

Steuerliche Subventionierung von Kunststoffen

Abschätzung des Subventionsvolumens der nicht-energetischen Verwendung von Rohbenzin und mögliche Abbaupfade

Matthias Runkel, Alexander Mahler

unter Mitarbeit von Malte Welling*

Kurzstudie
im Auftrag von

INHALT

Die Kurzstudie „Steuerliche Subventionierung von Kunststoffen“ im Auftrag der Bundestagsfraktion Bündnis 90/Die Grünen betrachtet die Steuerbefreiung der nicht-energetischen Verwendung fossiler Energieträger. Hierfür wird zunächst die stoffliche Nutzung von Rohbenzin beleuchtet. In Kapitel 3 wird die bestehende Subvention erläutert sowie das Volumen abgeschätzt. Mit Blick auf die Besteuerung der energetischen Verwendung fossiler Energieträger und internationalen Ansätzen, werden in Kapitel 4 verschiedene Besteuerungsmöglichkeiten diskutiert.

Eine Zusammenfassung der Ergebnisse findet sich auf Seite 4.

IMPRESSUM

Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft e.V.

Schwedenstraße 15a

13357 Berlin

Tel +49 (0)30-7623991 - 30

Fax +49 (0)30-7623991 - 59

www.foes.de • foes@foes.de

**Wir danken Bettina Meyer und Kai Schlegelmilch für wertvolle Kommentare.*

Das Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft e.V. (FÖS) ist ein überparteilicher und unabhängiger politischer Think-Tank. Wir setzen uns seit 1994 für eine Weiterentwicklung der sozialen Marktwirtschaft zu einer ökologisch-sozialen Marktwirtschaft ein und sind gegenüber Entscheidungsträger_innen und Multiplikator_innen Anstoßgeber wie Konsensstifter. Zu diesem Zweck werden eigene Forschungsvorhaben durchgeführt, konkrete Konzepte entwickelt und durch Konferenzen, Hintergrundgespräche und Beiträge in die Debatte um eine moderne Umweltpolitik eingebracht. Das FÖS setzt sich für eine kontinuierliche ökologische Finanzreform ein, die die ökologische Zukunftsfähigkeit ebenso nachhaltig verbessert wie die Wirtschaftskraft.

Steuerliche Subventionierung von Kunststoffen

INHALT	SEITE
ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE.....	4
1 Einleitung	5
2 Die stoffliche Nutzung von Rohbenzin	5
2.1 Raffination von Rohöl	6
2.2 Kunststoffproduktion	7
2.3 Entsorgung und Verwertung von Kunststoffabfällen	8
3 Berechnung des Subventionsvolumens	10
3.1 Berechnung nach Methodik des Umweltbundesamts	11
3.2 Berechnung nach Emissionsfaktor	11
3.3 Berechnung nach externen Kosten	12
3.4 Vergleich der Berechnungen	14
4 Möglichkeiten einer Besteuerung	14
4.1 Besteuerung der energetischen Verwendung	16
4.1.1 Kraftstoffe.....	16
4.1.2 Heizstoffe.....	16
4.2 Kriterien für die Ausgestaltung einer möglichen Besteuerung.....	18
4.2.1 Zugriffspunkte der Besteuerung.....	18
4.2.2 Internationaler Vergleich.....	19
4.3 Emissionshandel als Alternative?.....	21
5 Bewertung und Fazit	22
LITERATUR	23

ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE

Werden fossile Energieträger wie Rohöl, Erdgas und Kohle nicht energetisch, sondern stofflich verwendet, wird diese Nutzung nicht besteuert. Gleichwohl treten auch bei der stofflichen Nutzung, z. B. in Form von Kunststoff, bedeutende externe Kosten auf. Da diese nicht internalisiert werden, findet eine **Marktverzerrung zu Ungunsten gesamtgesellschaftlich günstigeren Herstellungsprozessen** statt.

Die vorliegende Arbeit schätzt diese steuerliche Begünstigung mit Subventionscharakter in Deutschland ab und zeigt mögliche Abbaupfade auf. Wird der durchschnittliche Steuersatz von Erdgas als Heizstoff und leichtem Heizöl als Referenz angelegt, so ergibt sich für das Jahr 2013 ein Subventionsvolumen von **0,78 Mrd. Euro** allein für Rohbenzin, das vorrangig für die petrochemische Kunststoffherstellung genutzt wird. Die Methodik orientiert sich an der des Umweltbundesamtes (UBA 2014), die eine Subvention in Höhe von **1,58 Mrd. Euro** für alle fossilen Energieträger (inklusive Erdgas, Kohle etc.) für das Jahr 2010 errechnet.

Werden die nicht internalisierten Kosten herangezogen, so ergibt sich allein für das CO₂-Potential, das spätestens bei der energetischen Verwertung oder der chemischen Zersetzung freigesetzt wird, ein Volumen von **2,94 Mrd. Euro**. Weitere Dimensionen externer Kosten werden aufgeführt, eine Abschätzung der tatsächlichen Höhe ist auf Grund unzureichender Datenlage nicht möglich.

Die Subvention kann durch eine Besteuerung abgebaut werden. Verschiedene Gestaltungsoptionen und Ansatzpunkte (upstream/Erzeugung) und downstream/Verwendung) werden aufgezeigt und diskutiert.

1 Einleitung

Die nicht-energetische bzw. stoffliche Verwendung fossiler Energieträger wie Rohöl, Erdgas und Kohle wird in Deutschland nicht besteuert. In der Konsequenz wird so die rohstoffliche Nutzung von fossilen Energieträgern und Folgeprodukten wie Kunststoffen steuerlich begünstigt und erhält somit einen Kostenvorteil gegenüber ökologischen oder recycelten Grundstoffen. Die Subventionierung setzt falsche Anreize, weil der Preis der fossilen Rohstoffe die Kosten der negativen Umweltwirkungen nicht wiedergibt. Denn auch die stoffliche Nutzung fossiler Energieträgern verursacht Treibhausgasemissionen und erzeugt umweltschädliche Abfälle. Insbesondere Rohbenzin und dessen Folgeprodukte, die z. B. Anwendung als Kunststoffverpackungen, Plastiktüten oder in synthetischen Textilien und Kosmetika finden, haben direkte und indirekte negative Folgen für Menschen, Tiere, Klima, Umwelt und Wirtschaft. Kunststoffe sind in der Regel nicht biologisch abbaubar und können als Abfall für sehr lange Zeit in der Natur verbleiben. In den Weltmeeren stellen sie ein globales Umweltproblem mit kaum abschätzbaren Folgen dar. Sie gefährden Meerestiere und können über die Nahrungskette in den menschlichen Körper gelangen. Auch für die Schifffahrt, den Tourismus und die Fischerei entstehen aufgrund der Abfälle signifikante Kosten. Die tatsächlichen, gesellschaftlichen Kosten von Kunststoffprodukten sind also weit höher als ihr Marktpreis es den Marktteilnehmern signalisiert, mit der Folge, dass Rohbenzin übermäßig verbraucht wird – ein klassischer Fall von Marktversagen.

Eine Reduktion dieser Subventionierung durch Besteuerung des stofflichen Einsatzes oder der Einführung einer Ressourcenabgabe könnte die externen Kosten zumindest teilweise internalisieren. Dies würde eine effizientere Nutzung der Rohstoffe fördern, den Einsatz von erneuerbaren Ressourcen antreiben und die übermäßige Produktion und die damit anfallenden Mengen an Abfall reduzieren. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die Höhe der bestehenden Subvention abzuschätzen und mögliche Instrumente zum Abbau der Subvention zu diskutieren.

Zur Ermittlung einer wirkungsvollen und angemessenen Ausgestaltung eines solchen Instruments wird zunächst die Besteuerung energetisch verwendeter, fossiler Energieträger betrachtet. Die meisten Heiz- und Kraftstoffe wie Benzin, Diesel oder Heizöl sind in ihren Eigenschaften dem Rohbenzin sehr ähnlich und sollen daher als Referenz betrachtet werden. Dazu werden weitere Kriterien für die Ausgestaltung einer Steuer bzw. Lenkungsabgabe beleuchtet.

Anschließend wird die Größenordnung des Volumens der Subventionierung der stofflichen Nutzung von Rohbenzin – und somit auch von Kunststoffen – anhand verschiedener Ansätze bzw. Subventionsbegriffe abgeschätzt und verglichen.

2 Die stoffliche Nutzung von Rohbenzin

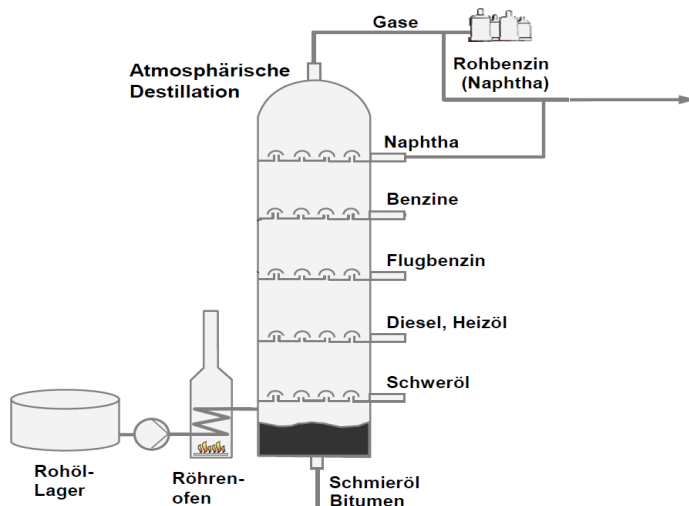
Die stofflichen Verwendungsmöglichkeiten fossiler Energieträger wie Rohöl, Erdgas und Kohle sind sehr vielfältig. Ammoniak, Bitumen, Düngemittel, Lacke, Paraffine, Schmierstoffe, Kosmetika und Arzneimittel sind Beispiele der nicht-energetischen Verwendung. Das im Sinne der Menge bedeutendste Folgeprodukt und Fokus dieser Studie sind jedoch Kunststoffe, die meist aus Rohbenzin (auch Naphtha genannt) hergestellt werden, und in kleineren Anteilen aus anderen Rohöl-Fraktionen oder Erdgas. Kunststoffe können ebenfalls sehr vielfältig eingesetzt und verwendet werden – mit sehr unterschiedlicher Auswirkung auf die Umwelt.

Die verschiedenen Verwendungsmöglichkeiten und die Umweltwirkung stofflich genutzten Rohbenszins sind bei einer möglichen Besteuerung zu berücksichtigen. Einführend wird in den folgenden Abschnitten daher kurz die Wertschöpfungskette vom Rohöl bis zur Entsorgung des Abfalls dargestellt. Externe Kosten von Kunststoffprodukten werden im Abschnitt 3.3 exemplarisch aufgezeigt.

