildungsschwerpunkte gesetzt haben (EEA 2016g, 74). Diese umfassen beispielweise den spanischen Abfallplan und die tschechischen Initiative zu Sekundärrohstoffwirtschaft, in welchen Bildungsmaßnahmen zur Förderung der Kreislaufwirtschaft eine zentrale Rolle zukommt. In den Länderprofilen des EEA Report finden sich weitere Bildungsmaßnahmen, zum Beispiel Ökodesign Bildungsprogramme in Flandern (EEA 2016a, 29), Großbritannien (EEA 2016f), Kroatien (EEA 2016b, 15) und Lettland (EEA 2016e, 16).

Die RE Bildungsmaßnahmen in anderen EU MS bieten aber augenscheinlich wenig Innovationspotenzial für D angesichts der vorhandenen Vielzahl von Angeboten zum Thema in unterschiedlichen Bildungskontexten in D, welche nicht zuletzt im Netzwerk „Bildung für Ressourcenschonung und Ressourceneffizienz – BilRess“ (BilRess 2017) Bündelung finden.

4. Fazit

Auch wenn Deutschland auf der strategischen Ebene hinsichtlich einer umweltorientierten Effizienzpolitik eine Vorreiterrolle einnimmt, lassen sich auf der instrumentellen Ebene einige Innovationen unter EU Mitgliedsstaaten ausmachen, die auch hierzulande Anwendung finden können. Der wichtigste Befund der Erhebung ist, dass alle anderen EU MS preisbasierte Instrumente verwenden, von denen belastende ökonomische Anreize ausgehen. Die Hälfte der EU MS hat Abgaben auf die Extraktion von Baustoffen eingeführt. Bei einigen MS wird dabei von offenbar erheblichen Lenkungswirkungen berichtet. Diese Lenkungswirkungen lassen sich zwar nicht alleine den Abgaben zurechnen, weil weitere Instrumente wie Deponierungsverbote oder Öffentliche Beschaffung mit einer Präferenz für Recyclingbaustoffe in eine ähnliche Richtung wirken. Dennoch lässt sich festhalten, dass es erhebliche Potentiale gibt um Materialeinsatz zu reduzieren, die Nutzung von Recyclingbaustoffen zu fördern und damit eine Reihe von positiven ökologischen Folgewirkungen zu erzielen. Demgegenüber wird in Deutschland eine Förderabgabe offenbar nur von wenigen Bundesländern auch auf Baustoffe angewandt (D-EITI 2016).

Für die Implementierung einer Primärbaustoffsteuer mit ökologischem Steuerungseffekt in Deutschland bieten sich zwei Varianten an: eine bundesweite Primärbaustoffsteuer oder eine Reform der länderspezifischen Feldes- und Förderabgaben (Bahn-Walkowiak et al. 2012;

Buchert et al. 2016; Zerkawy & Fiedler 2016). Die Einführung einer deutschen Primärbaustoffsteuer wäre mit dem Verfassungs- sowie dem Europa- und Welthandelsrecht vereinbar (Keimeyer et al. 2013). Ob dies im Lichte des Urteils des BVerfG zur Kernbrennstoffsteuer noch trägt, wäre zu prüfen – in dem Urteil wird davon ausgegangen, dass Produktionsmittel nicht besteuert werden dürfen, ob Baustoffe solche sind oder dem Endverbrauch zuzurechnen sind, wäre zu untersuchen. Mit den Feldes- und Förderabgaben der Länder gäbe es allerdings eine Grundlage, hier wäre jedoch sicherzustellen, dass diese erstens flächendeckend und zweitens in einer Höhe erhoben werden, von denen eine Lenkungswirkung ausgeht. Bei der Ausgestaltung ist außerdem das Zusammenwirken mit anderen ressourcenpolitischen Instrumenten zu berücksichtigen, wie beispielweise einem verbesserten Raumplanungsrecht (Buchert et al. 2016).

