Fraunhofer
IMWS

FRAUNHOFER-INSTITUT FÜR
MIKROSTRUKTUR VON WERKSTOFFEN UND SYSTEMEN IMWS

SCHROTTBONUS

EXTERNE KOSTEN UND FAIRER WETTBEWERB IN DEN GLOBALEN WERTSCHÖPFUNGSKETTEN DER STAHLHERSTELLUNG



IM AUFTRAG DER
BUNDESVEREINIGUNG DEUTSCHER STAHLRECYCLING- UND ENTSORGUNGSUNTERNEHMEN E.V.

BDSV
Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen e.V.

HALLE AN DER SAALE, 29. OKTOBER 2019

Fraunhofer
IMWS

FRAUNHOFER-INSTITUT FÜR MIKROSTUKTUR VON WERKSTOFFEN UND SYSTEMEN IMWS

SCHROTTBONUS

SCHROTTBONUS

Externe Kosten und fairer Wettbewerb in den globalen Wertschöpfungsketten der Stahlherstellung

Dr. Frank Pothen
PD Dr. Christian Growitsch
Dr. Jan Engelhardt
Dr. Christiane Reif

Fraunhofer-Institut für Mikrostruktur von Werkstoffen und Systemen IMWS
Center for Economics of Materials CEM
in Halle (Saale)

Projektnummer: 414123

Bildnachweis: © Birgit Brügmann / Oryx Stainless

Stand: 29.10.2019

Wir danken der Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen (BDSV) als Auftraggeberin. Dank gebührt den Mitgliedern des Projektlenkungskreises bei der BDSV für ihr wertvolles Feedback bei der Erstellung der Studie: Jörg Benn, Rainer Cosson, Daniela Entzian, Roland Mauss, Bernd Meyer, Gerhard Pariser, Michael Prahl, Olaf Pusch, Andreas Schwenter und Frank Wäckerle. Die Autoren danken darüber hinaus Birgit Brügmann und Michael Kraft für ihre Unterstützung.

Executive Summary

Schrotte sind ein essentieller Rohstoff der Stahlherstellung. Ihr Einsatz in der Stahlproduktion spart Treibhausgasemissionen ein, vermeidet lokale Umweltbelastungen und schont endliche Ressourcen. Damit führt der Schrotteinsatz zu einem Wohlfahrtsgewinn: Der Gesellschaft entstehen Vorteile durch vermiedene Umweltbelastungen. Diese Studie führt den Indikator »Schrottbonus« ein und quantifiziert ihn. Der Schrottbonus bezeichnet die volkswirtschaftlichen Kosten durch Umweltbelastungen, die durch den Einsatz von einer Tonne Schrott in der Stahlherstellung vermieden werden.

Die vermiedenen Umweltbelastungen werden auf Basis von Lebenszyklusanalysen (Life Cycle Assessments) aus der Literatur quantifiziert. Diese berechnen die Emissionen der Stahlherstellung entlang der Wertschöpfungskette, vom Bergwerk bis zum Stahlwerkstor, und ermitteln die durch den Schrotteinsatz vermiedenen Emissionen. Die Emissionen werden Kategorien von Umweltbelastungen, beispielsweise dem Klimawandel, zugeordnet. Durch den Einsatz von einer Tonne Kohlenstoffstahlschrott werden Treibhausgasemissionen von 1,67 t CO_2 eingespart. Dies entspricht den Kohlenstoffdioxid-Emissionen, die beim Verbrennen von etwa 705 Litern Benzin freigesetzt werden. Damit könnte der durchschnittliche PKW mit Benzinmotor in Deutschland etwa 9.000 km weit fahren. Darüber hinaus werden weitere Umweltbelastungen, beispielsweise die Entstehung von Sommersmog, vermieden. Der Einsatz einer Tonne Schrotts aus rostfreiem Edelstahl spart 4,3 t CO_2 ein. Die höheren Einsparungen sind auf die Legierungselemente Chrom und Nickel zurückzuführen. Im Jahr 2018 haben die Stahlwerke in der Europäischen Union etwa 93,8 Mio. t Schrott eingeschmolzen. Unterstellt man, es handele sich ausschließlich um Kohlenstoffstahlschrott, ergeben sich Einsparungen von ungefähr 157 Mio. t CO_2. Dies entspricht in etwa den Emissionen des Automobilverkehrs in Frankreich, Großbritannien und Belgien.

Mit Hilfe von Studien, welche die volkswirtschaftlichen Kosten von Umweltschäden schätzen, werden die vermiedenen Belastungen in Euro konvertiert. Im Fall der Treibhausgasemissionen werden drei Szenarien aus der Literatur abgeleitet, um der Komplexität und den Unsicherheiten dieser Schätzungen Rechnung zu tragen. Als untere Referenz werden soziale Kosten von 30 Euro pro Tonne CO_2 angenommen, als obere Referenz werden 110 Euro angesetzt. Als mittlere Referenz dienen Kosten von 70 Euro pro Tonne CO_2. Im Fall der unteren Referenz, die einen optimistischen Blick auf die Kosten des Klimawandels widerspiegelt, ergibt sich ein Schrottbonus von 79 Euro pro Tonne Kohlenstoffstahlschrott. Durch den Einsatz einer Tonne Schrott in der Herstellung von Kohlenstoffstahl werden somit Umweltkosten in Höhe von fast 80 Euro eingespart. Unterstellt man die obere Referenz, steigt der Schrottbonus auf 213 Euro pro Tonne Kohlenstoffstahlschrott. Im Fall von Schrotten aus rostfreiem Edelstahl liegt der Schrottbonus, je nach Szenario, zwischen 158 und 502 Euro. Im Jahr 2018 vermied die europäischen Stahlindustrie durch ihren Schrotteinsatz somit Umweltkosten zwischen 7,4 und 20,0 Mrd. Euro.

Die durch den Schrotteinsatz eingesparten Umweltkosten werden bisher nur unzureichend im Preismechanismus berücksichtigt, insbesondere wenn die Kosten des Klimawandels deutlich über 30 Euro pro Tonne CO_2 liegen. Damit ist mit dem Schrotteinsatz ein positiver externer Effekt verbunden: Die vorteilhaften ökologischen Wirkungen des Schrotteinsatzes werden nicht vollständig abgegolten. In Abwesenheit eines globalen CO_2-Preises erscheint ein integriertes Konzept zur Dekarbonisierung des europäischen Stahlsektors notwendig. Im Europäischen Emissionshandelssystem (EU ETS) werden freigesetzte Treibhausgase bereits bepreist. Darüber hinaus sollten Instrumente zur Sicherung der Wettbewerbsfähigkeit der Stahlindustrie Teil des

Konzepts werden. Auch Maßnahmen zur Berücksichtigung von Emissionen in Vorleistungen sollten geprüft werden. Die Förderung von Forschung und Entwicklung mit einem Fokus auf den Mittelstand könnte das Stahlrecycling quantitativ und qualitativ stärken. Darüber hinaus können weitere Maßnahmen die Arbeit der Stahlrecyclingwirtschaft vereinfachen. Diese Maßnahmen reichen von effizienteren Genehmigungsprozessen bis zur Verbesserung der Schieneninfrastruktur. Dies würde nicht nur zum Klimaschutz beitragen, sondern auch die Wettbewerbsfähigkeit von Stahl- und Stahlrecyclingwirtschaft steigern.

Inhalt

Executive Summary ... 3

1 Einleitung ... 6

2 Technische und ökonomische Grundlagen ... 8
2.1 Werkstoff Stahl ... 8
2.2 Herstellung und Einsatz von Stahl ... 8
2.3 Rohstoffe der Stahlherstellung ... 12
2.3.1 Erze und Koks ... 12
2.3.2 Schrotte ... 13
2.4 Externe Effekte und Stahlschrott ... 19

3 Schrottbonus: Konzept und Quantifizierung ... 22
3.1 Definition ... 22
3.2 Vermiedene Umweltbelastungen ... 22
3.2.1 Grundlagen ... 22
3.2.2 Kohlenstoffstahl ... 24
3.2.3 Edelstahl ... 26
3.2.4 Einordnung ... 27
3.3 Soziale Kosten von Umweltbelastungen ... 27
3.3.1 Grundlagen ... 27
3.3.2 Treibhausgasemissionen ... 27
3.3.3 Lokale Umweltbelastung ... 31
3.4 Schrottbonus: Höhe und Einordnung ... 32

4 Optionen zur Internalisierung des Schrottbonus ... 34
4.1 Grundlagen ... 34
4.2 Instrumente ... 36
4.2.1 Globaler CO_2-Preis ... 36
4.2.2 Unilateraler CO_2-Preis ... 37
4.2.3 Border Carbon Adjustments ... 38
4.2.4 Labels und Standards ... 38
4.2.5 Recyclingquoten ... 39
4.2.6 Subventionen ... 40
4.2.7 Unterstützung von Forschung und Entwicklung ... 41
4.2.8 Verbesserung der Wettbewerbsbedingungen ... 41
4.3 Zusammenfassung ... 42

5 Fazit ... 44

6 Literaturverzeichnis ... 46

1 Einleitung

Im Jahr 2018 wurden in der Europäischen Union 93,8 Millionen Tonnen (Mio. t) Schrott eingeschmolzen, um daraus Stahl zu erzeugen. Dies entspricht 56,0 % der gesamten Stahlherstellung in der EU (BIR 2019). Die deutsche Stahlrecyclingwirtschaft, deren Unternehmen durch das Beschaffen, Separieren, Aufbereiten sowie die Logistik von Stahlschrotten den Wertstoffkreislauf des Stahls schließen, haben im Jahr 2018 26,8 Mio. t Stahlschrott an Kunden im In- und Ausland geliefert.

Der Einsatz von Schrott als Rohstoff der Stahlherstellung ist mit positiven ökologischen Wirkungen entlang der Wertschöpfungskette verbunden. Er vermeidet Treibhausgasemissionen, reduziert lokale Umweltbelastungen und schont natürliche Ressourcen (Broadbent 2015; Johnson et al. 2008). Somit leisten die Unternehmen der Stahlrecyclingwirtschaft, die den Rohstoff Schrott bereitstellen, und die Stahlhersteller, die ihn einsetzen, einen positiven gesellschaftlichen Beitrag. Sie vermeiden Umweltbelastungen und tragen zur zirkulären Nutzung (PWC 2019; Ellen MacArthur Foundation et al. 2015) von endlichen Ressourcen bei. Damit reduzieren sie die mit ökologischen Belastungen verbundenen volkswirtschaftlichen Kosten.

Diese Studie quantifiziert den gesellschaftlichen Beitrag von Schrott als Rohstoff in der Stahlherstellung. Dazu führt sie den Indikator »Schrottbonus« ein und quantifiziert ihn. Der Schrottbonus entspricht den eingesparten volkswirtschaftlichen Kosten von Umweltbelastungen pro Tonne Schrotteinsatz in der Stahlproduktion. Darüber hinaus schlägt die Studie Instrumente vor, mit denen der Schrottbonus in die Preismechanismen auf Stahlmärkten integriert werden kann.

Der Schrottbonus wird in zwei Schritten berechnet. Im ersten Schritt werden durch den Schrotteinsatz in der Stahlerzeugung vermiedene Umweltbelastungen quantifiziert. Dazu wird auf Lebenszyklusanalysen (auch Ökobilanzen oder Life Cycle Assessments genannt) aus der Literatur zurückgegriffen. Diese bestimmen die mit der Stahlherstellung verbundenen Schadstoffemissionen entlang des gesamten Produktionsprozesses, von der Mine bis zum Werkstor des Stahlwerks. Daraus leiten sie Emissionseinsparungen durch den Schrotteinsatz ab und verdichten sie zu vermiedenen Umweltbelastungen, beispielsweise die Schonung des Weltklimas oder die Vermeidung von Sommersmog. In diesem Schritt wird zwischen Kohlenstoffstahlschrotten und Schrotten aus rostfreiem Edelstahl unterschieden.

Die vermiedenen Umweltbelastungen, gemessen in Mengeneinheiten wie Tonnen CO_2, werden im zweiten Schritt in Geldeinheiten konvertiert. Hierbei wird auf die Literatur zurückgegriffen, welche die volkswirtschaftlichen Kosten von Umweltschäden schätzt. Als Beispiel können die sozialen Kosten der CO_2-Emissionen dienen. Diese bezeichnen die Wohlfahrtsverluste, die durch den Klimawandel entstehen, heruntergebrochen auf eine freigesetzte Tonne Kohlenstoffdioxid. Oder, in anderen Worten: Der in Euro ausgedrückte Schaden, welcher durch die Emission einer Tonne CO_2 entsteht. Die Verknüpfung der vermiedenen Umweltschäden mit deren volkswirtschaftlichen Kosten ermöglicht es, den Schrottbonus zu quantifizieren. Um den methodischen Unsicherheiten bei der Schätzung der sozialen Kosten der CO_2-Emissionen Rechnung zu tragen, wird bei der Berechnung des Schrottbonus auf drei Szenarien zurückgegriffen. Eines repräsentiert eine untere Referenz für die Kosten des Klimawandels, ein zweites dient als obere Referenz und ein drittes als mittlere Referenz dazwischen. Aufgrund der Unterschiede bei den vermiedenen Treibhausgasemissionen nimmt der Schrottbonus für Kohlenstoffstahlschrotte und für Schrotte aus rostfreiem Edelstahl andere Werte an.

Jüngste Untersuchungen (OECD 2018) deuten an, dass die Kosten des Klimawandels weltweit nur unzureichend in Marktpreisen widergespiegelt werden. Somit erzeugt der Schrotteinsatz in der Stahlherstellung einen positiven externen Effekt: Er nützt unbeteiligten Dritten, ohne dass dieser Nutzen kompensiert wird. Im Rahmen der Studie werden eine Reihe von Instrumenten diskutiert, die zur Internalisierung dieses externen Effekts beitragen können. Sie reichen von der Bepreisung von Treibhausgasemissionen bis zur Einführung von Labels für den Anteil von recyceltem Material in einem Produkt. Es werden sowohl Maßnahmen betrachtet, welche die Schrottnachfrage steigern, als auch solche, die das Schrottangebot erhöhen.