2.1 Raffination von Rohöl

Rohöl besteht aus unterschiedlich großen Kohlenwasserstoffmolekülen und kann daher durch Destillation in Bestandteile verschiedener Siedetemperaturen aufgeteilt werden (siehe Abbildung 1). Auf diese Weise werden verschiedene energetisch verwendete Kraft- und Heizstoffe sowie stofflich verwendete Produkte gewonnen.

Abbildung 1: Raffination von Rohöl

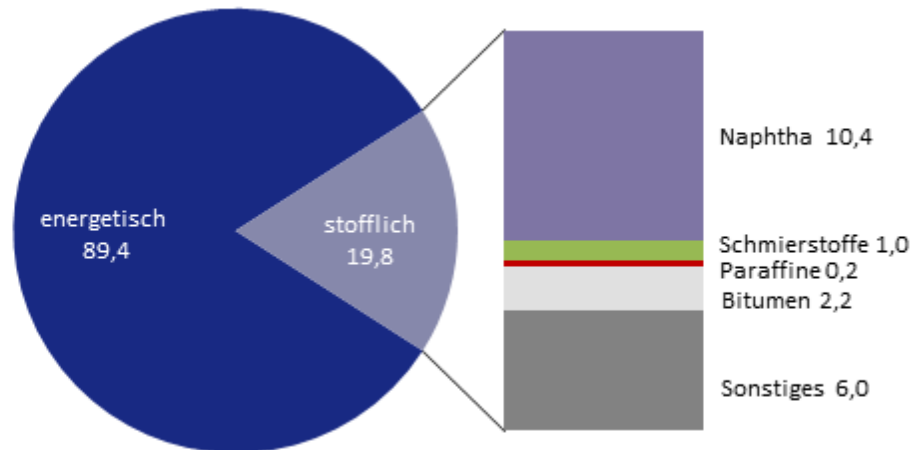


Quelle: EcoEnergy 2009

Abbildung 2 zeigt die Aufteilung der energetischen und stofflichen Nutzung des in Deutschland verbrauchten Rohöls in Megatonnen (Mt). Der größte Teil des Rohöls wird für die energetische Verwendung, also als Kraft- oder Heizstoff (z. B. in Form von Benzin, Diesel, Kerosin oder Heizöl) weiterverarbeitet. 2013 waren das 89,4 Mt bzw. 82 % des in Deutschland insgesamt verbrauchten Rohöls.

Für die stoffliche Verwendung wurden 19,8 Mt (18 %) des Rohöls verarbeitet. Davon entfielen 10,4 Mt auf Rohbenzin, das vor allem in der Kunststoffherstellung benötigt wird. In Deutschland werden Kunststoffe zu mehr als 90% aus Erdölprodukten als Grundrohstoff gewonnen, zumeist aus Rohbenzin und in kleinen Anteilen aus Gasölen (in Abbildung 2 in der Kategorie „Sonstiges“). Die Herstellung aus Erdgas ist weniger verbreitet (nova-Institut et al. 2014). Bitumen, Schmierstoffe und Paraffine sind weitere Rohölprodukte, die z. B. in Asphalt, Motorenöl und Wachs oder Kosmetik stofflich eingesetzt werden.

Abbildung 2: Energetische und stoffliche Rohölnutzung, in Megatonnen (2013)



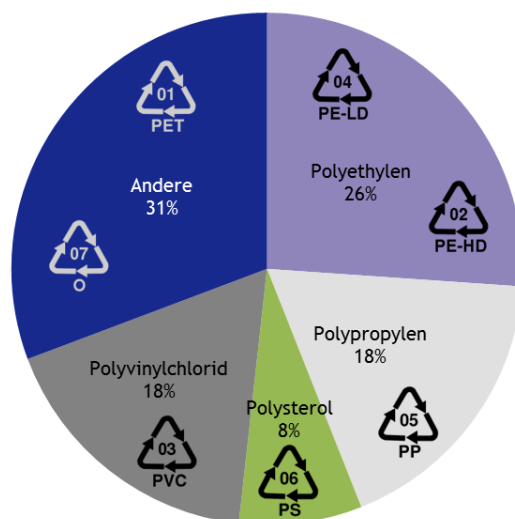
Quellen: AG Energiebilanzen 2015; MWV 2014

2.2 Kunststoffproduktion

Für die Herstellung von Kunststoff zerlegen zunächst petrochemische Betriebe das Rohbenzin im sogenannten Cracking-Verfahren in kurzkettigere Kohlenwasserstoffe. Diese werden daraufhin mit anderen Stoffen wie Chlor oder Fluor zu verschiedenen Kunststoffpolymeren verbunden, die in Form von Granulaten, Pulvern oder Pellets auf den Markt kommen.

2012 wurden in Deutschland insgesamt 19,8 Megatonnen solcher Kunststoffpolymere hergestellt (Consultic 2014). Die Anteile der verschiedenen Polymerarten an der Produktion ist in Abbildung 3 dargestellt.

Abbildung 3: Anteile der Polymere an Produktion in Deutschland (2013)



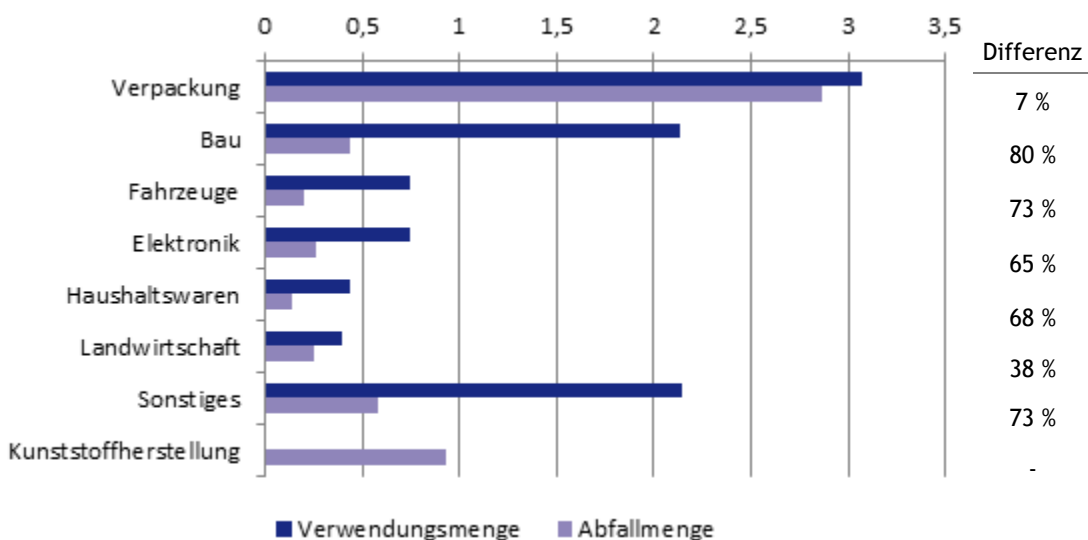
Quelle: (Consultic 2014)

Kunststoffverarbeitende Betriebe verwendeten 2012 in Deutschland 11,8 Mt der Polymere in festen Kunststoffprodukten, meistens unter Zugabe von Additiven wie Weichmachern, Färbem, Flammschutzmitteln oder Stabilisatoren. Die übrigen 8,0 Mt entfielen auf Klebstoffe, Lacke, Harze und den deutschen Exportüberschuss bei Kunststoffpolymeren. Nach Bereinigung um Exporte und Importe der Kunststoffendprodukte verblieben von diesen 9,7 Mt im deutschen Markt (Consultic 2014).

2.3 Entsorgung und Verwertung von Kunststoffabfällen

Den Absatzmengen von Kunststoffprodukten auf dem deutschen Markt von fast 10 Mt stehen wesentlich geringere Mengen an Kunststoffabfällen gegenüber. Im Jahr 2013 wurden im deutschen Abfallsystem 5,68 Mt erfasst, darunter 4,75 Mt Kunststoffendprodukte und 0,93 Mt aus der Kunststoffproduktion und -verarbeitung (Consultic 2014). Abbildung 4 gibt Aufschluss darüber, wo die Differenz zwischen Produktions- und Abfallmenge von 4 Mt entsteht.

Abbildung 4: Verwendungs- und Abfallmenge von Kunststoffen in Deutschland 2013 (in Megatonnen)



Quelle: Consultic 2014

Zunächst einmal fällt auf, dass sich die Lücke zwischen Verwendungs- und Abfallmenge in den verschiedenen Produktkategorien stark unterscheidet. Die Differenz von 4,0 Mt ist größtenteils auf die Verwendung von Kunststoffen im Bau sowie in anderen langlebigen Produkten zurückzuführen. Während 2012 2,1 Mt Kunststoffe im Bau verwendet wurden, fielen nur 0,4 Mt als Abfall an. Kunststoffe verbleiben z. B. in Form von Fußböden, Rohren oder Dämmung langfristig in Gebäuden. Auch in Fahrzeugen, Elektronikgeräten und Haushaltswaren sind Kunststoffe verarbeitet. Diese Produkte können mehrere Jahre in Gebrauch sein bevor sie als Abfall entsorgt werden. Der Großteil der Differenz lässt sich also durch Zuwächse im Bestand von langlebigen Kunststoffprodukten erklären, die teilweise erst in sehr vielen Jahren in das Abfallsystem gelangen werden. Dass Kunststoffprodukte dieser Produktkategorien dennoch in die Natur gelangen können, ist natürlich nicht ausgeschlossen, bzw. abhängig vom Material sogar wahrscheinlich.

Aus ökologischer Sicht besonders bedenklich sind Verpackungen, da die Verwendungsmenge mit über 3 Mt besonders hoch und die Nutzungsdauer besonders gering ist. Der potenzielle Eintrag in die Natur ist also sehr hoch. Im Abfall machen Verpackungen in etwa die Hälfte, 2,87 Mt, der gesamten Menge an Kunststoffen aus. Gemäß Abbildung 4 werden also 7 % der jährlichen Verwendungsmenge im Abfallsystem nicht

erfasst. Da Verpackungen nach der einmaligen Nutzung im Regelfall keinen weiteren Nutzen haben, ist ein Zuwachs des Bestands wie in den anderen Produktkategorien keine sinnvolle Erklärung. Stattdessen ist es wahrscheinlich, dass die restlichen 7% unsachgemäß entsorgt werden und in die Natur gelangen. Die tatsächliche Differenz zwischen Verpackungsverwendung und -abfall könnte sogar noch größer sein, wenn statistische Ungenauigkeiten aufgrund von Verunreinigungen an Verpackungen berücksichtigt werden könnten.