Auf diesem Weg könnte eine Ressourcenschonung von Primärbaustoffen erreicht werden, gemeinsam mit einer Förderung von Sekundärmaterialien und technologischer Innovationen sowie der verstärkten Erhaltung von Gebäude- und Infrastrukturbeständen.

Auch hinsichtlich Abgaben auf Verpackungsmaterialien und Elektrogeräten nimmt Deutschland keine Vorreiterrolle ein. Die Ausgestaltung hierzulande zielt darauf ab die unmittelbaren Entsorgungskosten zu decken, nicht jedoch auf eine Steuerungswirkung zugunsten umweltfreundlicher Alternativen.

In Deutschland gibt es zwar eine Reihe von Produktgruppen, die bereits einer erweiterten Produzentenverantwortung unterliegen. Andere Mitgliedsstaaten zeigen aber auf, dass die damit verbundenen marktbasierenden und regulatorischen Instrumente auf weitere Produktgruppen ausgeweitet werden können. Zu nennen sind die Kleidung, Möbel oder Büroausstattungen. Zudem zeigen vergleichende Studien zur Ausgestaltung von EPR Systemen die Potentiale zur Verbesserung der Kosteneffektivität in Deutschland auf.

Auch mit dem Instrument der freiwilligen Selbstverpflichtung von Unternehmensverbänden gibt es in Deutschland im Bereich der Ressourcenschonung bereits Erfahrungen. Die Beispiele aus anderen EU MS zeigen aber, dass eine Ausweitung auf weitere Handlungsfelder möglich ist. So könnten für weitere Produktgruppen (z.B. Kleidung, Möbel, Elektrogeräte) Vereinbarungen zu RE Produktdesign, Kundeninformationen für eine längere Nutzungsdauer bzw. Reparatur, verringerte Produktretouren, RE Geschäftsmodelle sowie gesteigerte Wertschöpfung über Wiederverwertung und Recycling getroffen werden.

Die Betrachtung der anderen EU MS hinsichtlich ressourcenpolitischer Innovationen hat zur Folge, dass erstens hinsichtlich ökonomischer Strukturen und deren Regulierung vergleichbare Länder betrachtet werden. Zweitens sind die gleichen europarechtlichen Rahmenbedingungen für einen eventuellen Grenzausgleich gegeben, um eventuelle Mehrkosten (und damit verbundenen befürchteten Wettbewerbsnachteile) auszugleichen. Insbesondere bei Abgaben auf Baustoffe werden von mehreren Mitgliedsstaaten europa- und handelsrechtskompatible

Regelungen zum Grenzausgleich praktiziert. Insoweit grenzüberschreitender (online) Handel betroffen ist, können auch national unterschiedliche Regelungen durchgesetzt werden.

Insgesamt verweist der Blick auf die anderen Mitgliedsstaaten auf erhebliche Handlungsspielräume bei der Einführung weiterer ressourcenpolitischer Instrumente, die vor dem Hintergrund der anspruchsvollen Ziele die sich Deutschland gesetzt hat, auch geboten erscheinen.

5. Anhang

Tabelle 1: Primärbaustoffabgaben in den EU MS

EU Mitgliedstaat	Abgabeform	Name	Einführungsjahr	Erfasste Stoffe	Abgabehöhe	Verwaltungs- instanz	Verwendung
Bulgarien	Gebühr/Beitrag	Mining Charge	1997	Kies, Sand, Lehm, Bruch- stein	0.03–0.08€/m ³ (für Kies und Sand) 0.05–0.15€/m ³ (für Ton und Bruchstein)	Kommunale Steuerbehörde	Kommunales Budget
Dänemark	Steuer	Tax duty on raw materials	1990	Mineralische Rohstoffe u.a. Sand, Kies, Na- turstein, Lehm, Kalkstein ³	0.67€/m ³	Dänisches Steu- erministerium	Nationales Budget

³ Für detaillierte Liste, siehe Retsinformation (2013)