Die Studie ist wie folgt strukturiert. Kapitel 2 stellt die technischen und ökonomischen Grundlagen des Werkstoffs Stahl sowie seiner Rohstoffe dar. Der Schwerpunkt liegt hierbei auf dem Rohstoff Schrott und der Stahlrecyclingwirtschaft. Darüber hinaus wird der Begriff der externen Effekte eingeführt und illustriert. Kapitel 3 definiert und quantifiziert den Indikator Schrottbonus. Dabei wird, wie bereits angedeutet, in zwei Schritten vorgegangen. Zuerst werden die durch den Einsatz von Schrott als Rohstoff der Stahlherstellung vermiedenen Emissionen bestimmt. Dann werden diese mit Hilfe von Studien zu den volkswirtschaftlichen Kosten von Umweltschäden in Euro konvertiert. Kapitel 4 stellt Instrumente zur Internalisierung des Schrottbonus dar und bewertet diese. Darauf aufbauend werden Empfehlungen abgeleitet. Die Studie schließt mit einem Fazit in Kapitel 5.

2
Technische und ökonomische Grundlagen

2.1
Werkstoff Stahl

Die Norm DIN EN 10020 definiert Stahl als Material, »dessen Massenanteil an Eisen größer ist als der jedes anderen Elementes, dessen Kohlenstoffgehalt im Allgemeinen kleiner als 2 % ist und der andere Elemente enthält«. Stahl weist eine Reihe von Eigenschaften auf, die ihn zum wichtigsten metallischen Werkstoff der Weltwirtschaft gemacht haben. Er ist hart, zäh, korrosionsbeständig und damit für die Fertigung langlebiger Produkte geeignet. Stahl kann auf vielfältige Weise bearbeitet werden: Er kann kalt und warm ungeformt, gewalzt und gezogen, geschmiedet, gegossen, zerspant und geschweißt werden. Durch das Verändern seines Kohlenstoffgehalts, durch das Hinzufügen von Legierungselementen wie Chrom, Nickel oder Wolfram sowie durch thermische und mechanische Bearbeitung können maßgeschneiderte Stähle erzeugt werden. Die Vielfalt des Werkstoffs wird durch die etwa 3.500 Stahlsorten dokumentiert, die mittlerweile unterschieden werden.

Rostfreie Edelstähle stellen eine bedeutende Gruppe dieser 3.500 Sorten dar. Bei ihnen handelt es sich um Stähle, die einen Massenanteil von mindestens 10,5 % Chrom und maximal 1,5 % Kohlenstoff aufweisen (ISO 15510:2014). Die Beimischung von Chrom führt dazu, dass sich an der Oberfläche des rostfreien Edelstahls eine wenige Nanometer dünne, durchsichtige Passivschicht bildet, die den darunterliegenden Stahl vor Korrosion schützt. Dadurch weisen rostfreie Edelstähle gegenüber unlegierten Stählen eine deutlich höhere Korrosionsbeständigkeit auf. Durch die Zugabe von Nickel kann die Korrosionsbeständigkeit rostfreier Edelstähle weiter gesteigert werden. Darüber hinaus verändert Nickel die Kristallstruktur des Stahls. Edelstähle mit einem Nickelgehalt von weniger als etwa 8 % liegen als ferritische Phase (ferritischer Edelstahl) vor, solche mit einem Nickelgehalt von mehr als 8 % als austenitische Phase (austenitischer Edelstahl). Austenitischer Edelstahl ist, im Gegensatz zu Kohlenstoffstahl und ferritischem Edelstahl, nicht ferromagnetisch.

In dieser Studie werden mit dem Begriff Stahl alle Werkstoffe zusammengefasst, die nach DIN EN 10020 als Stahl definiert sind. Rostfreier Edelstahl wird, dem allgemeinen Sprachgebrauch folgend, als Edelstahl bezeichnet. Nicht rostfreie Stähle werden unter dem Begriff Kohlenstoffstahl zusammengefasst.

2.2
Herstellung und Einsatz von Stahl

Abbildung 1 stellt die Entwicklung der weltweiten Rohstahlproduktion zwischen 1950 und 2018 dar. Sie ist in diesem Zeitraum von etwa 190 Mio. t auf mehr als 1.800 Mio. t gewachsen. Ein beschleunigtes Wachstum ist ab der Jahrtausendwende zu beobachten. Zwischen 2000 und 2018 hat sich die globale Stahlproduktion mehr als verdoppelt. Dies ist insbesondere auf Produktionszuwächse in China zurückzuführen.

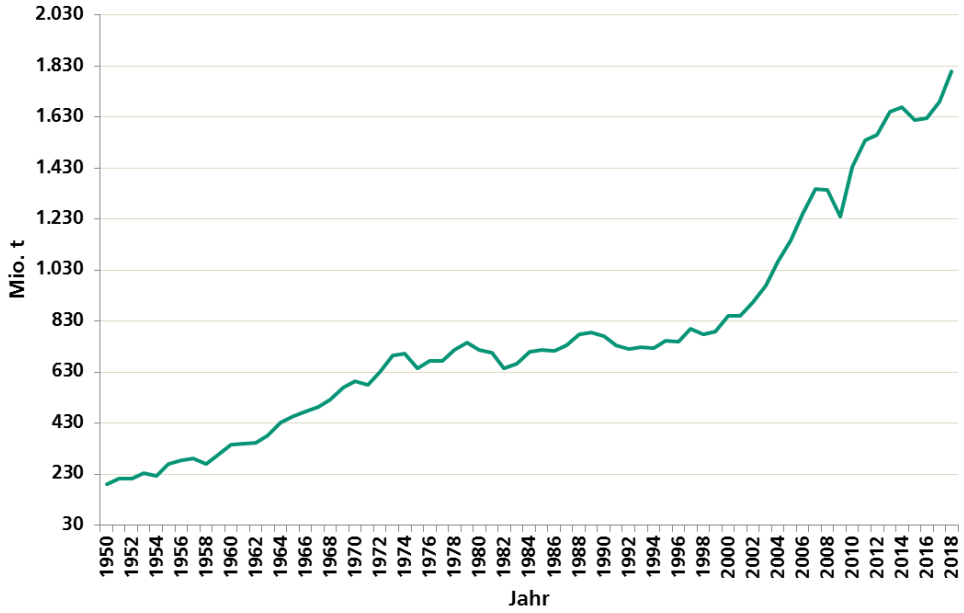


Abbildung 1: Weltweite Rohstahlproduktion von 1950 bis 2018 in Mio. t.
Quelle: World Steel Association (2019b), eigene Darstellung

Abbildung 2 zeigt die Evolution der weltweiten Edelstahlproduktion zwischen 1950 und 2018. Sie hat sich im diesem Zeitraum verfünfzigfacht, von etwa 1 Mio. t im Jahr 1950 auf 50,7 Mio. t im Jahr 2018. Seit dem Jahr 2000 ist die globale Edelstahlerzeugung um 162,7 % gewachsen.

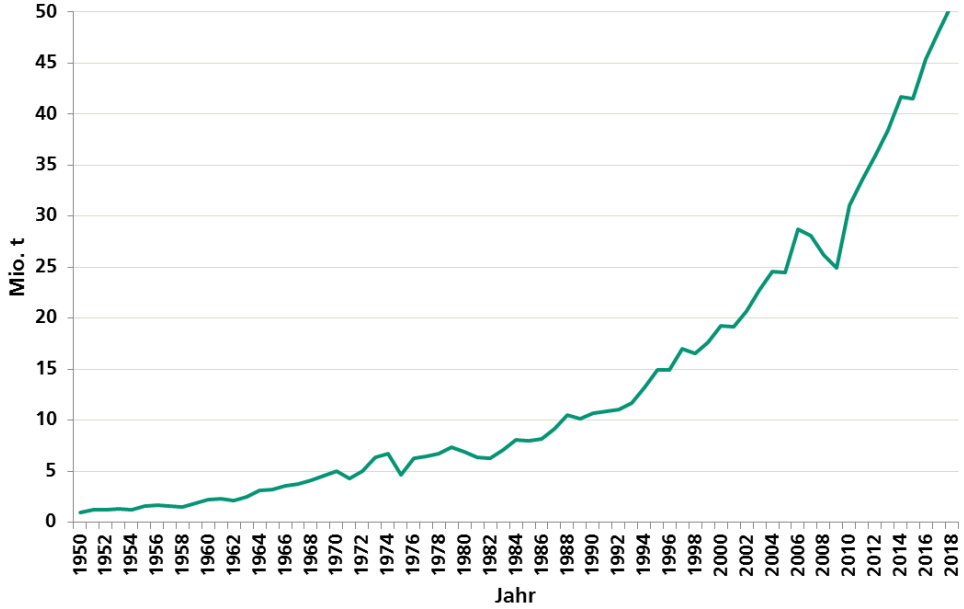


Abbildung 1

Abbildung 2: Weltweite Edelstahlproduktion von 1950 bis 2018 in Mio. t.
Quelle: ISSF (2019), eigene Darstellung

Abbildung 3 stellt die regionale Struktur der Stahl- und Edelstahlproduktion dar. Sie zeigt die Anteile ausgewählter Staaten sowie der EU28 an der Weltproduktion im Jahr 2018 in Prozent. Sowohl die Stahl- als auch die Edelstahlproduktion wird von China dominiert. Im Jahr 2018 wurden 51,3 % der weltweiten Stahlproduktion in China erzeugt. 52,6 % der globalen Edelstahlproduktion stammten aus der Volksrepublik.

Die Europäische Union zeichnete für 9,3 % der weltweiten Stahlproduktion verantwortlich. Indien ist, mit einem Anteil an der Weltproduktion von 5,9 %, zur drittwichtigsten Stahlnation aufgestiegen. In Japan wurden 5,8 % der globalen Stahlproduktion erzeugt, in den USA 4,8 %. Die weltweite Edelstahlproduktion im Jahr 2018 wies die gleiche Reihenfolge auf. 14,6 % der Edelstahlproduktion entfiel auf die Europäische Union.

Deutschland ist, mit einer Produktion von 42,4 Mio. t. Rohstahl im Jahr 2018, der wichtigste Stahlerzeuger in Europa. Mit einem Anteil von 2,3 % an der Weltproduktion liegt die Bundesrepublik auf Platz 7 der größten Stahlproduzenten. Im Jahr 2018 wurden 433.000 Tonnen Edelstahl in Deutschland erzeugt. Dies entspricht 0,9 % der Weltproduktion.

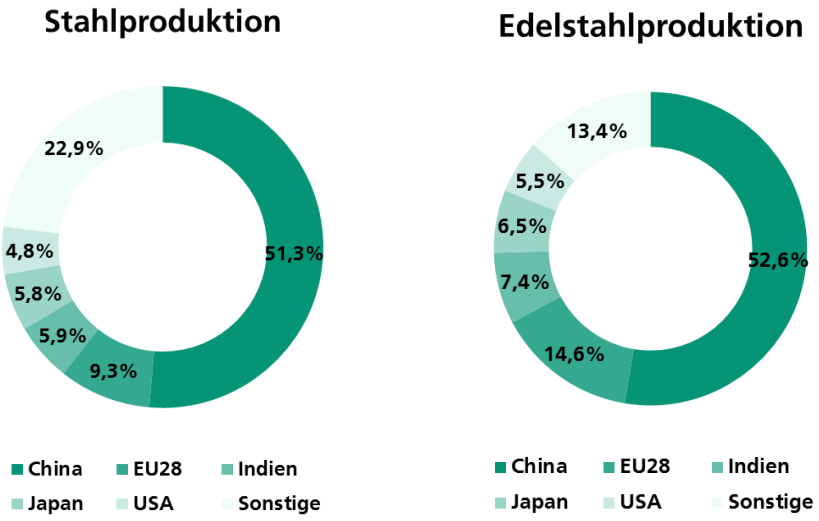


Abbildung 3: Anteile ausgewählter Regionen an der globalen Stahl- und Edelstahlproduktion im Jahr 2018 in Prozent.
Quelle: World Steel Association (2019b), ISSF (2019), eigene Darstellung

In der Stahlherstellung kommen heute zwei Produktionsverfahren (Verfahrensrouten) zum Einsatz: Die Hochofen-Route und die Elektrostahl-Route (Bartos et al. 2015). In der Hochofen-Route wird Stahl in zwei Schritten erzeugt. Im ersten Schritt werden Eisenerz und Koks im Hochofen zu Roheisen umgewandelt. Bei den wirtschaftlich bedeutsamen Eisenerzen handelt es sich um Eisenoxide. Koks dient als Reduktionsmittel mit dem der Sauerstoff in einem exothermen Prozess aus den Erzen entfernt wird. Bei Roheisen handelt es sich um ein Zwischenprodukt, das einen Kohlenstoffgehalt von 4,0 % bis 4,7 % aufweist. Im zweiten Schritt wird das Roheisen im Konverter in Rohstahl umgewandelt. Dazu wird reiner Sauerstoff in das flüssige Roheisen eingeblasen. Dieser Prozess wird als »Frischen« bezeichnet. Er reduziert den Kohlenstoffgehalt des Roheisens und bindet, unter Zugabe von Zuschlagsstoffen wie Kalk, unerwünschte Verunreinigungen (beispielsweise Silizium und Phosphor) in der Schlacke. Das Frischen ist ebenfalls ein exothermer Prozess, bei dem Temperaturen von bis zu 3.000 °C erreicht werden können. Zur Regelung der Temperaturen im Konverter wird Stahlschrott hinzugegeben. Dabei kann der Stahlschrotteinsatz variiert werden. Die Schrotteinsatzquoten im Konverter liegen in einer Größenordnung von 10 % bis 30 %.