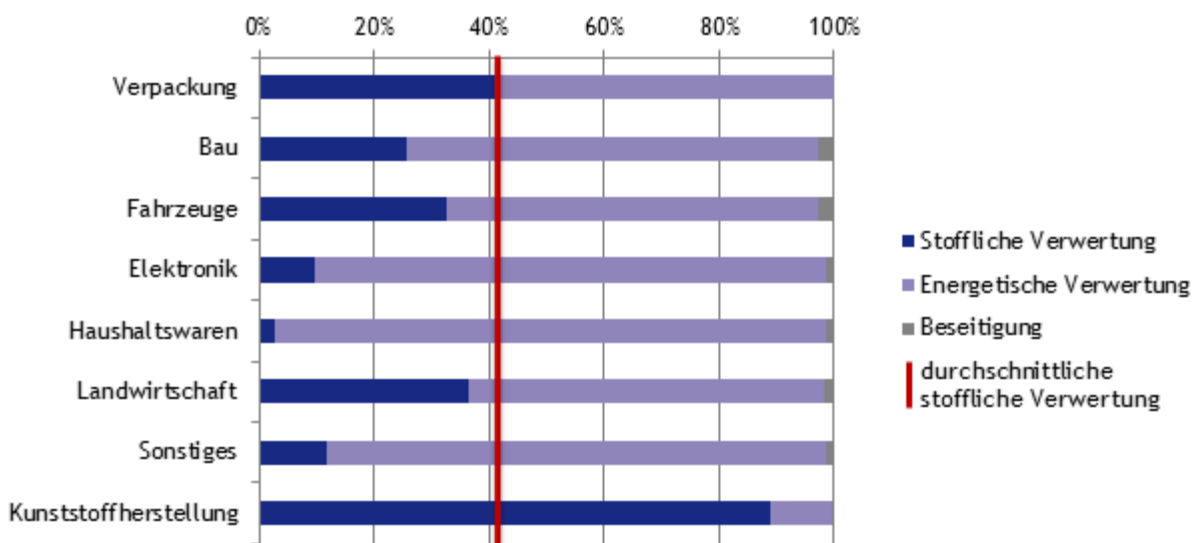
Der im Abfallsystem erfasste Kunststoff wird stofflich recycelt, energetisch verwertet oder deponiert. 2012 wurden 2,38 Mt bzw. 42 % der Kunststoffabfälle recycelt (Consultic 2014). Zu fast 98 % handelte es sich dabei um werkstoffliches Recycling, bei dem die Kunststoffe wieder in Polymergranulat zerlegt werden. Das recycelte Granulat wird in der Regel zu Granulaten aus Primärkunststoff zugemischt und zur Herstellung neuer Produkte verwendet. Meistens werden Kunststoffabfälle im Recyclingprozess zu Produkten mit niedriger Qualitätsanforderung weiterverarbeitet (Downcycling). Eine Ausnahme sind PET-Flaschen, bei denen die Verwendung des recycelten Kunststoffs für gleichwertige Produkte (bottle-to-bottle-Recycling) möglich ist (European Commission 2011; Hopewell et al. 2009; Öko-Institut/HTP 2012). Häufiger jedoch wird PET zu Kunststofftextilien (z. B. Fleece) weiterverarbeitet. Rohstoffliches Recycling, in dem aus den grundlegenden Molekülen in den Kunststoffabfällen Rohstoffe für andere Produkte gewonnen werden, ist hingegen sehr selten.

Energetisch verwertet wurden 2013 3,26 Mt bzw. 57 % der Kunststoffabfälle. Davon wurden 2,03 Mt in Müllverbrennungsanlagen zur Gewinnung von Strom und/oder Wärme verwendet, teilweise ohne vorherige Sortierung oder Aufbereitung. Die restlichen 1,23 Mt wurden zu Ersatzbrennstoffen aufbereitet und in Kohlekraftwerken, Zementwerken oder Kalkwerken mitverbrannt oder in industriellen Ersatzbrennstoffkraftwerken verwendet. Verbrennungsreste werden deponiert oder beispielsweise als Straßenbaumaterial recycelt. (Consultic 2014; prognos 2009)

Die im deutschen Abfallsystem erfassten Kunststoffe werden also beinahe vollständig stofflich oder energetisch verwertet. Weniger als 1 % wurde 2013 deponiert (Consultic 2014). Das unbehandelte Beseitigen auf Deponien, bei dem vor allem leichte Kunststoffverpackungen oft verweht werden, ist seit 2005 verboten. Ein Eintrag einmal im Abfallsystem erfasster Kunststoffe in die Umwelt ist im Inland somit kaum möglich (UBA 2013).

Wie in Abbildung 5 zu sehen ist, unterscheiden sich die Anteile der stofflichen und energetischen Verwendung der Kunststoffabfälle deutlich nach ihrer Quelle. Entscheidend ist unter anderem der Entsorgungsweg. Die im Dualen System getrennt gesammelten Verpackungsabfälle werden häufiger in technologisch aufwendigen Sortieranlagen in verschiedene Wertstoffe separiert. Andere Entsorgungswege führen öfter direkt in die Müllverbrennungsanlage. Auch hängt die Möglichkeit und Wirtschaftlichkeit des Recyclens von verarbeiteten Additiven sowie den Polymer- und Kunststofftypen ab. Darüber hinaus verringern Verunreinigungen, Feuchte und nicht sortenreine Mischkunststoffe aus verschiedenen Polymertypen die Qualität und Quantität des recycelbaren Granulats.

Abbildung 5: Raten der stofflichen und energetischen Verwertung der Kunststoff-Abfälle 2013



Quelle : Consultic 2014

Zu berücksichtigen ist jedoch, dass Abfallentsorgung nicht an Staatsgrenzen endet. Laut Außenhandelsstatistik des Statistischen Bundesamts wurden im Jahr 2013 über 1,32 Mt Abfälle, Schnitzel und Bruch von Kunststoff ausgeführt. Dem stehen Importe in Höhe von 0,42 Mt gegenüber – in der Bilanz ergibt sich ein Überschuss von 0,9 Mt. Den Großteil der Exporte (ca. 61 %) machten Abfälle und Schnitzel von Polymeren des Ethylens aus. Über 48 % der exportierten Kunststoffabfälle gehen nach China, 13 % nach Hongkong. Rund ein Drittel wird an EU-Länder verkauft. Was letztendlich mit diesen Exportmengen geschieht, ist nicht eindeutig nachzuverfolgen. Die Volksrepublik China beispielsweise verarbeitet große Mengen an Plastikabfällen aus aller Welt zu Textilien wie Fleece, die dann wieder ins Ausland verkauft werden. Exportierende Betriebe müssen Entsorgungsverträge mit den Empfängern abschließen, um eine gesetzmäßige Verwertung sicherzustellen. Die tatsächliche Behandlung der exportierten Kunststoffabfälle lässt sich aber außerhalb der EU nur schwer kontrollieren.

3 Berechnung des Subventionsvolumens

Die Definition des Begriffs Subvention hängt von den „unterschiedlichen Auffassungen über die Funktion des Staates im Wirtschaftsgeschehen“ ab (Rave 2005, S. 28). Im Allgemeinen können Subventionen sowohl in Form von direkten Finanzflüssen, als auch Steuervergünstigungen gewährt werden (Doll, Lückge et al. 2010). In einer weiter gefassten Definition können aber auch externe Kosten als Maßstab angelegt werden. Die Subventionierung besteht hier in der fehlenden Internalisierung von Kosten, die von bestimmten Akteuren verursacht aber nicht getragen werden und den Akteuren somit Marktvorteile verschaffen und zugleich Dritten oder der Umwelt schaden (Bär et al. 2011, S. 7). Häufig können diese externen Kosten jedoch nur sehr bedingt quantifiziert werden.

Zur Bestimmung der Größenordnung des Subventionsvolumens von Kunststoffprodukten durch eine Nichtbesteuerung des maßgeblichen Rohstoffs Rohbenzin werden im Folgenden verschiedene Ansätze verglichen. Zunächst erfolgt eine Abschätzung in Anlehnung an die Methodik des Umweltbundesamts zur Berechnung der Subventionierung der stofflichen Nutzung fossiler Energieträger (UBA 2014). In einem zweiten Ansatz wird das Volumen anhand des Emissionsfaktors von Rohbenzin und den damit verbundenen Klimakosten berechnet. In einem dritten Ansatz sollen neben den Klimakosten weitere externe Kosten in die Berechnung einfließen. Abschließend werden die verschiedenen Ansätze gegenübergestellt und diskutiert.

3.1 Berechnung nach Methodik des Umweltbundesamts

In der aktualisierten Ausgabe der Fachbrochüre „Umweltschädliche Subventionen in Deutschland“ des Umweltbundesamts (UBA 2014), wird das Subventionsvolumen der nicht-energetischen Verwendung fossiler Rohstoffe auf 1,58 Mrd. Euro im Jahr 2010 geschätzt. Die Nichtbesteuerung der nicht-energetischen Verwendung sei nicht gerechtfertigt, „weil auch die stoffliche Nutzung endliche Ressourcen beansprucht und im Verlauf des Produktlebenszyklusses Abfälle und Treibhausgasemissionen entstehen“ (UBA 2014, S. 24). Das UBA multipliziert deshalb den gesamten nicht-energetischen Primärenergieverbrauch (1.000 Petajoule in 2010) jeweils mit den geltenden Steuersätzen für die energetische Nutzung von Erdgas als Heizstoff (5,50 Euro/MWh) und leichtem Heizöl (61,35 Euro/m³) und nimmt den Durchschnitt beider Werte.

Das vom UBA errechnete Subventionsvolumen umfasst die gesamte stoffliche Nutzung von fossilen Rohstoffen, also neben Rohbenzin auch weitere Rohölprodukte sowie Erdgas, Braun- und Steinkohle. Es beschränkt sich also nicht auf die Produktion von Kunststoffen, so dass der Verbrauchswert für den Zweck dieser Studie entsprechend angepasst werden muss, indem lediglich die stoffliche Nutzung von Rohbenzin betrachtet wird. Nicht berücksichtigt werden also unter anderem aus Kohle und Erdgas gewonnene Grundchemikalien sowie Farben, Lacke, Bitumen, Schmierstoffe und Paraffine. Laut der deutschen Energiebilanz für das Jahr 2013 (AG Energiebilanzen 2015) wurden rund 10,4 Mt (bzw. 14,0 Mio. m³ oder 460 Mio. Gigajoule) Rohbenzin nicht-energetisch verwendet. Das Subventionsvolumen allein der petrochemischen Kunststoffproduktion beträgt in diesem Fall 0,70 Mrd. Euro (Steuersatz Erdgas) bzw. 0,86 Mrd. Euro (leichtes Heizöl) und durchschnittlich **0,78 Mrd. Euro**.

Wie in Abschnitt 4 genauer beschrieben, ist eine Besteuerung der stofflichen Nutzung von Rohbenzin gemäß der Besteuerung von Heizstoffen aber nur bedingt sinnvoll. Die Höhe der Heizstoffsteuersätze ist abhängig von sozial- und wirtschaftspolitischen Erwägungen, die bei der Besteuerung von Rohbenzin keine Rolle spielen sollten. Auch sind die Steuersätze im EU-Vergleich als sehr niedrig einzustufen. Bei einer Besteuerung mit dem in den EU-Ländern durchschnittlichen Steuersatz auf leichtes Heizöl von 177,84 Euro/m³ betrüge das Subventionsvolumen zum Vergleich mehr als das Dreifache: **2,49 Mrd. Euro**.