EU Mitgliedstaat	Abgabeform	Name	Einführungsjahr	Erfasste Stoffe	Abgabehöhe	Verwaltungsinstanz	Verwendung
Estland	Gebühr/Beitrag	Mining Charge	1991	u.a. Dolomit Gestein, Bruchstein, Kies, Sand, Kalkstein, Lehm ⁴	Zwischen 0.57€/m ³ für Bruchstein und 3.03€/m ³ für hochwertiges Dolomitgestein	Aufgeteilt zwischen lokalen und nationalen Autoritäten	50% frei in lokale Budgets, 50% Umweltschutz in nationales Budget
Finnland	Gebühr/Beitrag	Soil abstraction control fee	1982	Kies	k. A.	Nationales Umweltministerium	Administrative Kosten decken
Frankreich	Steuer	Tax on extracted minerals	1999	Kies	0.20€/ton	Finanzministerium	Nationales Budget
Kroatien	Gebühr/Beitrag	Extraction charge	1996	Kies, Sand	0.41 und 0.55 €/m ³	Nationales Finanzministerium	Geteilt zwischen lokalen Regierungen und nationaler Regierung, Zweck: wirtschaftliche Entwicklung und Umweltschutz
		Mining charge	1959	Mineralische Rohstoffe	2.6% der Einnahmen		

⁴ Für detaillierte Liste, siehe Riigi Teataja (2014)

EU Mitgliedstaat	Abgabeform	Name	Einführungsjahr	Erfasste Stoffe	Abgabehöhe	Verwaltungsinstanz	Verwendung
Lettland	Steuer	Natural resource tax	1950	Gesteinskörnung	Von 0.14€/m ³ für bspw. Lehm und Sedimentgestein, über 0.21€/m ³ für Sand bis 0.71€/m ³ für Heilschlamm ⁵	Nationales Finanzministerium	Aufgeteilt zwischen nationalem und kommunalem Umweltschutzfonds
	Gebühr/Beitrag	Natural Resource extraction charge	1995	k. A.	k. A.	Nationales Umweltministerium	k. A.
Litauen	Gebühr/Beitrag	Minerals extraction charges	1992	Gips, Kreide, Kalk, Lehm, Dolomit, Sand, Kies, Erde	0.04–0.22 €/m ³	Nationales Finanzministerium	Laut Speck et al. 2001, 193: Zentrales Budget

⁵ Für detaillierte Liste, siehe Hogg et al. (2016b, 529)

EU Mitgliedstaat	Abgabeform	Name	Einführungsjahr	Erfasste Stoffe	Abgabehöhe	Verwaltungsinstanz	Verwendung
Malta	Gebühr/Beitrag	Quarry operating licence	Letzte Aktualisierung 2008	Gesteinskörnung	699€/Jahr	Malta Resource Authority (MRA)	k. A.
	Steuer	Cement tax	2011	Zement (grauer Portlandzement ausgenommen)	27€/t seit 2014	k. A.	
Schweden	Steuer	Natural gravel tax	1996	Kies, Sand, Bruchstein	1.73 €/t	Nationales Finanzministerium	Nationales Budget

EU Mitgliedstaat	Abgabeform	Name	Einführungsjahr	Erfasste Stoffe	Abgabehöhe	Verwaltungsinstanz	Verwendung
Slowakei	Gebühr/Beitrag	Mineral mining charge	2002	Mineralstoffe	k. A.	k. A.	Slowakischer Umweltfonds
Tschechien	Gebühr/Beitrag	Fee for extracted minerals	1992	Mineralstoffe	Bis zu 10% des Marktwertes	Nationale, regionale sowie lokale Institutionen, inkl. Mining office board	25% für Renaturierung von Minen, Rest allgemeines Budget
		Payments for the use of mining areas	1991	Mineralstoffe	3.63 - 36.31€ pro Hektar		100% Budget der lokalen Regierung
Ungarn	Steuer	Mining Tax	k. A.	Mineralstoffe, Gas und Öl	2-12% des Marktwertes, z. B. 5% bei Sand und Kies	Nationale Steuerbehörde	Nationales Budget
Großbritannien	Gebühr/Beitrag	Aggregate Levy	2002	Sand, Kies und Natursteine	2.30 €/t	Steuerbehörde (HMRC)	Ein Teil in Nachhaltigkeitsfonds, zur Förderung der Umweltverträglichkeit