In der Elektrostahl-Route wird elektrische Energie zur Stahlerzeugung eingesetzt. Dazu werden Elektrolichtbogenöfen eingesetzt, die Temperaturen von bis zu 3.500 °C erreichen (Bartos et al. 2015). Als Rohstoff in der Elektrostahl-Route dienen vor allem Stahlschrotte. Auch Eisenschwamm (Direct Reduced Iron, DRI), also ohne Einschmelzen reduzierte Eisenerze, werden in der Elektrostahl-Route eingesetzt. In der Edelstahlproduktion werden Elektroöfen darüber hinaus mit Ferrolegierungen, also Verbindungen von Eisen und Legierungselementen wie Chrom und Nickel, beschickt.

Im Jahr 2018 wurden 70,8 % der weltweiten Stahlproduktion in der Hochofen-Route erzeugt, 28,8 % in der Elektrostahl-Route (World Steel Association 2019b). Allerdings unterscheiden sich diese Anteile international deutlich. In der Europäischen Union wurden 41,5 % der Rohstahlproduktion in der Elektrostahlroute erzeugt, in Deutschland 29,9 % und in den USA 68,0 %. In der Volksrepublik China wurden nur dagegen 11,6 % des Stahls in der Elektrostahl-Route erzeugt. Diese Unterschiede spiegeln historische Entwicklungen, die Verfügbarkeit von Schrott, aber auch Energiepreisunterschiede wider.

Auch in der Edelstahlherstellung bestehen deutliche regionale Unterschiede in den Anteilen der Verfahrensrouten. Während Edelstahl in Europa und Nordamerika ausschließlich in der Elektrostahl-Route erzeugt wird, werden in Asien auch Hochöfen zur Edelstahlproduktion eingesetzt. Ein aktuelles Beispiel ist das Mitte 2017 vom chinesischen Unternehmen Tsingshan eröffnete integrierte Edelstahlwerk in Morowali auf der indonesischen Insel Sulawesi mit einer Kapazität von 3 Mio. t pro Jahr (Wood Mackenzie 2019). Quantitative Angaben über die Anteile der Verfahrensrouten liegen allerdings nicht vor.

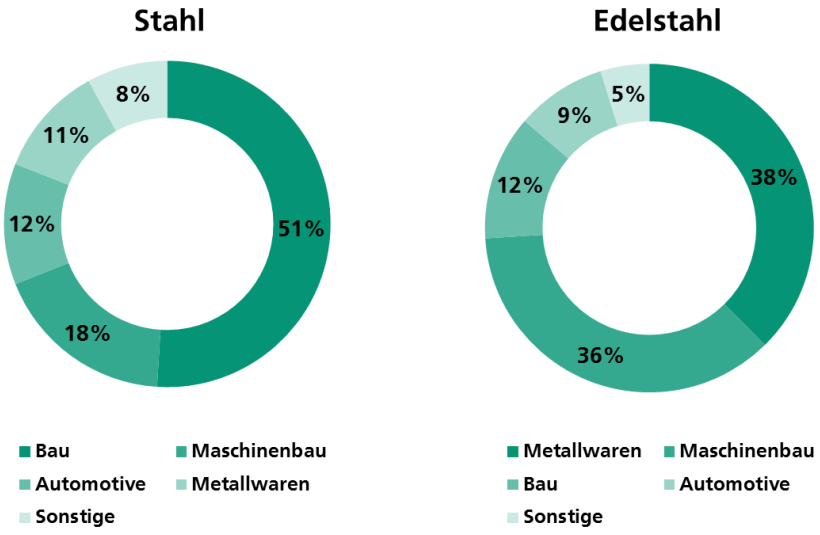


Abbildung 4: Sektorale Anteile am direkten Einsatz von Stahl und Edelstahl im Jahr 2018 in Prozent. Quelle: World Steel Association, ISSF (2019), eigene Darstellung

Stahl kommt in einer Vielzahl von Anwendungen zum Einsatz. Abbildung 4 illustriert diese Anwendungsgebiete für Stahl (linkes Feld) und Edelstahl (rechtes Feld). Sie zeigt die Anteile einzelner Sektoren am weltweiten (Edel-) Stahleinsatz in Prozent für das Jahr 2018. Der Bausektor ist das wichtigste Anwendungsgebiet für Stahl. Etwa die Hälfte der weltweiten Stahlproduktion wird in Gebäuden und Infrastruktur eingesetzt. Weitere 18 % kommen im Maschinenbau zur Anwendung, 12 % im Automobilbau. 11 % werden zu Metallwaren wie Heizkörpern, Töpfen oder Werkzeugen verarbeitet.

Allerdings gibt es auch in der Verwendung von Stahl regionale Unterschiede: So wurden in Deutschland im Jahr 2017 nur etwa 35 % des Stahls im Bausektor eingesetzt, aber 26 % in der Automobilfertigung (WV Stahl 2018).

Metallwaren sind mit einem Anteil von 38 % das wichtigste Einsatzfeld von Edelstahl. Weitere 36 % entfallen auf den Maschinenbau, worunter auch elektrische Maschinen zu verstehen sind. Im Bausektor, in dem Edelstahl sowohl eine funktionale als auch eine dekorative Rolle zukommt, werden ca. 12 % eingesetzt. 9 % der globalen Edelstahlproduktion werden im Automobilbau verwandt, beispielsweise in Auspuffanlagen.

2.3
Rohstoffe der Stahlherstellung

2.3.1
Erze und Koks

Stahl wird sowohl aus Erzen als auch aus Schrotten hergestellt. Im Folgenden werden mit Eisen, Chrom und Nickel drei bedeutsame Metalle in der (Edel-)Stahlherstellung sowie Koks als wichtigstes Reduktionsmittel beschrieben.

Eisen ist das 26. Element des Periodensystems und der Hauptbestandteil von Stahl (DIN EN 10020). Bei den wirtschaftlich bedeutenden Eisenerzen handelt es sich um Eisen-Sauerstoff-Verbindungen wie Magnetit (Fe_3O_4) und Hematit (Fe_2O_3). Die geologische Behörde der USA (U.S. Geological Survey; USGS) schätzt, dass im Jahr 2018 weltweit etwa 2,5 Mrd. t Eisenerz mit einem Eisengehalt von 1,5 Mrd. t gefördert wurden. Allein in Australien wurde Erz mit einem Eisengehalt von 560 Mio. t oder 36,2 % der Weltproduktion gefördert. 20,0 % entfielen auf Brasilien und 13,6 % auf China. In Schweden, dem wichtigsten Eisenerzproduzenten der Europäischen Union, wurden 1,1 % gefördert (U.S. Geological Survey 2019b).

Koks ist ein harter, spröder und poröser Kohlenstoffträger. Er wird durch Erhitzen unter Luftabschluss aus schwefelarmer Steinkohle hergestellt, wodurch die flüchtigen Bestandteile der Kohle abgetrennt werden. Koks wird als Reduktionsmittel im Hochofen eingesetzt. Im Jahr 2017 wurden weltweit 670 Mio. t Koks produziert, davon 449 Mio. t (67,0 %) in China. Die EU erzeugte mit 39 Mio. t etwa 5,8 % der Weltproduktion (IEA 2019).

Chrom ist das 24. Element des Periodensystems. Sein Hauptanwendungsgebiet ist die Herstellung von Edelstahl, den es durch die Bildung einer mikroskopischen Oxidschicht vor Korrosion schützt. Chromerz (Chromit) wird für die Edelstahlproduktion zuerst in Ferrochrom, eine Verbindung aus Chrom und Eisen, weiterverarbeitet. Dazu wird das Chromit im Elektro-Lichtbogenofen reduziert. Im Jahr 2018 wurden weltweit 35,1 Mio. t Chromerze gefördert, 45,6 % (16,0 Mio. t) davon in Südafrika. Weitere wichtige Förderländer sind Indien, die Türkei und Kasachstan (U.S. Geological Survey 2019a). In Europa existiert eine aktive Chromit-Mine in Finnland mit einer Produktion von ca. 2,4 Mio. t Chromerz (U.S. Geological Survey 2018).

Nickel, das 28. Element im Periodensystem, steigert als Legierungselement in (austenitischen) Edelstählen die Korrosionsbeständigkeit in sauren Umgebungen, verbessert die Bearbeitbarkeit und erhöht die Widerstandsfähigkeit bei hohen Temperaturen. Mit einem Anteil von 75 % der gesamten Förderung ist die Edelstahlherstellung die wichtigste Anwendung von Nickel (International Nickel Study Group 2018). Darüber hinaus wird es für Nickel-basierte Superlegierungen (»Superalloys«) sowie in der Batteriefertigung eingesetzt. Im Jahr 2018 wurden etwa

2,3 Mio. t Nickel gefördert. Auf Indonesien entfielen 24,2 %, auf die Philippinen 14,7 % und auf Russland sowie Neukaledonien, ein französisches Überseegebiet im Pazifik, jeweils 9,1 %. In Finnland wurden 46 Mio. Tonnen oder 2,0 % der Weltproduktion gefördert. In der Edelstahlproduktion wird Nickel in erster Linie in Form von Ferronickel eingesetzt, das, zumindest außerhalb Chinas, pyrometallurgisch gewonnen wird (Mistry et al. 2016). In Asien wird zudem ein »Nickel Pig Iron« (Nickel-Roheisen) genanntes Ferronickel mit niedrigerem Nickelgehalt eingesetzt. Dessen Produktion ist mit deutlich höheren ökologischen Belastungen verbunden als die von Ferronickel (Reuter et al. 2015).

2.3.2 Schrotte

Stahl wird in erster Linie zur Fertigung langlebiger Konsum- und Investitionsgüter eingesetzt. Der in Maschinen, Fahrzeugen oder Gebäuden genutzte Stahl kann als physischer Kapitalstock oder »Stahlkapitalstock« betrachtet werden. In der englischsprachigen Literatur wird von »In-Use Stocks« gesprochen. Pauliuk et al. (2013) ermitteln für Industrieländer einen Stahlkapitalstock zwischen 11 und 16 Tonnen pro Einwohner. In Deutschland liegt er zwischen 11,2 und 11,9 Tonnen pro Einwohner. Der globale Edelstahlkapitalstock belief sich im Jahr 2015 auf mehr als 400 Mio. t (Team Stainless und Yale University 2019). Werden aus Stahl gefertigte Produkte nicht mehr genutzt, dann fallen sie aus dem Stahlkapitalstock heraus und können wieder als Rohstoff genutzt werden. So stehen defekte Waschmaschinen oder leere Weißblechdosen dem Recycling zur Verfügung. Die Stahlrecyclingwirtschaft erschließt diese Rohstoffquelle. Abbildung 5 skizziert den Wertstoffkreislauf des Stahls und den Stahlkapitalstock sowie die Rolle der Stahlrecyclingwirtschaft in diesem Kreislauf.

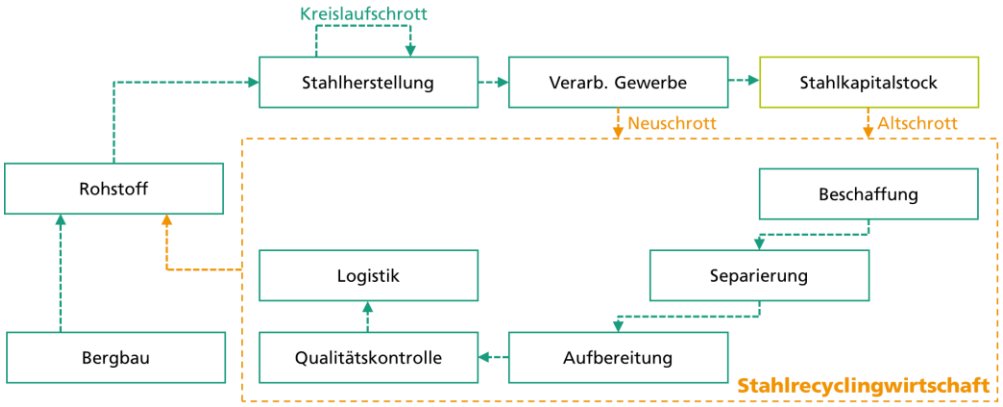


Abbildung 5: Der Stahlkapitalstock und die Rolle der Stahlrecyclingwirtschaft. Quelle: Eigene Darstellung.

Stahl kann beliebig oft ohne Qualitätsverlust rezykliert werden. Wenn aus ihm gefertigte Produkte das Ende ihres Lebenszyklus erreichen, dann stehen sie als potentielle Rohstoffquelle zur Verfügung. Die Stahlrecyclingwirtschaft erschließt diese Rohstoffquelle und schließt damit den Wertstoffkreislauf des Stahls.

Die Stahlrecyclingwirtschaft kauft Schrotte an, bündelt die Stoffströme und bereitet sie auf. Sie stellt die Qualität der Schrotte sicher, sowohl hinsichtlich ihrer mechanischen Eigenschaften (bspw. Schüttgewicht, Form, Durchmesser) als auch ihrer chemisch-metallurgischen Zusammensetzung (bspw. Anteile von Legierungselementen). Letztere ist insbesondere für Edelstahlschrotte von Bedeutung. Zur Aufbereitung der Schrotte setzt die Stahlrecyclingwirtschaft eine Vielzahl von Verfahren ein, die in Tabelle 1

zusammengefasst werden. Der Transport des aufbereiteten Rohstoffs zum Endkunden wird ebenfalls von der Stahlrecyclingwirtschaft übernommen.

Die Stahlrecyclingwirtschaft operiert wie ein umgekehrter Großhandel. Sie kauft Schrotte in kleinen Mengen bei einer Vielzahl von Lieferanten an, bereitet sie zu einem hochwertigen Rohstoff auf und verkauft sie an Kunden im Stahlsektor sowie der Gießereiwirtschaft.