3.2 Berechnung nach Emissionsfaktor

Die Berechnung des Subventionsvolumens gemäß dem CO₂-Potential von Rohbenzin erfolgt unter Berücksichtigung der Klimakosten. Rohbenzin hat bei der Verbrennung einen Emissionsfaktor von 80 t CO₂/Terajoule (siehe Tabelle 1, S. 15), die im Laufe des Produktlebenszyklus oder spätestens bei der energetischen Verwertung in einer Müllverbrennungsanlage freigesetzt werden. Die jährlich eingesetzte Menge an Rohbenzin (10,4 Mt in 2013) beinhaltet also ein Potential von knapp 37 Mio. t CO₂. Die Annahme der vollständigen energetischen Verwertung scheint insofern plausibel, als dass wie in Abschnitt 2.3 beschrieben nahezu alle in Deutschland anfallenden Kunststoffabfälle, unter Umständen nach mehrmaligem Recycling, früher oder später verbrannt werden.

Nach den Methodenkonventionen des Umweltbundesamts (UBA 2012) sind die Schadens- und Vermeidungskosten einer Tonne CO₂ mit 80 Euro (in 2010 Preisen) zu bemessen. Dies entspräche einem Steuersatz für Rohbenzin in Höhe von 209,79 Euro/m³. Sensitivitätsanalysen mit 40 Euro/t CO₂ (unterer Wert) und 120 Euro/t CO₂ (oberer Wert) sollten zusätzlich durchgeführt werden. Darüber hinaus nimmt UBA (2012) an, dass die Kosten mit der Zeit steigen. Der kurzfristige mittlere Wert von 80 Euro/t CO₂ steigt demnach mittelfristig (Jahr 2030) auf 145 und langfristig (2050) auf 260 Euro/t CO₂.

Beim Einsatz des kurzfristigen mittleren Wertes von 80 Euro/t CO₂ ergibt sich ein **Subventionsvolumen von 2,94 Mrd. Euro**. Die Sensitivitätsanalyse gibt einen Rahmen von 1,47 bis 4,41 Mrd. Euro.

Die Nutzungsdauer vieler Kunststoffprodukte ist sehr lang. Wie in Abschnitt 2 beschrieben besteht aufgrund der Bestandsvergrößerung naturgemäß eine Differenz zwischen den jährlichen Produktions- und Abfallmengen von Kunststoffen. Ein Großteil des jährlich erfassten Rohbensins wird erst nach mehreren

Jahren verbrannt und der enthaltene Kohlenstoff folglich erst dann zu CO₂. Die Kosten dieser Emissionen fallen erst in einigen Jahren an und müssten entsprechend bewertet werden. Wie bereits erwähnt liegen die mittel- und langfristigen Schadens- und Vermeidungskosten einer Tonne CO₂ deutlich über den kurzfristigen. Die Kosten zukünftiger Emissionen müssten höher bewertet werden. Eine solche Differenzierung ist im Rahmen dieser Studie jedoch nicht möglich. Die in dieser Studie getroffenen Annahmen stellen also eine starke Vereinfachung dar

3.3 Berechnung nach externen Kosten

Wie einleitend erwähnt ist die Nichtbesteuerung der stofflichen Nutzung von Rohbenzin insbesondere vor dem Hintergrund der Gesundheits-, Umwelt- und Klimaschäden zu kritisieren. Die tatsächlichen Kosten des Rohbenzins und dessen Folgeprodukte sind weit höher als ihr Marktpreis es den Marktteilnehmern signalisiert. Werden externe Kosten nicht dem Verursacher angelastet, wird sein Verhalten auf Kosten Dritter subventioniert. Folglich wird mehr Kunststoff nachgefragt und produziert als es unter Berücksichtigung der externen Kosten der Fall wäre. Um sich dieser Kosten bewusst zu werden, werden im Folgenden einige der Auswirkungen auf Gesundheit, Umwelt und Klima exemplarisch beleuchtet. Mit Blick auf die vielfältigen Verwendungsmöglichkeiten von Rohbenzin und Kunststoffen, aber auch der verschiedensten Entsorgungswege ist es in diesem Rahmen nicht möglich, all diese höchst unterschiedlichen Folgeschäden/-kosten zusammenfassend zu quantifizieren und korrekt anzulasten. Auch sind viele Auswirkungen unzureichend erforscht. Nichtsdestotrotz sollen aus der bestehenden Literatur möglichst viele Quantifizierungsansätze der Umweltkosten zusammengetragen werden um eine grobe Vorstellung der Kosten zu bekommen.

Da Kunststoffabfälle größtenteils verbrannt werden, entstehen nicht internalisierte Kosten durch Klimawirkung und Luftschadstoffe. Zum einen emittieren Kunststoffe wegen ihres fossilen Ursprungs CO₂ und beschleunigen so den Treibhauseffekt. Wie in Abschnitt 3.2 beschrieben, belaufen sich diese potentiellen Klimakosten von aus Rohbenzin hergestellten Produkten unter Berücksichtigung der getroffenen Annahmen auf **2,94 Mrd. Euro**. Zum anderen können bei der Verbrennung entstehende Luftschadstoffe Gesundheitsschäden und sauren Regen verursachen.

Besonders sichtbar sind die Schäden von Kunststoffabfällen in der Natur. In Deutschland geraten alleine in Küstennähe jährlich 31.000 Tonnen Plastikmüll in die Umwelt, wovon etwa ein Drittel im Meer endet. Das entspricht etwa einem Tausendstel der globalen Neueinträge von Plastikmüll in die Weltmeere (Jambeck et al. 2015). Bis zu 3,5 Millionen Müllteile treiben auf einem Quadratkilometer Meeresoberfläche und 2.000 Müllteile lassen sich durchschnittlich an einem Kilometer Küstenlinie des Nordatlantiks finden. Jeweils mehr als die Hälfte davon sind aus Kunststoff. An bestimmten Stränden wurde ein Plastikanteil von mehr als 10 % am Sandgewicht gemessen (Barnes et al. 2009)

Dieser Kunststoffmüll in den Meeren schadet den Ökosystemen: Durch Ersticken, Verschlucken und Verheddern sterben jährlich mehr als eine Millionen Seevögel, 100.000 Meeressäuger und zahllose Fische (UNEP 2006). Zusätzlich stört es Ökosysteme durch chemische Einwirkung der entweichenden Additive und als Träger für die Invasion von fremden Spezies in neue Habitats (Greenpeace 2007; Gregory 2009; UNEP 2015). Auch in Süßwasser- und Landhabitats sind weitreichende Schäden wahrscheinlich, jedoch gibt es jenseits der Meere sowohl zu den akkumulierten Mengen als auch zu den möglichen Konsequenzen noch wenig Forschung (Thompson et al. 2009). Die Kosten dieser Umweltschäden sind nach Kenntnis der Autor_innen bisher in keiner Studie beziffert worden.

Während seiner langen Lebensdauer zersetzt sich Kunststoff in der Natur aufgrund von Reibung und Sonneneinstrahlung in mikroskopisch kleine Teilchen. In Form von Mikroplastik kann es so, mitsamt anhaftenden Schadstoffen, selbst von Kleinstlebewesen aufgenommen werden (Andrady 2011). Auf diese Weise geraten die fragmentierten Kunststoffteile auch in die Nahrungskette und unter Umständen in den

menschlichen Körper – mit bislang wissenschaftlich kaum vorhersehbaren Folgen. Die Fragmentierung von Kunststoffabfällen ist die größte Quelle von Mikropartikeln (Essel et al. 2015). Für Europa gehen die Autor_innen von einer Größenordnung von 3,4 bis 5,7 Mt aus. Für Deutschland liegt keine Abschätzung vor. Weitere nennenswerte Quellen in Deutschland sind unter anderem der Abrieb von Reifen (jährlich 60.000 bis 111.000 t), Kunststoffwachse in technischen Anwendungen (100.000 t), der Verlust von Pellets bei der Kunststoffproduktion (21.000 bis 210.000 t), die Freisetzung von Chemiefasern aus Textilien (80 bis 400 t) sowie Polyethylen in kosmetischen Produkten (500 t). Zu den angegebenen jährlichen Werten gibt es laut Essel et al. große Unsicherheiten. Sie sollten daher nicht als Mengenangabe, sondern eher als Größenordnung verstanden werden.

Kunststoffmüll verursacht in den Meeren weitere externe Kosten für Fischerei, Schifffahrt und Tourismus. Abfälle im Meer beschädigen Schiffe und deren Ausrüstung wie Netze, Antriebe oder Zuflussrohre. Für die schottische Fischerei belaufen sich die Kosten solcher Schäden laut Mouat et al. (2010) auf rund 5% des Umsatzes. Eine Umrechnung auf die deutsche Fischerei mit einem Umsatz von 400 Mio. Euro (Statista 2015) ergibt unter der Annahme, dass die Hälfte der Kosten Kunststoffmüll zugerechnet werden können, einen Schätzwert von 10 Mio. Euro als jährlichen Verlust der deutschen Fischerei. Ähnliche Schäden und Kosten fallen natürlich auch in der Schifffahrt allgemein an.

Ansammlungen von Kunststoffabfällen an Küsten und Stränden verursachen darüber hinaus Verluste für die Tourismuswirtschaft und beeinträchtigen die Gesundheit von Anwohner_innen und Tourist_innen (Thompson et al. 2009). IMSA Amsterdam (2011) schätzt die Kosten für die Reinhaltung eines Kilometers Küste auf durchschnittlich 1.450 Euro. Umgerechnet auf die deutsche Küstenlänge von 2.389 km (CIA 2015) entspräche dies 3,5 Mio. Euro. Es ist zu bedenken, dass diese in Deutschland anfallenden externen Kosten nicht zwangsweise durch Kunststoffabfälle aus Deutschland verursacht werden. Durch national begrenzte Maßnahmen sind die Kosten daher nicht vollständig internalisierbar.

Im Gegensatz zu den Kosten der Reinhaltung der Küsten sind die Kosten der Reinhaltung des Meeres kaum zu berechnen, denn eine praktikable Lösung für die Beseitigung der Abfälle in den Ozeanen existiert nicht. Die anfallenden Zukunftskosten stellen daher ein extremes Risiko für nachfolgende Generationen dar. Um dieses Kostenrisiko abschätzen zu können ist weitere Forschungsarbeit nötig.

Eine Größenordnung der gesamten externen Kosten der stofflichen Nutzung von Rohbenzin kann auf Basis der vorhandenen Literatur nicht abgeschätzt werden. Die quantifizierbaren Kosten der Küstenreinigung und der wirtschaftlichen Verluste der Fischerei belaufen sich auf ein- bis zweistellige Millionenbeträge und sind im Vergleich zu den Klimakosten von fast drei Milliarden Euro aufgrund der energetischen Entsorgung eher gering. Insbesondere die potentiellen Schäden an Umwelt und Gesundheit bergen aber ein extrem hohes Kostenrisiko.