EU Mitgliedstaat	Abgabeform	Name	Einführungsjahr	Erfasste Stoffe	Abgabehöhe	Verwaltungsinstanz	Verwendung
							des Abbaus und Verwendung von Recyclingmaterialien Anderer Teil zur Finanzierung geringerer Arbeitgeberbeiträge
Zypern	Gebühr/Beitrag	Quarrying charge	1990	Gesteinskörnung	0.25€/t	Nationales Umweltministerium	100% Umweltschutz in ehemaligen Minengebieten

6. Literatur

- Bahn-Walkowiak, Bettina, Raimund Bleischwitz, Martin Distelkamp, Mark Meyer. 2012. "Taxing Construction Minerals: A Contribution to a Resource-Efficient Europe." *Mineral economics* 25(1): 29–43.
- Bahn-Walkowiak, Bettina, Sören Steger. 2015. "Resource Targets in Europe and Worldwide: An Overview." *Resources* 4(3): 597–620. <http://www.mdpi.com/2079-9276/4/3/597/>. Zugriff am 23. November 2017.
- BilRess. 2017. "Das BilRess-Netzwerk." <https://www.bilress.de/bilress-netzwerk.html>. Zugriff am 23. November 2017.
- BMUB. 2011. "Selbstverpflichtungen Im Umweltschutz." <http://www.bmub.bund.de/themen/wirtschaft-produkte-ressourcen-tourismus/wirtschaft-und-umwelt/selbstverpflichtungen/>. Zugriff am 23. November 2017.
- . 2016. "Deutsches Ressourceneffizienzprogramm II (ProgRess)." http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/progress_ii_broschuer_e_bf.pdf. Zugriff am 23. November 2017.
- Bragadóttir, Hrafnhildur, Carl von Utfall Danielsson, Roland Magnusson, Sampo Seppänen, Amanda Stefansdotter, David Sundén. 2014. *The Use of Economic Instruments in Environmental Policy*. <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:738535/FULLTEXT02.pdf>. Zugriff am 23. November 2017.
- Buchert, Matthias, Winfried Bulach, Stefanie Degreif, Andreas Hermann, Katja Hünecke, Moritz Mottschall, Tobias Schleicher, Gerhard Schmidt, Hartmut Stahl, Veronika Ustohalova. 2016. "Policy Paper 3: Rohstoffspezifische Ziele Deutschland 2049 - Auf Dem Weg Zu Einer Nachhaltigen Rohstoffwirtschaft."
- Cahill, Rachel, Sue M Grimes, David C Wilson. 2011. "Extended Producer Responsibility for Packaging Wastes and WEEE-a Comparison of Implementation and the Role of Local Authorities across Europe." *Waste Management & Research* 29(5): 455–79.
- Clercq, M., R. Bracke. 2005. "Implementing the Duty of Acceptance in Flemish Waste Policy." In *The Handbook of Environmental Voluntary Agreements*, Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag, 179–202. http://link.springer.com/10.1007/1-4020-3356-7_9. Zugriff am 23. November 2017.
- D-EITI. 2016. "Landesrechtliche Regelungen Zu Feldes- Und Forderabgaben."

http://www.rohstofftransparenz.de/downloads/Landesrechtliche_Regelungen_zu_Feldes_-und_Forderabgaben-Auszug_D-EITI-Bericht_fur_2016.pdf. Zugriff am 23. November 2017.

Deutscher Bundestag. 2016. *Beispiele Für Freiwillige Selbstverpflichtungen Der Wirtschaft Sachstand Wissenschaftliche Dienste*. <https://www.bundestag.de/blob/480084/7a54deeee5135d82f7df678d8456b1ea/wd-5-079-16-pdf-data.pdf>. Zugriff am 23. November 2017.

ECAP. 2017. "ECAP | European Clothing Action Plan." <http://www.ecap.eu.com/>. Zugriff am 23. November 2017.