Name des Verfahrens	Zu entfernende Stoffe/zu leistende Arbeit	Mittel oder Mechanismus
Sortierung und Vorbereitung, oder physikalische Trennung	Trennung metallischer Produkte von nichtmetallischen Produkten Verschiedene Anhaftungen Sonstige wertvolle und wiederverwertbare Stoffe	Manuelle Trennung durch Menschen durch visuelle Inspektion der Farbe, Textur, Dichte, etc. Tragbare optische Emissionsspektrometer Techniken der Computerbildauswertung (Farbsortierung), Laserinduzierte Plasmaspektroskopie
Zerkleinerung	Zerkleinerung von großformatigem Schrott in kleinere Stücke zum Transport und Beschickung Erhöhung der Dichte des Schrotts vor der Beschickung des Ofens	Ballenpresse: durch hydraulische Rammen wird der Schrott komprimiert und verdichtet Brikettierung: durch zwei gegenläufig rotierende Trommeln und Hitze wird der Schrott verdichtet Scheren: durch eine hydraulische Guillotine wird der Schrott in Stücke geschnitten
Schreddern/ Fragmentierung	Umwandlung größerer Objekte in passende Stücke (Kraftfahrzeuge und weiße Ware) Erzeugt: Eisenmetall und Schredderrückstände (SR) (Leichtfraktion und Schwerfraktion)	Zerschlagen der Objekte mit Hammermühlen (Kraft, Windsichtung, magnetische Eigenschaften und manuelle Sortierung)
Magnetische Trennung	Trennt eisenhaltige von nicht-eisenhaltigen Schrott	Band- oder Trommel-Permanentmagnete oder Elektromagnete werden verwendet (magnetische Eigenschaften von Eisenmetallen und bei Bedarf händische Sortierung)
Wirbelstromscheider	Entfernt Nichteisenmetalle aus dem Abfall und aus der SR-Fraktion	Schräg-Rampentrenner mit einer Reihe von Magneten mit nichtmagnetischer Gleitfläche (Magnetismus für magnetische Produkte und elektrische Leitfähigkeit für nicht-magnetische Produkte)
Abscheidung schwererer Medien	Gewinnt Nichteisenmetalle aus der SR-Fraktion	Verwendet feingemahlenen Magnetit oder Ferrosilizium mit Wasser (spezifisches Gewicht, relative Dichte und Viskosität)
Funken- , magnetische, chemische und spektroskopische Prüfung	Trennung und Klassifizierung verschiedener Stahllegierungen	Durch Magnete, Säuren, Schleifen (für Legierungen) und Röntgenstrahlen (Ferromagnetismus, Säure-Reaktion, Farbe und Funkenlänge, emittierte Lichtspektra)
Techniken der Beschichtungsentfernung	Entfernung von Zink, Zinn, Brennstoffen, Ölen, Fetten, Farben, Schmiermitteln und Klebstoffen etc.	Nutzung von thermischen Methoden wie Verdampfer und Verbrennungsanlagen (Temperaturunterschiede und Abrieb)

Tabelle 1: Schrottsortierungs- und Aufbereitungstechnologien.
Quelle: Hiebel und Nühlen (2016) auf Basis von Yellishetty et al. (2011)

Schrotte können anhand ihres Anfalls in drei Arten eingeteilt werden (vgl. Abbildung 5). Bei Kreislaufschrott handelt es sich um den Eigenschrott der Stahlherstellung. Dieser wird zu 100 % in Stahlwerken und Gießereien wiederverwendet. Als Neuschrott werden Schrotte bezeichnet, die bei der Verarbeitung von Stahl anfallen. Die Zusammensetzung des Neuschrotts ist gut bekannt, er beinhaltet wenige Verunreinigungen und die Rückwärtslogistik zum Stahlwerk ist einfach. Daher wird er nahezu vollständig recycelt.

Altschrott setzt sich aus Produkten am Ende ihres Lebenszyklus zusammen. Auch im Bereich der Altschrotte werden zum Teil sehr hohe Recyclingquoten erreicht. Beispielsweise werden etwa 88 % aller Stahlteile im Bausektor recycelt und weitere ca. 11 % wiederverwendet (Helmus und Randel 2015). Auch bei Weißblechverpackungen, die aus elektrolytisch verzinntem Stahlblech bestehen, werden mittlerweile Recyclingquoten von mehr als 90 % erreicht (GVM 2017). Für Edelstahlprodukte nennen Reck et al. (2010) Recyclingquoten zwischen 92 % (Industriemaschinen) und

60 % (Metallwaren).[1] Diese Recyclingquoten können als konservative Schätzung betrachtet werden.

Alt- und Neuschrotte können weiter in Stahlschrottsorten unterteilt werden, welche gemeinsam von der Stahlrecyclingwirtschaft und der Stahlindustrie auf freiwilliger Basis definiert wurden. Bei Kohlenstoffstahlschrotten werden 16 Schrottsorten unterschieden (BDSV 2010).[2]

Abbildung 6 zeigt den Einsatz von Schrotten in der Stahlproduktion auf Basis der Daten des Bureau of International Recycling (BIR) in ausgewählten Ländern. Die Säulen entsprechen dem Einsatz in Millionen Tonnen (linke Achse). Die Punkte repräsentieren die Schrotteinsatzquote, also das Verhältnis von Schrotteinsatz zur Rohstahlproduktion, in Prozent (rechte Achse). Mit 187,8 Mio. t wies China den größten absoluten Stahlschrotteinsatz auf. Dies entsprach einer Schrotteinsatzquote von 20,2 %. Allerdings ist der Schrotteinsatz in China in den vergangenen Jahren deutlich gewachsen. Im Jahr 2017 lag er bei 147,9 Mio. t, 2016 waren es 90,1 Mio. t. Die Schrotteinsatzquote in Deutschland lag bei 43,9 %, in der EU bei 55,9 %. Die Unterschiede in den Schrotteinsatzquoten spiegeln unter anderem historische Entwicklungen in den Stahlsektoren der einzelnen Länder, aber auch die Energiepreise und die Verfügbarkeit von Schrotten wider.

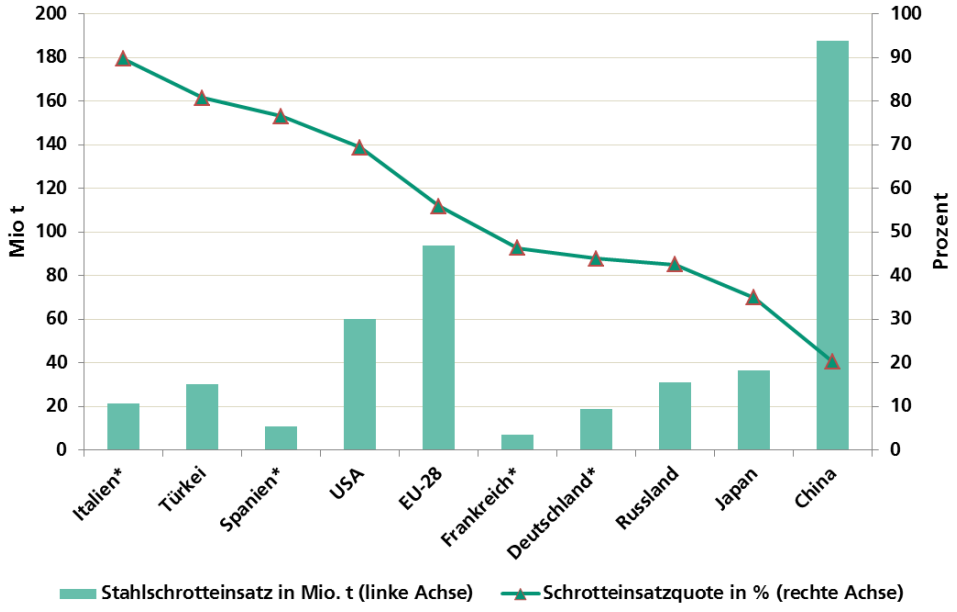


Abbildung 6: Schrotteinsatz in der Stahlproduktion nach Ländern. Alle Zahlen für Jahr 2018 mit Ausnahme der mit einem Stern markierten Länder (2017). Quelle: Eigene Darstellung nach BIR (2019)

[1] Ein Teil der Edelstahlschrotte wird zur Produktion von Kohlenstoffstählen eingesetzt. Hiervon sind insbesondere ferritische Edelstahlschrotte betroffen (Team Stainless und Yale University 2019). Ferritische Edelstähle sind, wie Kohlenstoffstähle, ferromagnetisch. Damit können sie nicht magnetisch voneinander getrennt werden.

[2] Eine Übersicht findet sich online: https://www.bdsv.org/die-branche/stahlschrottsorten/

Abbildung 7 zeigt die durchschnittlichen Preise für ausgewählte Stahlschrottsorten[3] in Deutschland von Januar 2009 bis Juli 2019. Diese sind als Ab-Stations-Preise (Lagerverkaufspreise; frei Waggon, frei LKW oder frei Schiff verladen ab Platz) zu verstehen. Die Preise zwischen den Stahlschrottsorten unterscheiden sich deutlich. Beispielsweise wies die Sorte 4 (Shredderstahlschrott, frei von Stahlschrott aus der Müllverbrennung oder -separation) einen durchschnittlichen Preis von 240,76 Euro pro Tonne auf, während der Durchschnittspreis der Sorte 5 (Stahlspäne) bei 187,92 Euro pro Tonne lag. Darüber hinaus zeigt Abbildung 7 deutliche Preisschwankungen zwischen 2009 und 2019. Für die Sorte 4 variierte der Preis beispielsweise zwischen 125,30 Euro pro Tonne im März 2009 und 355,70 Euro pro Tonne im Januar 2011. Die Preise der einzelnen Stahlschrottsorten sind hochgradig miteinander korreliert. Die Korrelationskoeffizienten liegen bei mindestens 0,97. Darüber hinaus besteht eine enge Korrelation mit den Eisenerzpreisen.

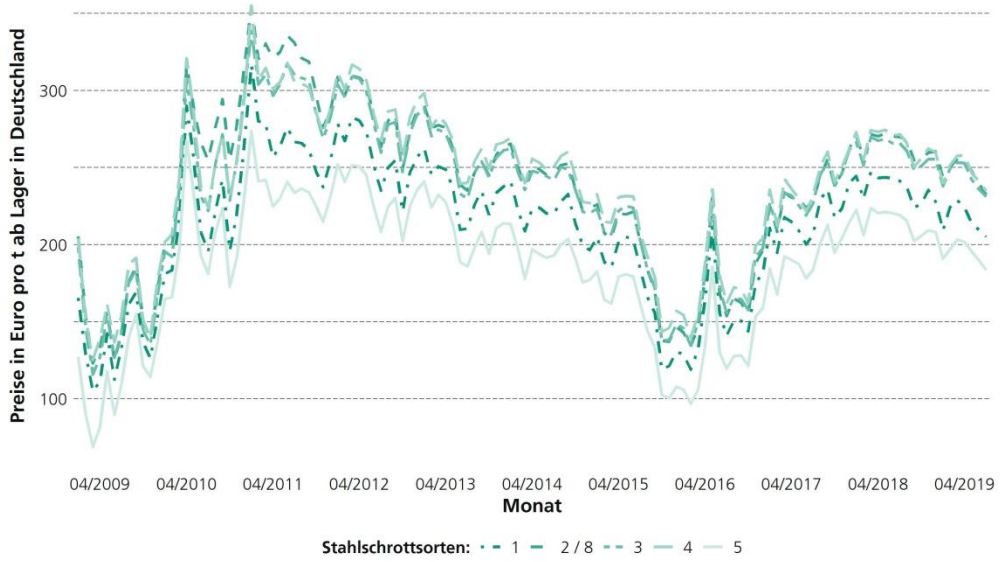


Abbildung 7: Durchschnittliche Lagerverkaufspreise für ausgewählte Stahlschrottsorten in Deutschland.
Quelle: Eigene Darstellung nach BDSV

Bei der Preisbildung für Edelstahlschrott werden keine Schrottsorten zugrunde gelegt. Stattdessen greifen die Stahlrecyclingunternehmen auf Werkstoffnummern zurück, welche die Zusammensetzung von Stählen definieren. Die Bepreisung orientiert sich an den Preisen der im Schrott enthaltenen Legierungsbestandteile. Der Preis des Nickelanteils in austenitischem Edelstahlschrott ist beispielsweise an den Nickelpreis an der London Metal Exchange (LME) gekoppelt (Lüning 2019; Mauss 2019).

[3] Sorte 1: Stahlaltschrott, mind. 4 mm Stärke, Höchstabmessungen: 1,50 x 0,50 x 0,50 m; Sorte 2: Stahlneuschrott, mind. 3 mm Stärke, Höchstabmessungen: 1,50 x 0,50 x 0,50 m; Sorte 3: Schwerer Stahlaltschrott, mind. 4 mm Stärke, Höchstabmessungen: 1,50 x 0,50 x 0,50 m; Sorte 4: Shredderstahlschrott, frei von Stahlschrott aus der Müllverbrennung oder -separation, Schüttgewicht (i.tr.): mind. 1,1 t/m³ Fe-Gehalt metallisch: mind. 92 %; Sorte 5: Stahlspäne, Frei von Guss- und Automatenspäne; Sorte 8: Stahlneuschrott, unter 3 mm Stärke, Höchstabmessungen: 1,50 x 0,50 x 0,50 m (BDSV 2010)

Stahlschrotte sind ein international gehandelter Rohstoff. Zwischen 2000 und 2018 wurden durchschnittlich 8,5 Mio. t Stahlschrotte pro Jahr aus Deutschland ausgeführt, davon 86,7 % in Mitgliedsstaaten der EU28. Im gleichen Zeitraum wurden jährlich 5,1 Mio. t Stahlschrotte importiert, davon 88,6 % aus der EU. Zwischen 2000 und 2018 wurden durchschnittlich 836.000 t Edelstrahlschrott pro Jahr exportiert (94,6 % in die EU), 318.000 t wurden importiert (73,8 % aus EU). Beim Edelstahl war ein deutlicher Anstieg der Nettoexporte, von 294.000 t im Jahr 2000 auf 860.000 t im Jahr 2018, zu beobachten (Eurostat 2019a). Dieser kann auf einen Rückgang der Edelstahlerzeugung in Deutschland zurückgeführt werden.