Neben den externen Kosten des Verbrauchs entstehen weitere Kosten entlang des Produktionsprozesses: in der Exploration, der Förderung und Aufbereitung des Rohöls sowie in der Herstellung von Kunststoffprodukten aufgrund des Energieaufwands und des Transports. Auch das Risiko von Umweltkatastrophen wie z. B. der Ölpest in Folge der Explosion der Ölbohrplattform Deepwater Horizon im Jahr 2010, der Ölkatastrophe im Nigerdelta oder der Havarie der Exxon Valdez 1989 sei in diesem Zusammenhang erwähnt. Diese externen Kosten und Risiken sind jedoch Folgen der Produktion und keine direkte Folge der stofflichen Nutzung des Rohbenzins. Sie sind vereinzelt auch durch Instrumente in der Energie- bzw. Verkehrspolitik teilweise internalisiert. Raffinerien und Cracker beispielsweise sind im Emissionshandel eingeschlossen, der Verbrauch von Heiz- und Kraftstoffen wird durch die Energiesteuer adressiert.

Eine weitere Kategorie externer Kosten stellen Gesundheitsschäden von entweichenden Additiven bei der Benutzung von Kunststoff dar. Manche Additive wie Phtalate sind hormonell wirksam und können im

menschlichen Körper nachgewiesen werden. Ihre langfristige gesundheitlichen Folgen sind noch unzureichend bekannt (Thompson et al. 2009). Allerdings sind die beigemischten Additive nicht immer fossilen Ursprungs und können somit nicht der stofflichen Nutzung von Rohbenzin angerechnet werden.

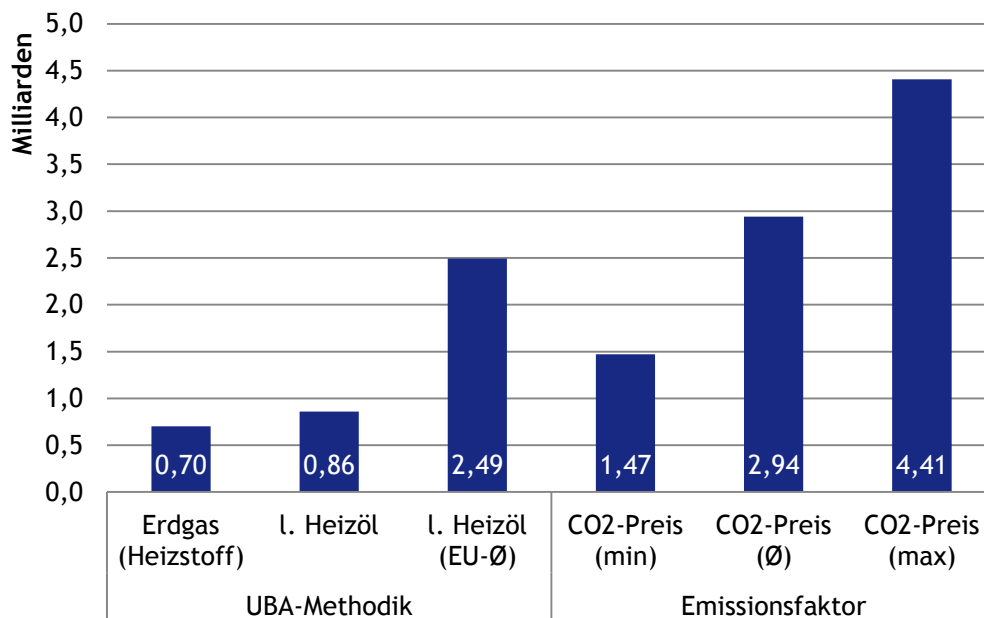
Die aufgeführten externen Kosten werden zumeist von Dritten oder auch zukünftigen Generation getragen. Marktteilnehmer_innen erhalten daher ein verfälschtes, nicht effizientes Preissignal mit negativen Auswirkungen auf ökonomische Entscheidungen. Dieses Marktversagen drückt sich in überhöhtem Konsum und unangemessenem Umgang mit dem Produkt aus. Eine Besteuerung kann die Kosten internalisieren, so dass der Preis ökonomisch und ökologisch effiziente Anreize setzt.

3.4 Vergleich der Berechnungen

Aus den verschiedenen Ansätzen der Berechnung folgen mehrere Abschätzungen des Subventionsvolumens, die im Folgenden verglichen werden. Die Schätzungen hängen dabei von den getroffenen Annahmen und der Definition des Subventionsbegriffs ab. Je nachdem ob durch den Abbau der Subvention lediglich ein fairer Wettbewerb hergestellt, Klimakosten getragen oder externe Kosten internalisiert werden sollen, kann das Volumen in seiner Größe sehr unterschiedlich ausfallen.

Die Anwendung der deutschen Steuersätze auf Heizstoffe ergeben die niedrigsten Abschätzungen und sollten daher als Minimalwerte verstanden werden. Die in der Forschung bestehenden Unsicherheiten bezüglich der Kosten des Klimawandels spiegeln sich in den Schätzungen dieser Studie wider: Die Abschätzungen anhand des Emissionsfaktors sind abhängig von den angenommenen Klimakosten und variieren entsprechend. Auch auf die Annahmen der Berechnungen soll noch einmal verwiesen werden. Siehe dazu auch Abschnitt 3.2.

Abbildung 6: Subventionsvolumen in Mrd. Euro, Gegenüberstellung der unterschiedlichen Berechnungen



Quelle: eigene Darstellung

4 Möglichkeiten einer Besteuerung

Seit einigen Jahren bereits gibt es in der Literatur Vorschläge, eine Besteuerung der stofflichen Nutzung fossiler Energieträger einzuführen, um die Umstellung auf nachwachsende Rohstoffe in der chemischen

Industrie voranzubringen (nova-Institut et al. 2014). Zur Ermittlung einer angemessenen Steuerhöhe der nicht-energetischen Verwendung von Rohbenzin wird im Folgenden die Besteuerung der energetischen Verwendung, also als Kraft- oder Heizstoff, als Referenz betrachtet. Rohbenzin als Rohstoff weist im Hinblick auf CO₂- und Energiehalt sehr ähnliche Eigenschaften auf, wie die von der Energiesteuer umfassten Mineralölprodukte und könnte daher steuerlich ähnlich behandelt werden.

Das im Bereich der Energiebesteuerung harmonisierte europäische Recht steht einer Besteuerung der stofflichen Nutzung von Rohbenzin zum Zwecke der stofflichen Nutzung nicht entgegen. Die Energiesteuererrichtlinie der Europäischen Union bezieht sich zwar ausdrücklich nur auf die Nutzung von Energieerzeugnissen als Kraft- oder Heizstoff. Die Steuerbefreiung der stofflichen Nutzung ist deshalb auch im deutschen Energiesteuergesetz verankert und kann laut Thöne (2010) auf nationaler Ebene, zumindest im Rahmen des Energiesteuergesetzes, nicht aufgehoben werden. Eine eigenständige Steuer oder Lenkungsabgabe, außerhalb der Energiesteuer, ist laut Thöne jedoch auf Grundlage ressourcen- oder klimapolitischer Erwägungen möglich und bietet vermutlich sogar mehr Raum für eine angemessene Ausgestaltung.

Eine Betrachtung der Besteuerung von Kraft- und Heizstoffen ist daher ein geeigneter Ausgangspunkt für die Gestaltung einer eigenständigen Lenkungsabgabe. Zu berücksichtigen sind dabei jedoch die politischen Erwägungen bei der aktuellen Ausgestaltung der Energiesteuer, die die Höhe der Steuersätze maßgeblich beeinflussen. Auch muss bedacht werden, dass die stoffliche Nutzung von Rohbenzin der energetischen Nutzung zunächst einmal vorzuziehen ist. Eine steuerliche Gleichbehandlung ist aus ökologischen Gründen unter Umständen nicht sinnvoll.

Grundlegend für die Betrachtung ist Tabelle 1. Sie zeigt für die verschiedenen Kraft- und Heizstoffe die relevanten Steuersätze je entsprechender Einheit sowie die Steuersätze umgerechnet auf CO₂- und Energiegehalt. Daneben befinden sich das Steuersoll in Euro und die versteuerte Menge aus dem Jahr 2013. In den letzten Spalten sind die wesentlichen Kennwerte (CO₂- und Energiegehalt) der verschiedenen Stoffe aufgeführt.

Tabelle 1: Kraft- und Heizstoffe – Besteuerung, Steueraufkommen, Emissionsfaktor und Energiegehalt

	Einheit	Steuersatz in			Steueraufkommen 2013		Emissionsfaktor und Energiegehalt	
		EUR	EUR/t CO ₂	EUR /GJ	Steuersoll in EUR	Menge in Einh.	t CO ₂ /TJ	kWh/l
Rohbenzin	m ³	-	-	-	-	-	80,0	9,1
Kraftstoffe								
Benzin	m ³	654,50	287,92	20,73	16.208.927.843	24.765.361	72,0	9,0
Diesel	m ³	470,40	179,08	13,25	19.201.008.243	40.818.467	74,0	9,9
Kerosin	m ³	654,50	258,20	18,93	22.028.286	33.654	73,3	9,6
Flugbenzin	m ³	721,00	319,31	22,13	7.608.711	10.553	69,3	9,1
Flüssiggas/LPG	t	180,32	59,88	3,89	111.354.893	617.540	65,0	6,5
Erdgas	MWh	13,90	68,95	3,86	3.382.330	243.329	56,0	2,2
Heizstoffe								
Flüssiggas/LPG	t	60,60	20,12	1,31	71.014.424	1.171.857	65,0	6,5
Erdgas	MWh	5,50	27,28	1,53	292.118.971	53.112.539	56,0	2,2
Heizöl leicht	m ³	61,35	22,80	1,69	1.388.131.968	22.626.433	74,0	10,1
Heizöl schwer	t	25,00	7,92	0,62	28.358.654	1.134.345	78,0	11,0

Quelle: Statistisches Bundesamt (2014), eigene Berechnungen

4.1 Besteuerung der energetischen Verwendung

4.1.1 Kraftstoffe

Die Steuersätze auf Kraftstoffe sind generell deutlich höher als die der Heizstoffe, obwohl es sich in manchen Fällen um identische Produkte handelt (siehe Tabelle 1). Diese Differenzierung zwischen Kraft- und Heizstoffsteuern existiert ebenso in den meisten Mitgliedsstaaten der Europäischen Union (siehe Abbildung 7, S.17). Aufgrund der Differenzierung und wegen des hohen Verbrauchs generieren Kraftstoffe in Deutschland den Großteil des Energiesteueraufkommens - 35,6 Mrd. Euro oder rund 95 %. Zwar gibt es keine echte Zweckbindung dieser Einnahmen, dennoch ist die Differenzierung durchaus mit der Finanzierung der Verkehrsinfrastruktur zu begründen. Aus umweltpolitischer Sicht könnte ebenfalls die Anlastung externer Kosten eine Rolle spielen, da diese im Bereich Verkehr besonders hoch sind.