Ecommerce News Europe. 2017. "Online Sellers Must Act as Producer under WEEE Directive." <https://ecommercenews.eu/online-sellers-must-act-as-producer-under-weee-directive/>. Zugriff am 23. November 2017.

Ecotec, CESAM, CLM, Universität Göteborg, UCD, IEEP. 2001. "Study on the Economic and Environmental Implications of the Use of Environmental Taxes and Charges in the European Union and Its Member States." http://ec.europa.eu/environment/enveco/taxation/environmental_taxes.htm. Zugriff am 23. November 2017.

EEA. 2016a. *More from Less - Material Resource Efficiency in Europe - Country Profile Belgium*. <https://www.eea.europa.eu/publications/more-from-less>. Zugriff am 23. November 2017.

———. 2016b. *More from Less - Material Resource Efficiency in Europe - Country Profile Croatia*. <https://www.eea.europa.eu/publications/more-from-less>. Zugriff am 23. November 2017.

———. 2016c. *More from Less - Material Resource Efficiency in Europe - Country Profile France*. <https://www.eea.europa.eu/publications/more-from-less>. Zugriff am 23. November 2017.

———. 2016d. *More from Less - Material Resource Efficiency in Europe - Country Profile Germany*. <https://www.eea.europa.eu/publications/more-from-less>. Zugriff am 23. November 2017.

———. 2016e. *More from Less - Material Resource Efficiency in Europe - Country Profile Latvia*. <https://www.eea.europa.eu/publications/more-from-less>. Zugriff am 23. November 2017.

- . 2016f. *More from Less - Material Resource Efficiency in Europe - Country Profile United Kingdom*. <https://www.eea.europa.eu/publications/more-from-less>. Zugriff am 23. November 2017.
- . 2016g. *More from Less — Material Resource Efficiency in Europe*. <https://www.eea.europa.eu/publications/more-from-less>. Zugriff am 23. November 2017.
- Elektrogesetz. 2017. “Das Neue Elektrogesetz - Kosten.” <http://www.elektrogesetz.de/kosten/#gebuehren>. Zugriff am 23. November 2017.
- Ettliger, Sarah. 2017. *Deposit Refund System (and Packaging Tax) in Finland*. <https://ieep.eu/uploads/articles/attachments/9d526526-d22b-4350-a590-6ff71d058add/FI%20Deposit%20Refund%20Scheme%20final.pdf?v=63680923242>. Zugriff am 23. November 2017.
- Hirschnitz-Garbers, Martin, Mandy Hinzmann, Emma Watkins, Patrick ten Brink, Leonidas Milios, Sebastien Soleille. 2015. *A Framework for Member States to Support Business in Improving Its Resource Efficiency An Analysis of Support Measures Applied in the EU-28 Annexes*. http://ec.europa.eu/environment/enveco/resource_efficiency/pdf/business/RE_in_Business_Final_Report_111115.pdf. Zugriff am 23. November 2017.
- Hogg, Dominic, Timothy Elliott, Laurence Elliott, Sarah Ettliger, Tanzir Chowdhury, Ayesha Bapasola, Luke Emery, Mikael Skou Andersen, Patrick ten Brink, Sirina Withana. 2016a. “Study on Assessing the Environmental Fiscal Reform Potential for the EU28.” http://ec.europa.eu/environment/integration/green_semester/pdf/Eunomia%20EFR%20Final%20Report%20MAIN%20REPORT.pdf. Zugriff am 23. November 2017.
- . 2016b. *Study on Assessing the Environmental Fiscal Reform Potential for the EU28 - APPENDICES*. <http://www.eunomia.co.uk/wp-content/uploads/2016/02/Eunomia-EFR-Final-Report-APPENDICES-A.pdf>. Zugriff am 23. November 2017.
- IEEP. 2014. *Environmental Tax Reform in Europe: Opportunities for the Future*. <https://ieep.eu/publications/environmental-tax-reform-in-europe-opportunities-for-the-future>. Zugriff am 23. November 2017.
- Jacob, Klaus, Stefan Werland, Lisa Graaf, Martin Hirschnitz-Garbers, Susanne Langsdorf, Mandy Hinzmann, Doris Bergmann, Thomas Lehr, Mark Meyer, Gerd Scholl. 2015. “Innovationsorientierte Ressourcenpolitik in Planetaren Grenzen.” http://www.diss.fu-berlin.de/docs/servlets/MCRFileNodeServlet/FU_DOCS_derivate_00000005906/PolRes_s_Endbericht_final_korr.pdf. Zugriff am 23. November 2017.