Vor dem Hintergrund eines zunehmend globalen Stahlschrottmarkts werden im Folgenden Handelsströme der Europäischen Union mit Stahl- und Edelstahlschrotten dargestellt. Abbildung 8 zeigt die Exporte und Importe von Stahlschrotten (ohne Edelstahlschrott) für die EU28 zwischen 2000 und 2018 in Mio. t. Dabei wird nur der Handel mit Drittstaaten, also nicht-Mitgliedern der EU, betrachtet.

Die Importe von Stahlschrotten in die EU sind zwischen 2000 und 2004 von 3,6 Mio. t auf 6,3 Mio. t gestiegen. Danach sind sie wieder gefallen und liegen seit 2009 bei durchschnittlich 2,6 Mio. t. Die wichtigsten Herkunftsstaaten importierter Stahlschrotte im Jahr 2018 waren die Schweiz (28,2 % der Importe), Russland (18,4 %), Norwegen (18,0 %) und die USA (6,7 %).

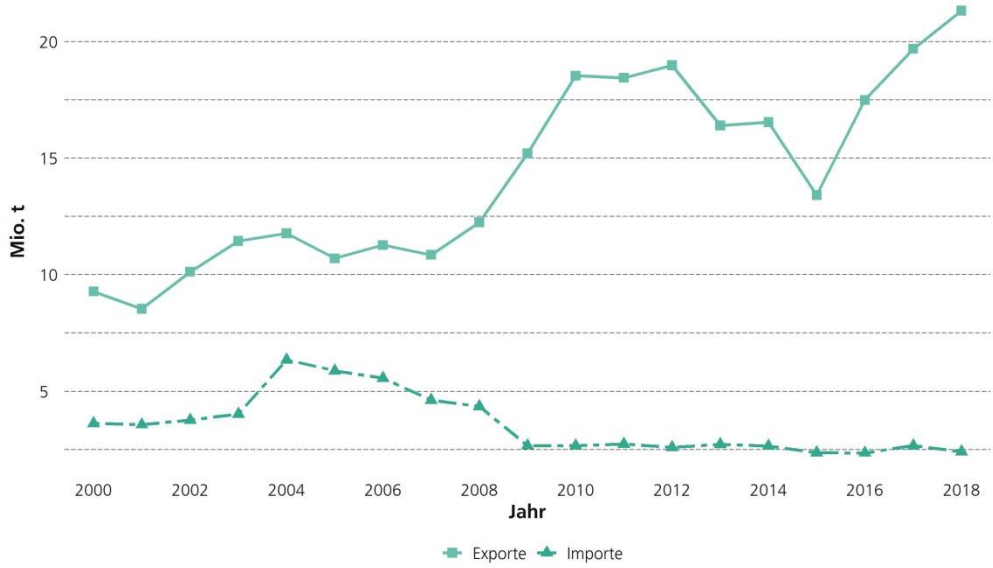


Abbildung 8: Importe und Exporte von Stahlschrotten (ohne Edelstahlschrotte)[4] der EU28 in Drittstaaten.
Quelle: Eigene Darstellung nach Eurostat (2019a)

Die Exporte von Stahlschrotten aus Europa haben sich zwischen 2000 und 2018 mehr als verdoppelt, von 9,2 Mio. t auf 21,3 Mio. t. Wichtige Exportziele liegen, mit Ausnahme Ägyptens (7,4 % aller Exporte), insbesondere in Asien. Allein in die Türkei wurden 56,2 % der europäischen Stahlschrottexporte ausgeführt. Weitere 7,4 %

[4] Stahlschrott wird im Harmonisierten System (HS) der Weltzollorganisation (WZO), auf dem die Außenhandelsstatistik in Deutschland und Europa aufbaut, unter dem Code 7204 verzeichnet. Edelstahlschrott wird mit dem Code 720421 bezeichnet. In Abbildung 8 wurden der Handel mit Edelstahlschrott (720421) aus den Zahlen für Stahlschrott (7204) herausgerechnet.

wurden nach Pakistan und 7,1 % nach Indien geliefert. Nach China wurden nur 0,6 % der Stahlschrottexporte ausgeführt.

Abbildung 9 zeigt die Importe und Exporte von Edelstahlschrotten der Europäischen Union in Drittstaaten zwischen 2000 und 2018 in 1000 Tonnen. Sie zeigt ein deutlich anderes Bild als Abbildung 8. Bis zum Jahr 2006 war die EU ein Nettoimporteur. Zwischen 2000 und 2006 lagen die Nettoimporte bei durchschnittlich 459.000 t pro Jahr. Danach gingen die Importe von Edelstahlschrott und damit auch der Nettoimport zurück. Zwischen 2007 und 2018 importierte die Europäische Union durchschnittlich 61.000 t pro Jahr. Im- und Exporte sind somit weitgehend ausgeglichen.

Im Jahr 2018 wiesen drei Lieferländer einen Anteil von 5 % oder mehr an den Importen der Europäischen Union auf: Russland (22,9 %), die Türkei (19,5 %) und die Schweiz (13,5 %). Ausgeführt wurde Edelstahlschrott vor allem nach Asien. Die wichtigsten Ziele waren Indien (52,2 %), Taiwan (10,0 %), Bangladesch (9,6 %), Pakistan (6,7 %), Indonesien (6,5 %) sowie die USA (6,5 %). Nach China wurden 3,0 % der Edelstahlschrottexporte ausgeführt.

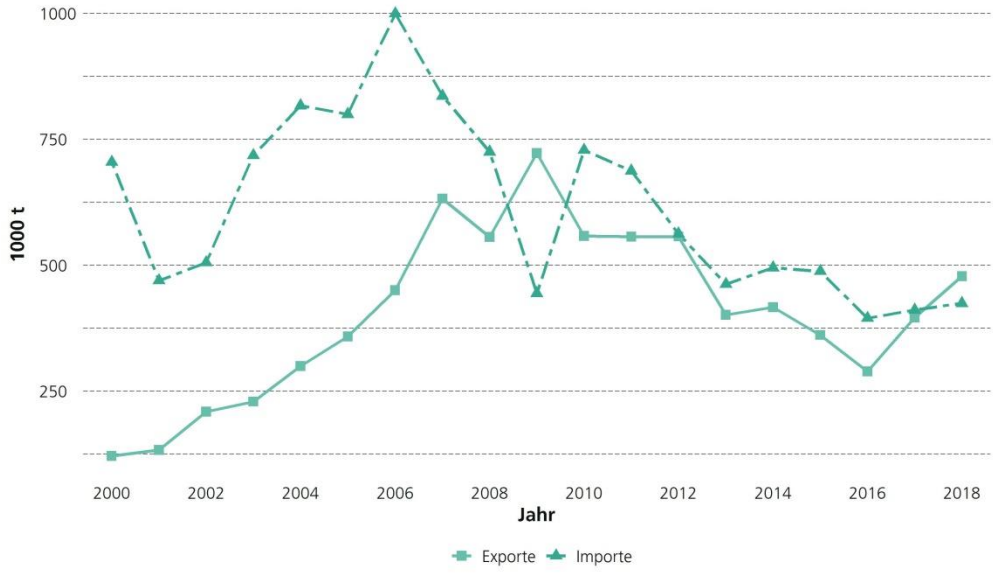


Abbildung 9: Importe und Exporte von Edelstahlschrotten der EU28 in Drittstaaten. Quelle: Eigene Darstellung nach Eurostat (2019a)

Die Unternehmen der Stahlrecyclingwirtschaft übernehmen auch die Logistik der Stahlschrotte. Die Beschaffung von Schrotten durch die Stahlrecyclingwirtschaft erfolgt üblicherweise über die Straße, bei der Lieferung an Stahlwerke und Gießereien kommen Güterzüge und (Binnen-)Schiffe zum Einsatz. Die DB Cargo gibt beispielsweise an, dass sie im Jahr 2016 etwa 8,1 Mio. t Schrott transportiert hat (DB Cargo 2017).

2.4 Externe Effekte und Stahlschrott

Mit der Stahlerzeugung sind, wie bei allen Werkstoffen, Umweltbelastungen verbunden. Der Umfang dieser Belastungen hängt von der eingesetzten Technologie ab. Beispielsweise konnte die Stahlindustrie in Deutschland den Primärenergieverbrauch in der Rohstahlerzeugung zwischen 1990 und 2016 um 13,8 % reduzieren (WV Stahl 2017). Durch den Einsatz von Schrott als Rohstoff können Umweltbelastungen in der Wertschöpfungskette der Stahlherstellung spürbar reduziert werden (vgl. Unterkapitel 3.2).

Die ökologischen Effekte der Stahlproduktion – und spiegelbildlich deren Reduktion durch Schrotteinsatz – haben eine volkswirtschaftliche Dimension. Durch sie entstehen externe Effekte. Als externe Effekte bezeichnet man in der Volkswirtschaftslehre all jene Auswirkungen wirtschaftlichen Handelns auf unbeteiligte Dritte, die nicht kompensiert werden. Dadurch muss der Verursacher die externen Effekte nicht in sein wirtschaftliches Kalkül einbeziehen. Somit fallen privater und gesellschaftlicher Nutzen dieses wirtschaftlichen Handelns auseinander. Grundsätzlich gibt es negative und positive externe Effekte. Beispiele negativer externer Effekte sind der Ausstoß von CO_2 oder lokaler Luftschadstoffe. Diese verursachen gesamtwirtschaftliche Kosten, die nicht bei Produktionsentscheidungen berücksichtigt werden. Positive externe Effekte treten beispielsweise bei der Vermeidung von Schadstoffen, beim Recycling oder bei Forschung und Entwicklung auf. Dieses Handeln wirkt sich positiv auf die Gesamtwirtschaft aus, jedoch kann der Produzent nicht oder zumindest nicht vollständig davon profitieren. In beiden Fällen führt dies zur Fehlallokation von Ressourcen und damit zu Verzerrungen im Markt.

In den Wertschöpfungsketten der Stahlerzeugung entstehen negative externe Effekte beispielsweise durch Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen. Spiegelbildlich dazu vermeidet der Schrotteinsatz Emissionen und erzeugt damit positive externe Effekte. Ohne Berücksichtigung der externen Effekte kann der Schrottmarkt wie in Abbildung 10 schematisch dargestellt werden. Auf der horizontalen Achse ist der Schrottpreis abgetragen, auf der vertikalen die Mengen.

Das Schrottangebot (**S**) reagiert moderat auf Preisveränderungen. Ein Anstieg des Schrottpreises führt zu einem Anstieg der angebotenen Schrottmenge, insbesondere bei Altschrott (Damuth 2011). Es ist zu beachten, dass das Angebot von Stahlschrott von weiteren Faktoren als dem Preis beeinflusst wird. Die Verfügbarkeit von Neuschrott hängt beispielweise von der Produktion der stahlverarbeitenden Industrie ab. Auch das Ausscheiden von Infrastruktur aus dem Stahlkapitalstock oder die Erwartungen der Marktteilnehmer beeinflussen den Markt. Um die Logik der externen Effekte zu illustrieren, wird in Abbildung 10 von diesen Faktoren abstrahiert.

Die Nachfragekurve (**D**) reagiert ebenfalls auf den Schrottpreis. Beispielsweise kann der Schrotteinsatz im Konverter innerhalb technischer Grenzen variiert werden und die Produktionsmengen in den vor allem mit Schrotten beschickten Elektroöfen können angepasst werden. Somit fällt die nachgefragte Schrottmenge moderat mit dem Preis. Es ist zu beachten, dass die Interaktion zwischen Schrott- und Erzpreisen in Abbildung 10 ausgeblendet wurde. Das Marktgleichgewicht liegt im Schnittpunkt von Angebots- und Nachfragekurve. Im Gleichgewicht wird eine Menge q^M zu einem Preis p^M gehandelt.

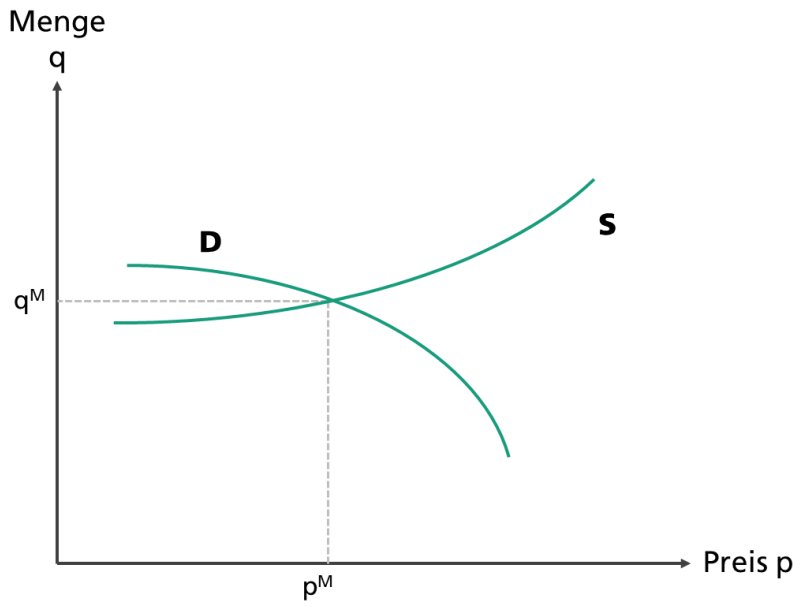


Abbildung 10: Schematische Darstellung des Schrottmarkts.
Quelle: eigene Darstellung

Diese Marktnachfrage entspricht allerdings nicht dem volkswirtschaftlichen Optimum. Die Marktteilnehmer profitieren nicht von gesellschaftlichen Vorteilen (positiven externen Effekten) des Schrotteinsatzes, wie beispielsweise der Vermeidung von Treibhausgasemissionen. Daher sind Produktionsentscheidungen verzerrt.