Zwischen den Kraftstoffen gibt es weitere Unterschiede in der Besteuerung, die nicht auf die wesentlichen Kennwerte der Stoffe zurückzuführen sind. So genießt beispielsweise Diesel einen steuerlichen Vorteil gegenüber Benzin, obwohl die verursachten Umweltschäden durch Diesel größer sind. Beim Steuersatz von 13,90 Euro/MWh auf Erdgas handelt es sich um einen aktuell bis Ende des Jahres 2018 reduzierten Steuersatz, der als Anreiz zur Nutzung des Erdgases als Kraftstoff zu verstehen ist. Der Regelsteuersatz beträgt 31,80 Euro/MWh. Weitere Steuerbefreiungen und -vergünstigungen gibt es in der gewerblichen Luft- und Schifffahrt sowie beim Agrardiesel.

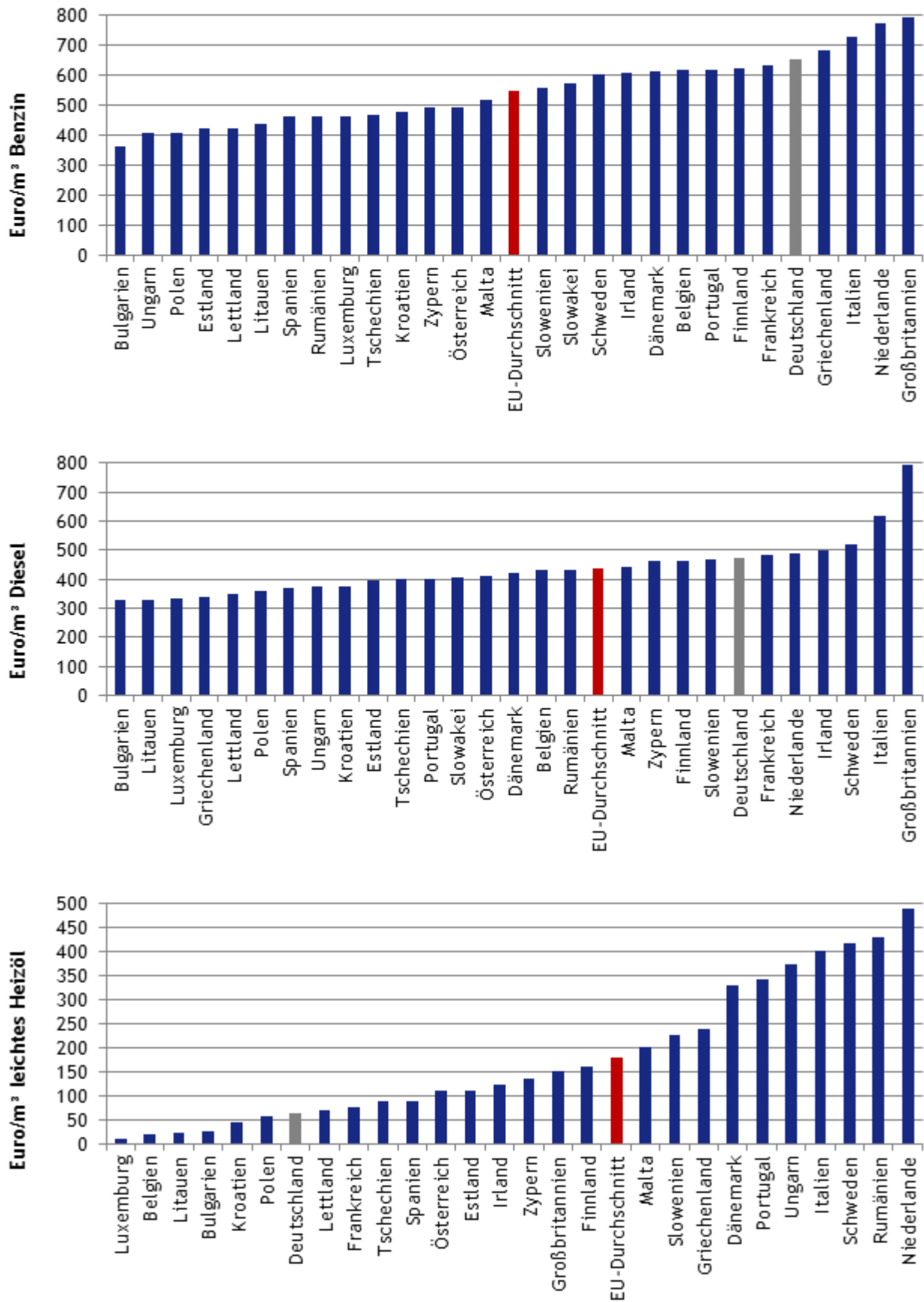
Für die stoffliche Nutzung von Rohbenzin ist eine Besteuerung in Anlehnung an die Besteuerung von Kraftstoffen nur sehr bedingt sinnvoll. Die Finanzierung der Verkehrsinfrastruktur sowie wirtschaftspolitische Erwägungen spielen hier eine gewichtige Rolle, die die Höhe der Steuersätze stark beeinflusst.

4.1.2 Heizstoffe

Die Steuersätze auf Heizstoffe fallen sehr viel niedriger aus als die der Kraftstoffe. Zum einen entfällt der Aspekt der Verkehrsinfrastrukturfinanzierung. Zum anderen sind Heizstoffe aus sozialpolitischer Sicht von großer Bedeutung, da die Heizkosten für viele Haushalte einen bedeutenden und kaum vermeidbaren Anteil am Ausgabebudget darstellen. Im Vergleich zu anderen EU-Staaten sind die deutschen Steuersätze auf Heizstoffe ungewöhnlich niedrig (siehe Abbildung 7). Mit 61,35 Euro/m³ liegt der Steuersatz auf leichtes Heizöl weit unter dem EU-Durchschnitt von 177,84 Euro/m³. Der Steuersatz in den Niederlanden (490,06 Euro/m³) ist fast acht Mal so hoch wie der Deutsche. Aus umweltpolitischer Sicht gibt es gewichtige Gründe für eine Anhebung der Steuersätze (FÖS 2010).

Wie bei den Kraftstoffen existieren auch bei den Heizstoffen viele Ausnahmen und Vergünstigungen. Unternehmen des Produzierenden Gewerbes sowie der Land- und Forstwirtschaft beispielsweise profitieren von reduzierten Steuersätzen auf Flüssiggas, Erdgas und leichtes Heizöl.

Für die stoffliche Nutzung von Rohbenzin ist eine Besteuerung in Anlehnung an die Besteuerung von Heizstoffen also ebenfalls nur bedingt sinnvoll. Zum einen sind sozial- und wirtschaftspolitische Aspekte bei der Besteuerung wohl ausschlaggebend, zum anderen sind die deutschen Steuersätze der Heizstoffe im EU-Vergleich unterdurchschnittlich.

Abbildung 7: Vergleich der Steuersätze auf Benzin, Diesel und leichtes Heizöl in der EU, in Euro/m³

Quelle: Europäische Kommission (2015)

4.2 Kriterien für die Ausgestaltung einer möglichen Besteuerung

Entscheidend für die Ausgestaltung einer Steuer oder Lenkungsabgabe ist insbesondere der Zugriffspunkt bei der Besteuerung, da er sich u.a. direkt auf die Lenkungswirkung und den administrativen Aufwand auswirkt. Die Vor- und Nachteile der verschiedenen Möglichkeiten werden im nächsten Abschnitt gegenübergestellt. Abschnitt 0 gibt eine Übersicht über ausgewählte Beispiele der Besteuerung anderer Länder.

4.2.1 Zugriffspunkte der Besteuerung

Tabelle 2 gibt eine Übersicht über verschiedene Steuerzugriffspunkte sowie deren Bewertung anhand verschiedener Kriterien. Der Inhalt der Tabelle beruht weitestgehend auf Thöne (2010) sowie eigenen Einschätzungen und sollte daher nur als Anhaltspunkt für weiterführende Untersuchungen interpretiert werden.

Entlang der Wertschöpfungskette von Kunststoffprodukten gibt es mehrere mögliche Steuerzugriffspunkte. Eine Besteuerung möglichst zu Beginn der Wertschöpfungskette (Upstream) bietet den Vorteil, dass noch relativ wenige Akteure am Prozess beteiligt sind und die Steuer so mit geringerem Aufwand und transparent erhoben werden kann. Auch die Lenkungswirkung ist hier besonders hoch, da die Wahl zwischen fossilen und alternativen Rohstoffen noch aussteht und vom Preis empfindlich beeinflusst werden kann. Entscheidend ist dabei jedoch die internationale Wettbewerbssituation. Verlieren heimische Produzenten aufgrund der Steuer zu sehr an Wettbewerbsfähigkeit, verlagert sich die Produktion zunehmend ins Ausland. Die Steuer wird somit umgangen und verliert ihre Lenkungswirkung. Idealerweise sollte eine Steuer upstream deshalb länderübergreifend eingeführt werden. Die geringe Verursachergerechtigkeit und Differenzierung der Steuer ist hingegen weniger kritisch. Die Mehrkosten können an den Verbraucher weitergegeben werden und eine Differenzierung nach Verwendung ist vermutlich nur theoretisch optimal.

Eine Besteuerung am Ende der Wertschöpfungskette (Downstream) findet in der Regel möglichst nah beim Verbraucher statt. Eine Steuer nah beim Verbraucher ist aufwendiger und intransparenter, da eine Vielzahl an Produkten besteuert werden muss und viele Akteure im Markt beteiligt sind. Besteuert werden könnten z. B. Plastiktüten, Verpackungen oder auch Zwischenprodukte, die in Fahrzeugen, Elektronikgeräten oder Haushaltswaren eingesetzt werden. Eine sehr differenzierte Steuer ist also möglich, geht jedoch mit erhöhter Intransparenz einher. Auch die Lenkungswirkung ist unklar bzw. produktabhängig. Entscheidend ist die Verfügbarkeit von Substituten. Gibt es für die Verbraucher_innen keine Alternativprodukte, müssen sie die gestiegenen Kosten tragen oder gegebenenfalls auf den Konsum verzichten. Auch wenn Alternativprodukte verfügbar sind, ist zu prüfen, ob und unter welchen Bedingungen diese aus ökologischer Perspektive zu bevorzugen sind. Ein Beispiel hierfür sind Tüten aus Papier oder Bioplastik, deren Ökobilanz häufig stark von der Art des verwendeten Materials, des Lebenszyklus und des gewählten Entsorgungsweges abhängt (Chafee/Yaros 2007). Die Konsequenzen der Besteuerung sind downstream also sehr viel detaillierter zu analysieren als upstream. Auch ist zu hinterfragen, inwiefern die veränderten Konsumententscheidungen letztendlich zu Veränderungen in der Produktion führen werden.