- Kaffine, Daniel, Patrick O'Reilly. 2015. "What Have We Learned About Extended Producer Responsibility in the Past Decade? A Survey of the Recent EPR Economic Literature." *Env/Epoc/Wprpw(2013)7/Final (2013)*: 2–45.
- Keimeyer, Friedhelm, Falk Schulze, Andreas Hermann. 2013. "Implementationsanalyse 1: Primärbaustoffsteuer." http://www.diss.fu-berlin.de/docs/servlets/MCRFileNodeServlet/FUDOCSDerivate_00000003555/PolRes_s_AP2-Implementationsanalyse_Primrbaustoffsteuer_FINAL.pdf. Zugriff am 23. November 2017.
- Ludewig, Damian, Eike Meyer. 2012. *Ressourcenschonung Durch Die Besteuerung von Primärbaustoffen*. http://www.foes.de/pdf/Diskussionspapier_Baustoffsteuer.pdf. Zugriff am 23. November 2017.
- Monier, Véronique, Mathieu Hestin, Jérémie Cavé, Ilse Laureysens, Emma Watkins, Hubert Reisinger, Lucas Porsch. 2014. "Development of Guidance on Extended Producer Responsibility (EPR)." : 1–227. http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/target_review/Guidance%20on%20EPR%20-%20Final%20Report.pdf. Zugriff am 23. November 2017.
- OECD. 2016a. *Extended Producer Responsibility - Updated Guidance for Efficient Waste Management*. https://read.oecd-ilibrary.org/environment/extended-producer-responsibility_9789264256385-en#page1. Zugriff am 23. November 2017.
- . 2016b. *Policy Instruments for the Environment, Database Documentation*. http://www.oecd.org/environment/tools-evaluation/PINE_Metadata_Definitions_2016.pdf. Zugriff am 23. November 2017.
- . 2016c. *The OECD Database on Policy Instruments for the Environment*. <http://www2.oecd.org/ecoinst/queries/>. Zugriff am 23. November 2017.
- Retsinformation. 2013. "Danish Waste and Raw Materials Tax Act." <http://translate.google.com/translate?hl=en&sl=auto&tl=en&u=https%3A%2F%2Fwww.retsinformation.dk%2FForms%2FR0710.aspx%3Fid%3D133844%23B1>. Zugriff am 23. November 2017.
- Riigi Teataja. 2014. "Environmental Charges Act." <https://www.riigiteataja.ee/en/eli/524032014003/consolide>. Zugriff am 23. November 2017.
- Román, E. 2012. "WEEE Management in Europe: Learning from Best Practice." In *Waste*

Electrical and Electronic Equipment (WEEE) Handbook, Elsevier, 493–525.

Röpke, Nils. 2015. “Wer Kümmert Sich Um Den Müll? Onlinehändler Unterschätzen Die Verpackungs-, Elektrogeräte- Und Batteriedirektiven - Bevh BLOG.” <https://www.bevh.org/blog/blog-post/2015/08/05/wer-kuemmert-sich-um-den-muell-onlinehaendler-unterschaetzen-die-verpackungs-elektrogeraete-und/>. Zugriff am 23. November 2017.

Routes de France. 2010. *Voluntary Agreement for Sustainable Development between Road Industry Companies and French Ministry of Ecology, Energy and Sustainable Development*. <http://www.crp.pt/docs/A28S56-402.pdf>. Zugriff am 23. November 2017.

Rreuse. 2015. “New French Legislation Pushes for Longer-Lasting Products.” <http://www.rreuse.org/new-french-legislation-pushes-for-longer-lasting-products/>. Zugriff am 23. November 2017.