In Abbildung 11 wird dieses sogenannte Marktversagen schematisch dargestellt. Ausgangslage bildet das in Abbildung 10 dargestellte Marktgleichgewicht mit Preis p^M und Menge q^M, in dem zu wenig Schrott eingesetzt wird. Das volkswirtschaftliche Optimum lässt sich durch die verschobene Nachfragekurve (D*) darstellen, in der die positiven Wirkungen des Schrotteinsatzes berücksichtig sind. In dieser Nachfragekurve sind die positiven Wirkungen des Schrotteinsatzes Teil des Preismechanismus. Hier wird eine größere Menge Schrott q^* zu einem höheren Preis p^* eingesetzt.

Die rot schraffierte Fläche stellt den Wohlfahrtsverlust dar, der durch das Marktversagen – das Marktgleichgewicht entspricht nicht dem volkswirtschaftlichen Optimum – entsteht. Der Wohlfahrtsverlust umfasst einen zu großen Einsatz von Erzen und einen zu geringen Einsatz von Schrott. Darüber hinaus entstehen Wohlfahrtsverluste durch den Klimawandel.

Der Schrottbonus (**SB**) bezeichnet die durch Recycling entstandenen Wohlfahrtsgewinne entlang der Wertschöpfungskette der Stahlherstellung bei Produktion im volkswirtschaftlichen Optimum. Wie Abbildung 11 zeigt, entspricht der Schrottbonus dem Unterschied zwischen der Schrottnachfrage im Optimum sowie der unregulierten Marktnachfrage und damit den pro Tonne Schrotteinsatz vermiedenen Umweltbelastungen, gemessen in Euro.

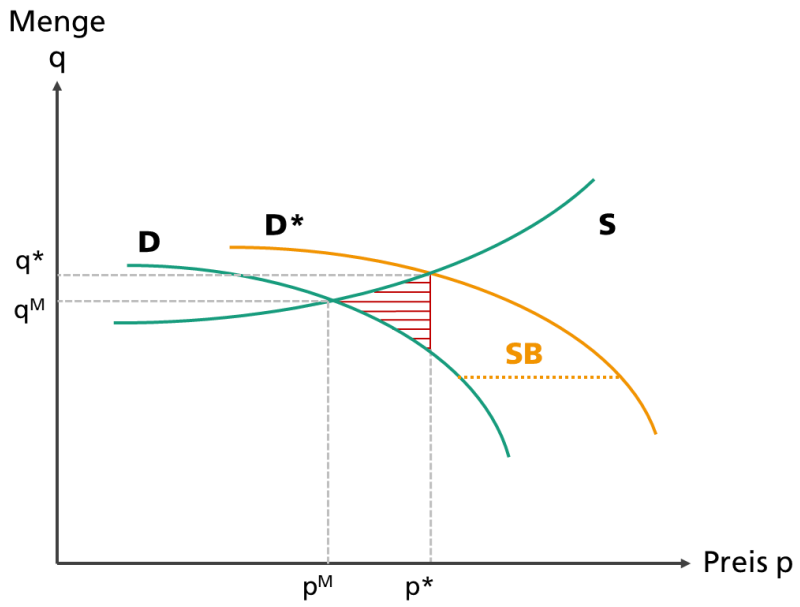


Abbildung 11: Schematische Darstellung der Internalisierung externer Effekte im Schrottmarkt. Quelle: eigene Darstellung

Abbildung 11 zeigt, dass durch die nicht internalisierten externen Effekte Fehlallokationen, also verzerrte Produktionsentscheidungen, und damit Wohlfahrtsverluste entstehen. Es ist volkswirtschaftlich sinnvoll, diesen Fehlallokationen entgegenzuwirken. Instrumente, mit denen die vermiedenen Umweltbelastungen durch Schrotteinsatz in der Stahlproduktion in den Preismechanismus integriert werden können, werden in Kapitel 4 diskutiert.

3
Schrottbonus: Konzept und Quantifizierung

3.1
Definition

Durch den Einsatz von Schrotten als Rohstoff der Stahlproduktion werden Emissionen vermieden und Ressourcen geschont. Durch reduzierte Umweltbelastungen entstehen volkswirtschaftliche Wohlfahrtsgewinne, weil externe Effekte vermieden werden. Somit steht den verminderten Belastungen ein Gegenwert in Geldeinheiten gegenüber. Der Indikator Schrottbonus quantifiziert die Umweltkosten, die durch den Einsatz einer Tonne Schrott als Rohstoff der Stahlproduktion vermieden werden.

Der Schrottbonus wird in zwei Schritten berechnet. Im ersten Schritt werden die vermiedenen Umweltbelastungen quantifiziert, die durch den Einsatz einer Tonne Schrott in der Stahlproduktion erreicht werden. Dieser Schritt wird getrennt für Kohlenstoff- und Edelstahlschrott durchgeführt. Im zweiten Schritt wird auf ökonomische Schätzungen zurückgegriffen, um die vermiedenen Umweltbelastungen in Euro zu konvertieren. Mit anderen Worten: Den (vermiedenen) Belastungen wird ein Preis zugeordnet.

3.2
Vermiedene Umweltbelastungen

3.2.1
Grundlagen

Für die vollständige Berechnung der mit der Herstellung von Stahl verbundenen Emissionen muss die gesamte Wertschöpfungskette betrachtet werden. Ökobilanzen, auch als Lebenszyklusanalysen oder Life Cycle Assessments (LCAs) bezeichnet, sind für eine solche Betrachtung ausgelegt (Guinée 2002). Sie bilden die Wertschöpfungskette eines Produktes von der Förderung der Rohmaterialien über seine Herstellung und Nutzung bis zu seiner Entsorgung oder seinem Recycling ab. In Ökobilanzen von Werkstoffen wird üblicherweise eine Betrachtung bis zum Tor des Herstellers vorgenommen, da sie in einer Vielzahl von Produkten eingesetzt werden können. Die entlang der Wertschöpfungskette eingesetzten Rohstoffe und freigesetzten Emissionen werden in einem Inventar aufgezeichnet. Die einzelnen Emissionen können dann zu Wirkungskategorien, also Auswirkungen auf die Umwelt, verdichtet werden.[5] Ein Beispiel für die Wirkungskategorien ist der Klimawandel. Einzelne Treibhausgase wie CO_2 oder Methan werden nach ihrem Treibhauspotential bewertet, in CO_2-Äquivalente umgerechnet und damit vergleichbar gemacht.

Abbildung 12 skizziert die methodischen Richtlinien der World Steel Association für Ökobilanzen von Stahl. Diese erfordern, dass alle für die Stahlherstellung notwendigen Prozesse sowie die damit verbundenen Nebenleistungen berücksichtigt werden. Ausgangspunkt sind die Rohstoffe, die in der Stahlherstellung zum Einsatz kommen, sowie deren Transport. Auch die Weiterverarbeitung der Rohstoffe, beispielsweise die Verarbeitung von Kohle zu Koks, ist zu berücksichtigen. Die Rohstoffe und

[5] In der Literatur ist hierbei von Midpoint-Indikatoren die Rede.

Energieträger werden in der Stahlherstellung inklusive ihrer dazugehörigen Nebenprozesse (bspw. Wasseraufbereitung) eingesetzt. Diese werden in Abbildung 12 als »gate-to-gate« zusammengefasst. Auch in der Stahlherstellung selbst kann Schrotteinsatz zur Emissionsvermeidung beitragen. Insbesondere der Einsatz von hochwertigen Schrotten spart Energie und damit Emissionen ein (Haupt et al. 2017).

Für Nebenprodukte, zum Beispiel Schlacken, die im Straßenbau eingesetzt werden können, werden Gutschriften angerechnet (World Steel Association 2017a). Als Betrachtungsobjekt (funktionale Einheit) fungiert ein Kilogramm oder eine Tonne eines Halbzeugs aus Stahl. Dazu gehören gegossene Produkte wie Brammen, Flachprodukte wie kalt- und warmgewalzte Bleche sowie Langprodukte wie Drähte oder Schienen. Die Nutzung dieser Halbzeuge wird, dem Fokus auf den Werkstoff entsprechend, nicht betrachtet.

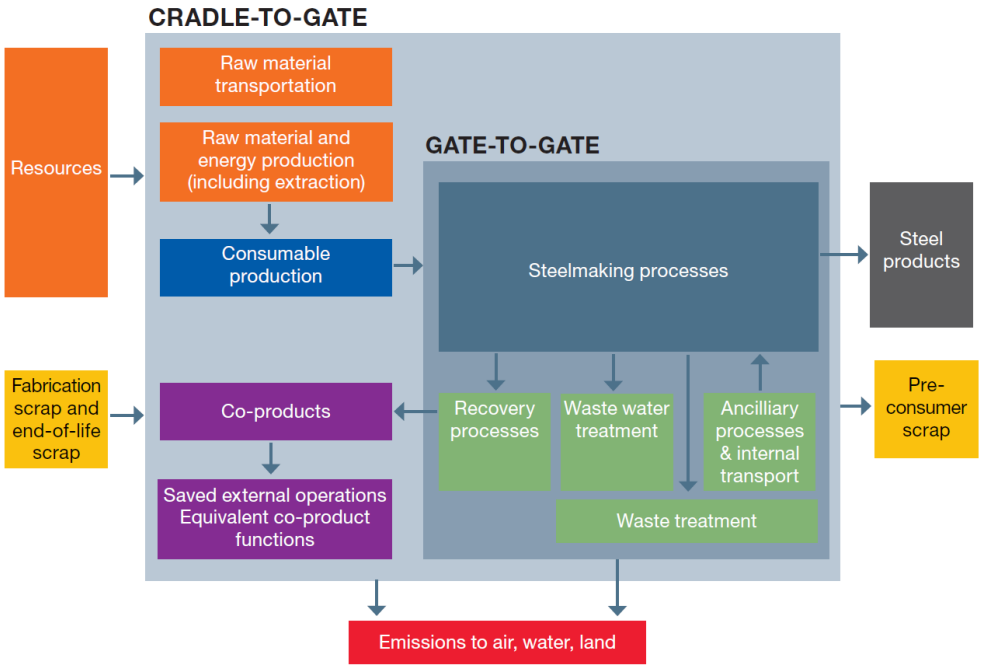


Abbildung 12: Methodischer Ansatz zur Berechnung der Emissionen in der Wertschöpfungskette der Stahlproduktion. Quelle: World Steel Association (2017a)

Der Schrottbonus spiegelt die durch den Einsatz von Schrott als Rohstoff der Stahlherstellung vermiedenen Umweltbelastungen wider. Dabei wird die Wertschöpfungskette der Stahlherstellung insgesamt betrachtet. Mit diesem Ansatz gehen drei implizite Annahmen einher, die im Folgenden diskutiert werden.

Die erste Annahme ist, dass das Recycling im geschlossenen Kreislauf stattfindet (»closed-loop recycling«). Damit ist gemeint, dass Stahlschrott wiederum zu Stahl recycelt wird und nicht in die Produktion anderer Werkstoffe eingeht. Diese Annahme ist für die entwickelten Recyclingkreisläufe beim Stahl angemessen. Dies gilt auch für Edelstahlschrott, aus dem ganz überwiegend neuer Edelstahl erzeugt wird.

Die zweite Annahme betrifft die Frage, inwieweit Erze oder Koks durch den Schrotteinsatz ersetzt werden. Hierbei wird auf die »avoided burden method« (Guinée 2002) zurückgegriffen. Sie besagt, dass durch den Einsatz einer Tonne Stahlschrotts eine entsprechende Menge von Erzen, Koks und Energie nicht eingesetzt werden muss. Dabei wird das Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage auf Schrottmärkten

ausgeblendet (Zink et al. 2016). Bei der Betrachtung der marginalen Tonne Stahlschrotteinsatzes erscheint diese Annahme unproblematisch.

Die dritte Annahme betrifft die Allokation der vermiedenen Umweltbelastungen entlang des Lebenszyklus (oder der Lebenszyklen) des Stahls. Der Schrottbonus wird der Inputseite der Stahlherstellung zugerechnet. Inwieweit das Produkt, das aus dem Stahl gefertigt wird, selbst rezykliert wird, bleibt unberücksichtigt. Für die Ökobilanz eines Produktes wäre dieser Ansatz nicht optimal. Er erzeugt keinen Anreiz für Hersteller, welche die ökologischen Eigenschaften ihrer Produkte optimieren, dieses bereits recycelfreundlich zu entwickeln. Allerdings werden in dieser Studie keine Produkte untersucht, wodurch dieser Nachteil wenig ins Gewicht fällt.

Die World Steel Association schlägt einen alternativen Weg zur Allokation von Emissionsvermeidung durch Schrotteinsatz vor (World Steel Association 2017a). In diesem werden Belastungen für den Einsatz von Schrotten in der Stahlherstellung und Gutschriften für das Recycling des Produktes angerechnet. Somit werden Gutschriften für das Nettorecycling angerechnet. Für die Ökobilanzierung von Produkten hat diese Methode den Vorteil, dass sie Anreize für ein recyclingfreundliches Produktdesign erzeugt.

Eine weitere Option zur Allokation von Emissionseinsparungen ist der Multi-Recycling-Ansatz (Neugebauer und Finkbeiner 2012; Neugebauer et al. 2013; Mengarelli et al. 2017). Dieser betrachtet einen Werkstoff über mehrere Lebenszyklen hinweg. Die Emissionen der ersten Erzeugung aus Erzen sowie des mehrfachen Recyclings werden über die Zahl der Lebenszyklen verteilt.