Aufgrund der Verwertungsmöglichkeit von Kunststoffen ist auch eine Besteuerung bei den Müllverbrennungsanlagen, also noch nach dem eigentlichen Verbrauch, denkbar. Diese Option scheint aber aus vielen Gründen die schlechteste zu sein. Zwar träfe die Steuer den Emittenten der Klimagase, jedoch ist in diesem Fall der Emittent nicht gleich dem eigentlichen Verbraucher. Eine Müllverbrennungsanlage hat keinen Einfluss auf Nachfrage und Angebot von Kunststoffen. Es ist daher zweifelhaft, welche Lenkungswirkung eine Steuer haben könnte. Eventuell könnte das Recycling von Kunststoffabfällen preislich attraktiver werden. Am Ende des Produktlebenszyklus wird dennoch die energetische Entsorgung stehen.

Tabelle 2: Übersicht und Bewertung verschiedener Zugriffspunkte der Besteuerung

	Upstream		Downstream	
Ort der Besteuerung	<ul style="list-style-type: none"> • z. B. Raffinerie 	<ul style="list-style-type: none"> • z. B. Cracker, Kunststoffherzeuger 	<ul style="list-style-type: none"> • nah beim Verbraucher 	<ul style="list-style-type: none"> • Müllverbrennungsanlage
Steuerobjekt	<ul style="list-style-type: none"> • Naphtha (Rohbenzin) 	<ul style="list-style-type: none"> • Ethen, Propen • PVC, PET etc. in Form von Granulaten, Pulver etc. 	<ul style="list-style-type: none"> • verschiedene Kunststoffprodukte (End- und Zwischenprodukte) 	<ul style="list-style-type: none"> • Kunststoffabfälle
Administrativer Aufwand	<ul style="list-style-type: none"> • Gering • Steuertechnisch sind fossile Rohstoffe bereits erfasst • Wenige Akteure 	<ul style="list-style-type: none"> • Eher gering 	<ul style="list-style-type: none"> • Hoch • Hohe Anzahl an Produkten und Akteure 	<ul style="list-style-type: none"> • Gering
Differenzierung/Verursachergerichtigkeit	<ul style="list-style-type: none"> • Gering, spätere Verwendung ist unklar 	<ul style="list-style-type: none"> • Eher gering, spätere Verwendung ist relativ unklar 	<ul style="list-style-type: none"> • Hoch, Besteuerung nah beim Verbrauch 	<ul style="list-style-type: none"> • Gering, nah beim Emittenten jedoch nicht beim Verbraucher
Lenkungswirkung	<ul style="list-style-type: none"> • Hoch, Einsatz alternativer Rohstoffe wird in Relation attraktiver 	<ul style="list-style-type: none"> • Hoch, Einsatz alternativer Rohstoffe wird in Relation attraktiver 	<ul style="list-style-type: none"> • Stark produktabhängig • Abhängig von verfügbaren Substituten oder Möglichkeit des Verzichts 	<ul style="list-style-type: none"> • Kaum
Internationaler Wettbewerb/Carbon Leakage	<ul style="list-style-type: none"> • Tendenziell hoch 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendenziell hoch 	<ul style="list-style-type: none"> • Sehr gering 	<ul style="list-style-type: none"> • Eher gering

Quelle: Darstellung auf Grundlage von Thöne (2010) und eigener Analyse

Die verschiedenen Vor- und Nachteile der Steuerzugriffspunkte könnten natürlich auch in einem Hybridmodell kombiniert werden. Auf diese Weise könnte z. B. eine Steuer downstream den Einsatz alternativer Rohstoffe fördern und durch einzelne, differenzierte Steuern ergänzt werden, die den Verbrauch bestimmter Produkte eingrenzen.

4.2.2 Internationaler Vergleich

International ist den Autoren kein Land bekannt, in dem die stoffliche Nutzung von Rohbenzin oder anderen fossilen Energieträgern upstream besteuert wird. Sehr verbreitet ist hingegen die Besteuerung von Plastiktüten, (Plastik-)Verpackungen und artverwandten Produkten.

Tabelle 3 enthält eine Auswahl internationaler Beispiele.

Tabelle 3: Besteuerungsbeispiele anderer Länder

Land	Name	Steuerobjekte	Bemessung	Steuerzahler
Irland	Plastic bag levy	Plastiktüten	0,22 Euro/Tüte	Einzelhandel
Portugal	Contribution on low density plastic bags	Plastiktüten	0,08 Euro/Tüte	Produzenten/ Importeure
Litauen	Tax on pollution	Verpackungen (auch Nicht-Plastik)	0,52 Euro/kg	Produzenten/ Importeure
Lettland	Natural Resources Tax	Verpackungen, Einwegteller (auch Nicht-Plastik)	1,14 Euro/kg	Handel
Dänemark	Tax on certain packaging, disposable tableware, etc	Tüten (Plastik/Papier), Verpackungen, Teller	z. B. Plastiktüten: 2,95 Euro/kg Plastikverpackung: 1,74 Euro/kg Styropor und PVC: 2,73 Euro/kg	Handel/ Verpackungs- unternehmen
Finland	Excise duty beverage packages	Getränkeverpackung (auch Nicht-Plastik)	0,51 Euro/Liter verpacktes Produkt	Handel
Frankreich	Pollution Tax	Plastiktüten	10 Euro/kg	Handel
Malta	Eco Contribution	Tüten, Flaschen, Teller, Matratzen, u.v.m.		Produzenten/ Importeure
Ungarn	Product Charge on Packaging Materials	Plastiktüten und Verpackungen (auch Nicht- Plastik)	Plastiktüten: 5,7 Euro/kg Plastikverpackung: 0,13 Euro/kg	Unternehmen

Quellen : European Commission 2015 ;European Commission 2014 ;OECD 2014

4.3 Emissionshandel als Alternative?

Als Alternative zur Besteuerung der stofflichen Nutzung von Rohbenzin scheint auch eine Erweiterung des europäischen Emissionshandels (European Union Emissions Trading System, EU ETS) denkbar. Mit Bezug auf die Kunststoffherstellung und -verarbeitung umfasst der EUETS auch bereits einige Produktionsschritte. Raffinerien und Cracker beispielsweise werden erfasst. Der ETS erfasst damit jedoch nur die Emissionen, die zur Herstellung des Kunststoffs benötigt werden. Das Emissionspotenzial bei der energetischen Entsorgung des Kunststoffs wird nicht erfasst. Dazu wäre ein Einbeziehen von Müllverbrennungsanlagen (MVA) nötig, die vom Emissionshandel aber bislang ausgenommen sind.

Eine Aufnahme der MVA in den ETS bestraft jedoch lediglich das Verbrennen, ohne dabei Alternativen zu fördern. MVAs sind zwar der Emittent, aber nicht der Verbraucher. Sie haben daher kaum Einfluss auf Angebot und Nachfrage. Eventuell würde das Recycling von Kunststoffen im Vergleich zur Verbrennung etwas attraktiver. Anreize für den Einsatz alternativer oder recycelter Rohstoffe, eine effizientere Verwendung von Kunststoffen oder sogar einen Verzicht auf Plastiktüten etc. gibt der ETS so aber nicht. Die gewünschte Lenkungswirkung bliebe vermutlich aus (Ecofys 2010).

Darüber hinaus wären die Umweltkosten der Entsorgung außerhalb des Abfallsystems überhaupt nicht erfasst. Die Vermüllung an Land, in Flüssen und im Meer mit ihren Folgen für Gesundheit und Umwelt kann der ETS nicht internalisieren.

5 Bewertung und Fazit

Die Nichtbesteuerung der stofflichen Nutzung von Rohbenzin begünstigt den Einsatz von fossilen Kunststoffen und stellt eine umweltschädliche Subvention dar, die einen künstlichen Kostenvorteil gegenüber ökologischen oder recycelten Grundstoffen kreiert. Die Berechnungen der vorliegenden Studie ergeben für das Jahr 2013 eine Bandbreite des Subventionsvolumens von **0,78 bis 2,94 Mrd. Euro**. Die Preise spiegeln die gesellschaftlichen Schäden nicht richtig wider. Das Resultat sind ein zu achtloser Umgang und übermäßiger Verbrauch der wertvollen Ressource.

Diese Subventionierung ist aufgrund der gesellschaftlichen Kosten in Milliardenhöhe durch Gesundheits-, Umwelt- und Klimaschäden zu kritisieren. Auch die stoffliche Nutzung fossiler Energieträger führt früher oder später zur Freisetzung von CO₂. Folgeprodukte wie Kunststoff richten in der Natur großen Schaden an und stehen zum Teil im Verdacht, die Gesundheit des Menschen zu gefährden. Die Vermüllung an Land, in Flüssen und im Meer schadet auf unterschiedliche Weise auch Teilen der Wirtschaft. Die Beseitigung der Abfälle ist mit hohen Kosten verbunden.

Die externen Kosten des stofflichen Einsatzes können mithilfe einer Umweltsteuer oder Ressourcenabgabe zumindest teilweise internalisiert werden. Eine effizientere Nutzung der Rohstoffe und der Einsatz von erneuerbaren Ressourcen könnte so gefördert und die Mengen an Abfall reduziert werden. Europäisches Recht steht der Schaffung einer Steuer oder Abgabe für die stoffliche Nutzung nicht entgegen.

Auch ergeben sich bei der Einführung eines neuen Instruments mehr Freiräume für dessen Ausgestaltung als bei einer Ausweitung der Energiesteuer. Ein Besteuerungsansatz möglichst zu Beginn der Wertschöpfungskette scheint nach am vielversprechendsten – sollte aber genauer geprüft werden. Die wichtigsten Argumente für eine Besteuerung upstream sind der deutlich geringere administrative Aufwand und eine besser vorherzusehende Lenkungswirkung. Auch sind alle Folgeprodukte gleichermaßen betroffen. Die Auswirkungen auf den internationalen Wettbewerb und das damit verbundene Risiko des Carbon Leakage müssen jedoch untersucht werden. Für eine Besteuerung downstream, beispielsweise in Form einer Steuer auf den Verbrauch von Plastiktüten, spricht die hohe Effektivität, sie adressiert jedoch immer nur einen Teil des Problems.