Sanz, Víctor Mitjans, Ivaylo Hlebarov, Rosa Garcia, Laura Sanz. 2017. *Rethinking Economic Incentives for Separate Collection*. <https://www.zerowasteeurope.eu/downloads/rethinking-economic-incentives-for-separate-collection/>. Zugriff am 23. November 2017.

Scottish Government. 2013. “Resource Efficient Scotland.” <http://www.gov.scot/Topics/Business-Industry/Energy/Action/energy-efficiency-policy/ResourceEfficientScotland>. Zugriff am 23. November 2017.

Söderholm, Patrik. 2011. “Taxing Virgin Natural Resources: Lessons from Aggregates Taxation in Europe.” <http://www.hallbaravfallshantering.se/download/18.7df4c4e812d2da6a41680004968/NaturalResourcesTax.pdf>. Zugriff am 23. November 2017.

Speck, Stefan, Jim McNicholas, Marina Markovic. 2001. “Environmental Taxes in an Enlarged Europe.” http://pdc.ceu.hu/archive/00002423/01/SI_taxes.pdf. Zugriff am 23. November 2017.

Sullivan, Rory. 2005. *Rethinking Voluntary Approaches in Environmental Policy*.

Umweltministerium FR - Ministère de la Transition écologique et solidaire. 2016. “L’engagement Des Entreprises.” <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/lengagement-des-entreprises>. Zugriff am 23. November 2017.

Umweltministerium NL. 2017. “Netherland Circulair.” <http://translate.google.com/translate?hl=en&sl=auto&tl=en&u=https%3A%2F%2Fwww.c>

irculairondernemen.nl%2Fabout-us. Zugriff am 23. November 2017.

Watkins, Emma, Susanna Gionfra, Jean-Pierre Schweitzer, Mia Pantzar, Charlotte Janssens, Patrick ten Brink. 2017. *EPR in the EU Plastics Strategy and the Circular Economy: A Focus on Plastic Packaging*.

Watkins, Emma, D Hogg, A Mitsios, Sh Mudgal, A Neubauer, H Reisinger, J Troeltzsch, M Van Acoleyen. 2012. "Use of Economic Instruments and Waste Management Performances." *Study prepared for the European Commission, DG Environment*.

Withana, S., P. ten Brink, A. Illes, S. Nanni, E. Watkins, A. Lopez, E. van Dijn, B. Kretschmer, L. Mazza, S. Newman, D. Russi. 2014. *Annexes to Final Report - Environmental Tax Reform in Europe: Opportunities for the Future*.
[https://ieep.eu/uploads/articles/attachments/84aa183b-9f81-4b00-a4d6-e93a14464252/ETR in Europe - Final report of IEEP study - 30 May 2014.pdf?v=63664509853](https://ieep.eu/uploads/articles/attachments/84aa183b-9f81-4b00-a4d6-e93a14464252/ETR_in_Europe_-_Final_report_of_IEEP_study_-_30_May_2014.pdf?v=63664509853). Zugriff am 23. November 2017.

WRAP. 2017a. "The Courtauld Commitment 2025 | WRAP UK."
<http://www.wrap.org.uk/content/courtauld-commitment-2025>. Zugriff am 23. November 2017.

———. 2017b. "WRAP - Circular Economy & Resource Efficiency Experts."
<http://www.wrap.org.uk/>. Zugriff am 23. November 2017.

———. 2017c. "WRAP Claims Progress on Clothing Sustainability."
<https://www.mrw.co.uk/latest/wrap-claims-progress-on-clothing-sustainability/10021520.article>. Zugriff am 23. November 2017.

Zerzawy, Florian, Swantje Fiedler. 2016. "Die Bergrechtliche Förderabgabe Als Instrument Für Ressourcenschutz."
<http://www.foes.de/pdf/2016-11-FOES-Kurzanalyse-Foerderabgabe-Ressourcenschutz.pdf>. Zugriff am 23. November 2017.