3.2.2 Kohlenstoffstahl

In diesem Unterkapitel werden die mit dem Einsatz von Schrott in der Herstellung von Kohlenstoffstahl verbundenen Emissionsvermeidungen dargestellt. Diese Zahlen basieren auf dem »Scrap LCI« (Lebenszyklusinventar für Schrott) der World Steel Association. In diesem wird ein hypothetischer Stahlproduktionsprozess modelliert, in dem keinerlei Schrotte eingesetzt werden, und mit einem Produktionsprozess mit 100 % Schrotteinsatz verglichen. Darüber hinaus wird eine Korrektur für die Ausbeute des Prozesses durchgeführt, die widerspiegelt, dass mehr als eine Tonne Schrott pro produzierter Tonne Stahl eingesetzt werden muss. Durch den Vergleich der beiden Produktionsverfahren können Emissionseinsparungen durch den Schrotteinsatz quantifiziert werden.

In der Scrap LCI der World Steel Assocation werden globale Durchschnittswerte der Emissionsvermeidung dargestellt. Da Stahl, genauso wie die aus ihm gefertigten Produkte und Stahlschrotte, international gehandelt wird, erscheint der Einsatz von globalen Mittelwerten als eine angemessene Annahme.

Die aktuellste Scrap LCI mit dem Basisjahr 2018[6] wird dieser Studie zugrunde gelegt (World Steel Association 2019a). Im Jahr 2018 wurden durch den Einsatz einer Tonne Kohlenstoffstahlschrotts in der Stahlproduktion im globalen Durchschnitt Treibhausgasemissionen von 1,67 t CO_2 vermieden.
Die durch den Einsatz von Schrotten vermiedenen CO_2-Emissionen können grob durch den Vergleich der spezifischen Emissionen von Hochofen- und Elektrostahl-Route

[6] Das Lebenszyklusinventar der World Steel Association wird regelmäßig aktualisiert. Das nächste Update ist für Ende 2019 geplant.

abgeschätzt werden. Da in der Hochofen-Route, genauer im Konverter, Schrotte eingesetzt und in der Elektrostahl-Route Eisenschwamm (DRI) genutzt werden können, ist dieser Vergleich unpräzise. Nichts desto weniger können die Ergebnisse eines solchen Vergleichs den Ergebnissen der Scrap LCI gegenüber gestellt werden.

Abbildung 13 zeigt die CO_2-Emissionen in kg pro Tonne Stahl nach Ländern und Verfahrensrouten für eine Reihe von Studien.[7] Betrachtet werden China (CN), Deutschland (DE), die Europäische Union (EU), die Vereinigten Staaten (US) sowie Mexiko (MX). Das Bezugsjahr der Studien ist üblicherweise 2010.

Die Emissionen in der Hochofenroute liegen im Durchschnitt der Studien bei 2,11 t CO_2 pro Tonne Stahl. Für die Kombination von Eisenschwamm und Elektrostahl-Route in Deutschland ermitteln Arens et al. (2017) Emissionen von 1,49 t. In der Elektrostahl-Route liegen die ermittelten Emissionen im Durchschnitt bei 0,88 t und bei 0,63 t, wenn China nicht berücksichtigt wird. Die Emissionen von mehr als 1,5 t CO_2 in Chinas Elektrostahl-Route sind auf einen hohen Anteil von Eisenschwamm im Rohstoffmix sowie den CO_2-intensiven Strommix in der Volksrepublik zurückzuführen (Hasanbeigi et al. 2016).

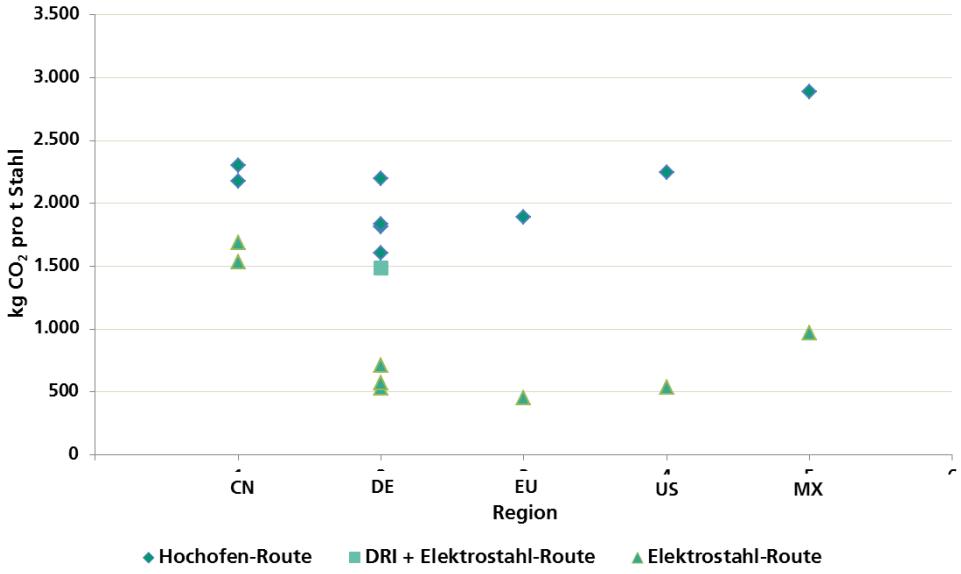


Abbildung 13: CO_2-Emissionen pro Tonne Stahl in China (CN), Deutschland (DE), EU, USA und Mexiko (MX) nach Verfahrensrouten. Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von Arens et al. (2017); BCG und VDEh (2013); Chen et al. (2014); (Hu et al. 2006); Neugebauer und Finkbeiner (2012); Hasanbeigi et al. (2016); Rojas-Cardenas et al. (2017)

Somit ergibt sich ein durchschnittlicher Unterschied zwischen Hochofen- und Elektrostahl-Route von 1,52 t CO_2 pro Tonne Stahl (ohne China). Diese Zahl liegt unterhalb der 1,67 t aus der Scrap LCI. Dieser Unterschied kann durch zwei Faktoren erklärt werden. Zum einen werden in der Scrap LCI weitere Treibhausgase neben CO_2 berücksichtigt. Diese machen in der Stahlerzeugung einen Anteil von etwa 7 % der gesamten Treibhausgasemissionen aus (World Steel Association 2017b). Zum anderen wird nicht berücksichtigt, dass auch in der Hochofen-Route Schrotte eingesetzt werden. Vor diesem Hintergrund erscheint es plausibel, dass die in Abbildung 13

[7] Eine ähnliche Darstellung findet sich bei Hiebel und Nühlen (2016).

gezeigten Emissionsvermeidungen auf Basis des Vergleichs der Verfahrensrouten niedriger sind.

Neben der Begrenzung des Klimawandels erfasst die Scrap LCI die Einflüsse des Schrotteinsatzes auf drei weitere Wirkungskategorien: Das Versauerungspotential, gemessen in SO_2-Äquivalenten, bezeichnet eine Abnahme des pH-Werts von Böden und Gewässern durch Schadstoffe wie Schwefeldioxid. Die Versauerung schädigt beispielsweise Pflanzen und Meereslebewesen. Mit Eutrophierung wird ein übermäßiger Nährstoffeintrag in Böden und Gewässer bezeichnet. Sie entsteht in erster Linie durch Überdüngung, aber auch durch die Freisetzung von Stickstoff und Phosphor in die Luft. Die photochemische Oxidantienbildung betrifft die Entstehung von Sommersmog, der die Atmungsorgane von Menschen und Tieren schädigt. In allen drei Wirkungskategorien führt der Schrotteinsatz zu einer Vermeidung von Umweltbelastungen.

3.2.3 Edelstahl

Die Emissionseinsparungen durch den Einsatz von Schrotten in der Edelstahlproduktion können ebenfalls auf Basis wissenschaftlicher Ökobilanzen quantifiziert werden. Johnson et al. (2008) untersuchen den Energieeinsatz und die damit verbundenen CO_2-Emissionen für die Herstellung von Edelstahl mit einem Chromgehalt von 18 % und einem Nickelgehalt von 8 %. Dabei handelt es sich um die am häufigsten produzierte Edelstahlsorte, die mit der Werkstoffnummer 1.4301 bezeichnet wird und auch als AISI 304 bekannt ist. Die Studie von Johnson et al. (2008) spiegelt den technologischen Stand der frühen 2000er Jahre wider. Dadurch ist beispielsweise Nickel Pig Iron als Vorprodukt der Edelstahlfertigung nicht berücksichtigt.

Johnson et al. (2008) berechnen sowohl die Emissionen durch die Edelstahlherstellung aus Primärrohstoffen als auch die durch die Produktion aus Schrotten. Sie ermitteln CO_2-Emissionen von 5,3 t pro Tonne Edelstahl bei Produktion aus Erzen sowie 1,6 t bei Produktion aus Schrotten. Dies entspräche einer Emissionsreduktion von 3,7 t CO_2. Obwohl Nickel mit 8 % den kleinsten Massenanteil an den drei Hauptbestandteilen des betrachteten Edelstahls ausmacht, entfällt der größte Anteil an Energieverbrauch und Emissionen auf die Herstellung von (Ferro-) Nickel.

Hiebel und Nühlen (2016) nennen, zum Vergleich, CO_2-Emissionensreduktionen von ca. 4,5 t pro eingesetzter Tonne Edelstahlschrott. Eine Studie von Fraunhofer UMSICHT ermittelt eine Emissionsvermeidung von etwa 4,7 t CO_2 pro eingesetzter Tonne austentitischen Edelstahlschrotts (Hiebel et al. 2010). Auch in weiteren unveröffentlichten Studien werden Einsparungen in dieser Größenordnung ermittelt, jeweils in Abhängigkeit der Zusammensetzung der betrachteten Edelstahlsorte (Hiebel 2019).

Die CO_2-Einsparungen durch den Einsatz von Edelstahlschrotten belaufen sich auf Werte zwischen 3,7 t und 4,7 t CO_2. Die genauen Einsparungen hängen von den im Schrott enthaltenen Legierungselementen ab. Darum wird im Folgenden mit einer Einsparung von 4,3 t CO_2 pro Tonne Edelstahlschrotteinsatz gerechnet.

Für die Vermeidung von weiteren Umweltbelastungen (Versauerung, Eutrophierung, photochemische Oxidantienbildung) liegen in den ausgewerteten Studien keine Daten vor. Allerdings ist davon auszugehen, dass die Nutzung von Edelstahlschrotten lokale Umweltbelastungen vermeidet. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen wird unterstellt, dass die Vermeidung durch den Edelstahlschrotteinsatz jener durch Kohlenstoffstahlschrotteinsatz entspricht. Da die Herstellung von Ferrolegierungen energieintensiv ist, ist davon auszugehen, dass die tatsächliche Vermeidung größer ist.

3.2.4
Einordnung

Die Analysen der Abschnitte 3.2.2 und 3.2.3 zeigen, dass der Einsatz einer Tonne Kohlenstoffstahlschrott etwa 1,67 t CO_2 eingespart. Im Falle von austenitischem Edelstahlschrott liegen die Einsparungen bei etwa 4,3 t CO_2 pro t Schrott. Zum Vergleich: Die Verbrennung eines Liters Benzin setzt etwa 2,37 kg CO_2 frei. Somit entspräche der Einsatz einer Tonne Stahlschrotts einer Einsparung von 705 Litern Benzin, der Einsatz einer Tonne Edelstahlschrotts 1.814 Litern Benzin. Unterstellt man den Durchschnittsverbrauch von Automobilen mit Ottomotoren in Deutschland von 7,8 Litern pro 100 km (BMVI 2019), dann entspräche der Einsatz einer Tonne Stahlschrott einer vermiedenen Fahrleistung von ca. 9.000 km, eine Strecke von Berlin nach Peking. Der Einsatz einer Tonne Edelstahlschrott entspräche einer Stecke von fast 23.300 km.

Im Jahr 2018 haben die Stahlhersteller in der Europäischen Union 93,8 Mio. t Schrott eingesetzt. Unterstellt man konservativ es handele sich dabei ausschließlich um Kohlenstoffstahlschrott, dann entspräche diese Menge einer Emissionsreduktion von etwa 157 Mio. t CO_2. Dies entspricht in etwa den Treibhausgasemissionen des Automobilverkehrs in Frankreich, Großbritannien und Belgien zusammengenommen (Eurostat 2019b).

Weitere deutliche Einsparungen können durch eine Verlagerung des Schrotttransports von der Straße auf Schiene und Binnenschiffe erreicht werden: Jeder Tonnenkilometer, also jeder Transport einer Tonne Waren über einen Kilometer, im LKW (ab 3,5 t) ist mit CO_2-Emissionen in Höhe von 103 g verbunden. Die Güterbahn setzt dagegen nur 19 g CO_2 pro Tonnenkilometer frei, das Binnenschiff 32 g (UBA 2018).

Auch eine fallende CO_2-Intensität der Stromerzeugung steigert die Einsparungen durch den Schrotteinsatz in der Stahlerzeugung, insbesondere in der Elektrostahl-Route. Zwischen 1990 und 2018 sind die CO_2-Emissionen pro kWh Strom in Deutschland von 764 g auf 474 g gefallen (UBA 2019a).

3.3
Soziale Kosten von Umweltbelastungen

3.3.1
Grundlagen

Die Emissionen, die durch den Schrotteinsatz in der Stahlproduktion vermieden werden, können grob in zwei Kategorien eingeteilt werden. Zum einen in den Ausstoß von Treibhausgasen, insbesondere CO_2, und zum anderen in sonstige Emissionen. Der zentrale Unterschied zwischen diesen Gruppen besteht darin, dass Treibhausgase einen globalen Schadstoff darstellen. Die Wirkungen einer freigesetzten Tonne CO_2 auf das Weltklima sind unabhängig davon, wo sie emittiert wurde. Wirkungskategorien wie die Eutrophierung von Böden und Gewässern haben lokalere Wirkungen.