Bei der Gestaltung einer Steuer- oder Abgabenhöhe muss bedacht werden, dass der stoffliche Einsatz fossiler Energien ihrer energetischen Nutzung zunächst einmal vorzuziehen ist. Die Folgeprodukte können lange in Verwendung sein bevor sie am Ende ihres Lebenszyklus ebenfalls verbrannt werden. Die Besteuerung sollte die stoffliche Nutzung gegenüber der energetischen also nicht benachteiligen. Als negative Konsequenz könnte ansonsten die energetische Nutzung gefördert werden. Wenn weniger Rohbenzin für die Verarbeitung von Kunststoffen nachgefragt wird, steht potenziell mehr für die Herstellung von Heiz- und Kraftstoffen zur Verfügung. Dieser Effekt ist jedoch schwer abschätzbar, da die stoffliche und energetische Nutzung nicht einfach substituierbar sind. Verschiedene Rohölfraktionen können häufig nur auf eine Weise genutzt werden. Rohbenzin ist für den Einsatz in Heiz- und Kraftstoffen beispielsweise nur bedingt geeignet.

Auch gegenüber anderen Materialien und Stoffen können Kunststoffe aufgrund ihrer Produkteigenschaften (z. B. Gewicht, Langlebigkeit) überlegen und ressourcenschonender sein. Als Ersatz zu Metall tragen sie beispielsweise im Fahrzeugbau maßgeblich zur Gewichtsreduktion bei. Doch gerade die Vorteile der herkömmlichen Kunststoffe sind häufig Fluch und Segen zugleich. In der Natur sind die Spuren des achtlosen Umgangs mit Kunststoffabfällen aufgrund deren Langlebigkeit noch nach Jahrzehnten zu sehen. Die nicht sichtbaren Folgen sind kaum abzuschätzen. In der Nutzung hingegen ist die Langlebigkeit ein großer Vorteil. Gerade deshalb ist der verschwenderische Umgang mit dieser wertvollen Ressource zu kritisieren. Als Plastiktüte, Einwegflasche oder ähnlich kurzlebigem Produkt wird das positive Potential kaum ausgeschöpft. Ein nachhaltigerer Einsatz sollte daher gefördert werden und der wahre Wert der Ressource muss sich samt den Umweltkosten im Preis widerspiegeln.

LITERATUR

- AG Energiebilanzen (2015): Bilanz 2013. Abrufbar unter: http://www.ag-energiebilanzen.de/index.php?article_id=29&fileName=bilanz13d.xlsx. Letzter Zugriff am: 30.7.2015.
- Andrady, A. L. (2011): Microplastics in the marine environment. In: Marine Pollution Bulletin. Jg. 62, Nr. 8. S. 1596-1605.
- Bär, H., Jacob, K., Meyer, E., Schlegelmilch, K. (2011): Wege zum Abbau umweltschädlicher Subventionen. Abrufbar unter: http://www.foes.de/pdf/Studie_Subventionsabbau_fin.pdf. Letzter Zugriff am: 27.7.2015.
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., Barlaz, M. (2009): Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. In: Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences. Jg. 364, Nr. 1526. S. 1985-1998.
- BMU (2005): Müllverbrennung - ein Gefahrenherd?. Abrufbar unter: http://www.bdsav.de/download/publikationen/muellverbrennung_dioxin_07_2005.pdf. Letzter Zugriff am: 10.7.2015.
- Chafee, C., Yaros, B. R. (2007): Life cycle assessment for three types of grocery bags—recyclable plastic; compostable, biodegradable plastic; and recycled, recyclable paper. Abrufbar unter: http://users.isc.tuc.gr/~gotsis/Alexandros_D._Gotsis/About_files/Boustead%20Associates.pdf. Letzter Zugriff am: .
- CIA (2015): World Fact Book. Field Listing: Coastline. Abrufbar unter: <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/fields/2060.html>. Letzter Zugriff am: 31.7.2015.
- Consultic (2014): Produktion, Verarbeitung und Verwertung von Kunststoffen in Deutschland 2013 - Kurzfassung. Abrufbar unter: http://www.plasticseurope.org/documents/document/20141008165104-endbericht_2013_2_%2823_sep_2014%29_kurzfassung.pdf. Letzter Zugriff am: 25.6.2015.
- Doll, C., Lückge, H., Maibach, M., Schreyer, C., Zandonella, R. (2010): Verkehrsträgeranalyse - Kosten, Erträge und Subventionen des Strassen-, Schienen und Luftverkehrs in Deutschland. Abrufbar unter: <https://www.bdl.aero/download/398/verkehrstrageranalyse-langfassung.pdf>. Letzter Zugriff am: 27.7.2015.
- EcoEnergy (2009): Bewertung der Systemkosten für den Einsatz von Kunststoffen unter Einbeziehung der Kosten für Entsorgung. Abrufbar unter: http://www.ecoenergy.de/go_public/freigegeben/Manuskript_Einsatz%20von%20Kunststoffen_R.Schu_ger.pdf. Letzter Zugriff am: 26.6.2015.
- Ecofys (2010): "Optionen der Einbeziehung der stofflichen Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen in Klimaschutzinstrumente", in Carus, M. et al., Entwicklung von Förderinstrumenten für die stoffliche Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen in Deutschland. Hürth.
- Essel, R./Engel, L./Carus, M./Ahrens, R. H. (2015): Quellen für Mikroplastik mit Relevanz für den Meeresschutz in Deutschland. In: Texte. Nr. 63. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/quellen-fuer-mikroplastik-relevanz-fuer-den>. Letzter Zugriff am: 3.11.2015.
- Europäische Kommission (2015): Excise Duty Tables. Abrufbar unter: http://ec.europa.eu/taxation_customs/resources/documents/taxation/excise_duties/energy_products/rates/excise_duties-part_ii_energy_products_en.pdf. Letzter Zugriff am: 29.6.2015.
- European Commission (2011): Plastic Waste in the environment. Abrufbar unter: <http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/plastics.pdf>. Letzter Zugriff am: 6.7.2015.

European Commission (2014): "Taxes in Europe" database: List of minor taxes. Abrufbar unter: http://ec.europa.eu/taxation_customs/resources/documents/taxation/gen_info/info_docs/tax_inventory/list_minor_taxes_en.pdf. Letzter Zugriff am: 23.6.2015.

European Commission (2015): "Taxes in Europe" database. Abrufbar unter: http://ec.europa.eu/taxation_customs/tedb/taxSearch.html. Letzter Zugriff am: 23.6.2015.

FÖS (2010): Anhebung der Energiesteuern auf Heizstoffe. Berlin.

Greenpeace (2007): Plastic Debris in the World's Oceans. Abrufbar unter: http://www.greenpeace.org/international/Global/international/planet-2/report/2007/8/plastic_ocean_report.pdf. Letzter Zugriff am: 17.7.2015.

Gregory, M. R. (2009): Environmental implications of plastic debris in marine settings--entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. Jg. 364, Nr. 1526. S. 2013-2025.

Hopewell, J., Dvorak, R., Kosior, E. (2009): Plastics recycling: challenges and opportunities. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. Jg. 364, Nr. 1526. S. 2115-2126.

IFEU (2012): Untersuchung der Umweltwirkungen von Verpackungen aus biologisch abbaubaren Kunststoffen. Abrufbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/untersuchung-umweltwirkungen-von-verpackungen-aus>. Letzter Zugriff am: 3.7.2015.

IMSA Amsterdam (2011): Plastics do not belong in the ocean. Towards a roadmap for a clean North Sea. Abrufbar unter: <http://www.plasticmarinelitter.eu/media/publications>. Letzter Zugriff am: 31.7.2015.

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K. L. (2015): Plastic waste inputs from land into the ocean. In: *Science*. Jg. 347, Nr. 6223. S. 768-771.

Mouat, J., Lopez Lozano, R., Bateson, H. (2010): Economic Impacts of Marine Litter. Abrufbar unter: <http://www.kimointernational.org/WebData/Files/Marine%20Litter/Economic%20Impacts%20of%20Marine%20Litter%20Low%20Res.pdf>. Letzter Zugriff am: 31.7.2015.

MWV (2014): Mineralölwirtschaftsverband Jahresbericht 2013. Abrufbar unter: http://www.mwv.de/upload/Publikationen/dateien/MWV_Jahresbericht_2013-Titelbild_mittel_5nWqRqG29p86sH5.pdf. Letzter Zugriff am: 30.6.2015.

nova-Institut/IFEU/Finanzwissenschaftliches Forschungsinstitut an der Universität Köln (FiFo)/Öko-Institut (2014): Ökologische Innovationspolitik - Mehr Ressourceneffizienz und Klimaschutz durch nachhaltige stoffliche Nutzungen von Biomasse. Langfassung. Abrufbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/oekologische-innovationspolitik-mehr>. Letzter Zugriff am: 29.6.2015.

OECD (2014): Database on instrument used for environmental policy. Abrufbar unter: <http://www2.oecd.org/ecoinst/queries/Default.aspx>. Letzter Zugriff am: 29.9.2014.

Öko-Institut, HTP (2012): Analyse und Fortentwicklung der Verwertungsquoten für Wertstoffe. Abrufbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/analyse-fortentwicklung-verwertungsquoten-fuer>. Letzter Zugriff am: 7.7.2015.

prognos (2009): Der Abfallmarkt in Deutschland und Perspektiven bis 2020. Abrufbar unter: https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/abfallpolitik/nabu-studie_muellverbrennungskapazitaeten.pdf. Letzter Zugriff am: 6.7.2015.

Statista (2015): Nettoumsatz der Fischerei in Deutschland in den Jahren 2002 bis 2013 (in Millionen Euro). Abrufbar unter: <http://de.statista.com/statistik/daten/studie/324350/umfrage/umsatz-der-fischerei-in-deutschland/>. Letzter Zugriff am: 3.8.2015.

Statistisches Bundesamt (2014): Finanzen und Steuern - Energiesteuer 2013. Abrufbar unter: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/FinanzenSteuern/Steuern/Verbrauchssteuer/Energiesteuer2140930137004.pdf?__blob=publicationFile. Letzter Zugriff am: .

Thompson, R. C., Moore, C. J., vom Saal, F. S., Swan, S. H. (2009): Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. In: Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences. Jg. 364, Nr. 1526. S. 2153-2166.

Thöne, M. (2010): "Ausbau von Lenkungssteuern", in Carus, M. et al., Entwicklung von Förderinstrumenten für die stoffliche Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen in Deutschland. Hürth.

UBA (2012): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden - Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten. Abrufbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/oekonomische-bewertung-von-umweltschaeden-0>. Letzter Zugriff am: 8.12.2014.

UBA (2013): Plastiktüten. Abrufbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/4453.pdf>. Letzter Zugriff am: 1.7.2015.

UBA (2014): Umweltschädliche Subventionen in Deutschland - Aktualisierte Ausgabe 2014. Abrufbar unter: http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/umweltschaedliche_subventionen_in_deutschland_aktualisierte_ausgabe_2014_fachbroschuere.pdf. Letzter Zugriff am: 12.5.2015.

UNEP (2015): Marine litter: socio-economic study. Scoping report. Abrufbar unter: https://www.bundesregierung.de/Content/DE/_Anlagen/G8_G20/2015-06-01-marine-litter.pdf?__blob=publicationFile&v=4. Letzter Zugriff am: 30.7.2015.