Die unterschiedliche regionale Dimension der Wirkungskategorien führt dazu, dass zu deren Monetarisierung verschiedene Methoden eingesetzt werden. Diese werden in den folgenden Unterkapiteln dargestellt. Im folgenden Abschnitt werden die Emissionen von Treibhausgasen monetarisiert, also von Tonnen in Euro umgerechnet. Die Monetarisierung der anderen Wirkungskategorien wird im Abschnitt 3.3.3 diskutiert.

3.3.2
Treibhausgasemissionen

Die volkswirtschaftlichen Effekte von Treibhausgasemissionen werden mit dem Begriff »soziale Kosten der CO_2-Emissionen« (»social cost of carbon«) bezeichnet. In Anlehnung an Nordhaus (2017) werden die sozialen Kosten der CO_2-Emissionen definiert als der abgezinste Wohlfahrtsverlust durch eine zusätzliche Tonne CO_2-äquivalenter Emissionen.

Diese Definition bedarf weiterer Erläuterungen. Unter Wohlfahrtsverlust wird bei der Berechnung der sozialen Kosten der CO_2-Emissionen in der Regel eine Reduktion des Konsums verstanden. Die Schäden durch den Klimawandel führen zu Produktionseinbußen, beispielsweise in der Landwirtschaft. Mit den Einbußen in der Produktion gehen Konsummöglichkeiten verloren. Auswirkungen des Klimawandels auf Aspekte der Lebensqualität jenseits des Konsums von Waren und Dienstleistungen werden in der Regel nicht betrachtet, weil sie kaum verlässlich zu quantifizieren sind. Der besseren Vergleichbarkeit halber werden die Wohlfahrtsverluste abgezinst, also als Gegenwartswert ausgedrückt. In der Definition kommt darüber hinaus zum Ausdruck, dass auch andere Treibhausgasemissionen als Kohlenstoffdioxid berücksichtigt werden, indem diese als CO_2-Äquivalente ausgedrückt werden.

Die sozialen Kosten der CO_2-Emissionen werden in erster Linie mit Hilfe von »Integrated Assessment-Modellen« geschätzt (Nordhaus 2014). Diese langfristig ausgerichteten Modelle bilden Weltklima sowie -wirtschaft simultan ab. Integrated Assessment-Modelle verbinden also die naturwissenschaftliche mit der ökonomischen Dimension des Klimawandels. Mittels Feedbackschleifen zwischen Emissionen, Klimaveränderungen und Produktion arbeiten sie heraus, welche Wohlfahrtsverluste durch die Freisetzung von Treibhausgasen entstehen.

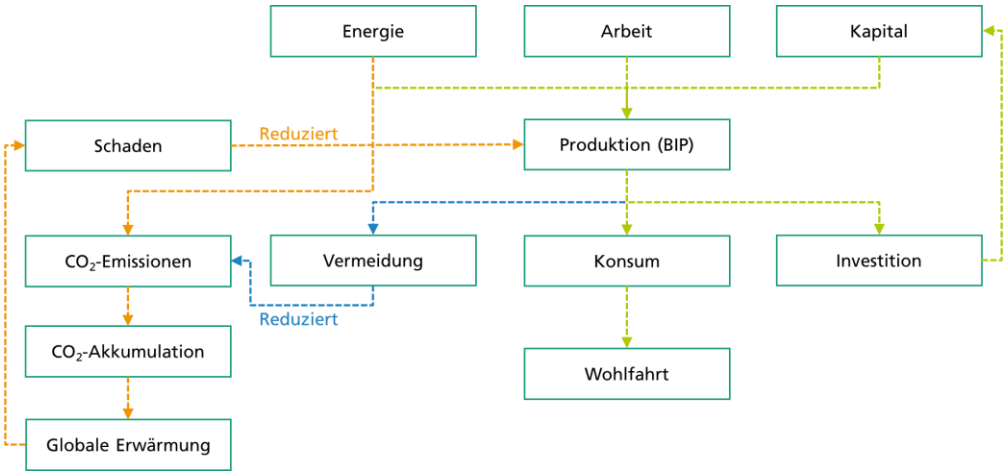


Abbildung 14: Schematische Darstellung eines Integrated Assessment-Modells am Beispiel des Modells DICE (Dynamic Integrated model of Climate and the Economy). Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an Wieners (2018)

Abbildung 14 stellt den Aufbau eines Integrated Assessment-Modells schematisch dar. Ausgangspunkt sind die Produktionsfaktoren Arbeit, Kapital und Energie. Die Produktionsfaktoren werden genutzt, um Güter zu fertigen und Wertschöpfung (Bruttoinlandsprodukt, BIP) zu generieren. Die Güter können für drei Zwecke eingesetzt werden: Erstens können sie konsumiert werden. Aus dem Konsum wird, wie oben beschrieben, die Wohlfahrt der Bevölkerung abgeleitet. Zweitens können die Güter zu Investitionszwecken eingesetzt und damit dem Kapitalstock hinzugefügt werden. Drittens können die Güter genutzt werden, um die mit dem Einsatz (fossiler) Energieträger verbundenen CO_2-Emissionen zu reduzieren. Mit dem Ausstoß von CO_2 beginnt der naturwissenschaftliche Modellteil. Das Treibhausgas reichert sich in der Atmosphäre an und trägt dort zur globalen Erwärmung bei.

Eine Schadensfunktion übersetzt die Klimaerwärmung wiederum in ökonomische Effekte. Die Quantifizierung der Schadensfunktion stellt, durch die Vielzahl möglicher Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge, eine große Herausforderung dar. Beispielweise werden landwirtschaftliche Erträge durch Dürren vermindert, die durch den Klimawandel häufiger aufzutreten drohen. Gleichzeitig wirkt CO_2 in der Luft als Dünger. Höhere Temperaturen steigern den Energiebedarf für das Kühlen und senken den Energiebedarf für das Heizen.

Aus der Literatur zu den ökonomischen Folgen des Klimawandels lassen sich drei Rückschlüsse ziehen. Erstens haben vor allem starke Temperaturanstiege deutlich negative ökonomische Konsequenzen, während minimale Anstiege sogar positive Auswirkungen haben können. Hierbei gilt zu bedenken, dass die für kleine Temperaturerhöhungen notwendigen Treibhausgasmissionen bereits freigesetzt wurden. Zweitens sind die Schätzungen mit deutlichen Unsicherheiten verbunden. Dabei ist eine Unterschätzung des volkswirtschaftlichen Effekts des Klimawandels deutlich wahrscheinlicher als eine Überschätzung gleicher Größenordnung. Drittens werden ärmere und wärmere Regionen stärker durch den Klimawandel belastet als die entwickelten Volkswirtschaften in Europa und Nordamerika (Tol 2009, 2018).

Die Schadensfunktion wirkt auf die Produktivität. Sie bestimmt, wie stark der Klimawandel die Fertigung von Gütern aus den Produktionsfaktoren Arbeit, Kapital und Energie behindert. Dadurch entsteht eine Rückkopplungsschleife zwischen Volkswirtschaft und Klima. Auf Basis langfristiger Simulationsrechnungen wird bestimmt, wie sich zusätzliche CO_2-Emissionen auf die Wohlfahrt auswirken. Somit können die sozialen Kosten der CO_2-Emissionen quantifiziert werden.

Die Schätzung der sozialen Kosten der CO_2-Emissionen ist mit großen Unsicherheiten behaftet. Drei Faktoren, die diese Unsicherheiten auslösen, seien hier angesprochen. Erstens ist die Schadensfunktion, also der Zusammenhang zwischen Klimaveränderungen und volkswirtschaftlicher Produktivität, selbst unter Unsicherheit geschätzt.

Zweitens haben die Annahmen über technischen Fortschritt einen wichtigen Einfluss auf die Schätzergebnisse. Einerseits löst technischer Fortschritt Wirtschaftswachstum und damit zusätzlichen Energieverbrauch aus. Andererseits kann er die CO_2-Intensität der Produktion senken. Außerdem kann technischer Fortschritt die Anpassung an den Klimawandel erleichtern und damit den Schaden aus klimatischen Veränderungen verringern.

Drittens ist die »Zeitpräferenzrate« von großer Bedeutung für die sozialen Kosten der CO_2-Emissionen. Der Begriff Zeitpräferenzrate bezeichnet die Rate, mit der die Wohlfahrtsverluste in der Zukunft auf einen Gegenwartswert abgezinst werden. Sie quantifiziert, inwiefern das Wohlergehen zukünftiger Generationen gegenüber dem Wohlergehen der heutigen Generation gewichtet wird. Eine Zeitpräferenzrate von 0 % drückt aus, dass das Wohlergehen zukünftiger Generationen in gleicher Weise bewertet wird wie das der heutigen Generation. Eine Zeitpräferenzrate von mehr als 0 % bedeutet, dass die Wohlfahrt in der Zukunft weniger stark gewichtet wird als die heutige. Je höher die Zeitpräferenzrate, desto stärker wird der heutige Wohlstand gewichtet. Sie wirkt somit ähnlich wie ein Zinssatz.

Tol (2018) leitet eine Wahrscheinlichkeitsverteilung der sozialen Kosten der CO_2-Emissionen aus der Literatur her. Abbildung 15 stellt diese Verteilung in Abhängigkeit von der angenommenen Zeitpräferenzrate dar. Sie zeigt also, wie wahrscheinlich bestimmte soziale Kosten der CO_2-Emissionen sind. Sie unterscheidet zwischen allen Beobachtungen sowie Studien mit Zeitpräferenzraten von 1 % und 0 %.

Abbildung 15 illustriert den Einfluss der Zeitpräferenzrate auf die sozialen Kosten der CO_2-Emissionen. Unterstellt man eine Zeitpräferenzrate von 1 %, dann erscheint ein niedriger Preis von 20 bis 30 Euro pro Tonne CO_2 deutlich wahrscheinlicher als ein Preis von mehr als 100 Euro. In der Tat liegt der Median bei 53,80 Euro pro Tonne CO_2. Dies bedeutet, dass soziale Kosten der CO_2-Emission von mehr als 53,80 Euro genauso wahrscheinlich sind wie solche unter 53,80 Euro. Der Mittelwert liegt dagegen bei 74,00 Euro pro Tonne CO_2. Hier kommt das Risiko zum Ausdruck, dass die mit Klimaveränderungen verbundenen Wohlfahrtsverluste sehr groß sein können.

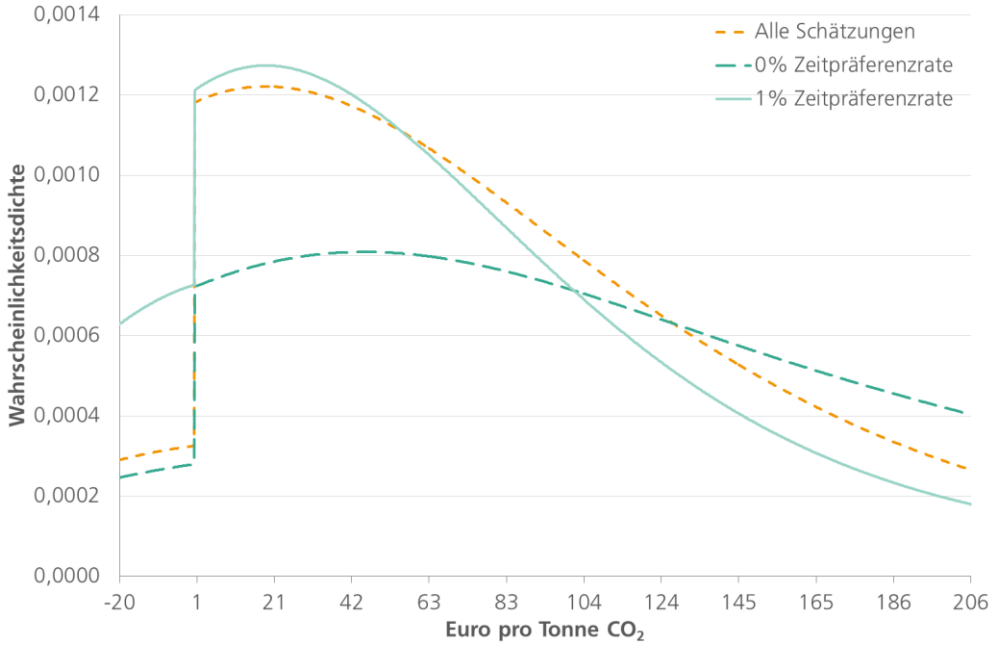


Abbildung 15: Verteilung der sozialen Kosten der CO_2-Emissionen in Abhängigkeit von der Zeitpräferenzrate in Euro pro Tonne CO_2. Quelle: Tol (2018), eigene Darstellung

Unterstellt man ein Zeitpräferenz von 0 %, dann wird die Verteilung flacher. Niedrige soziale Kosten der CO_2-Emissionen sind somit unwahrscheinlicher, hohe Werte von 100 Euro pro Tonne CO_2 und mehr dagegen wahrscheinlicher. Dementsprechend erhöht sich der Median auf 111,00 Euro pro Tonne CO_2 und der Mittelwert auf 139,20 Euro Tonne CO_2.

Die Preise für Emissionszertifikate im EU ETS an der European Energy Exchange (EEX) in Leipzig erreichten im Juli 2019 Werte zwischen 28 und 30 Euro pro Tonne CO_2.[8] Damit erreichten sie das höchste Preisniveau seit Einführung des europäischen Emissionshandelssystems. Die OECD nutzt einen Wert von 30 Euro pro Tonne CO_2 als unteren Referenzwert bei der Bewertung der effektiven CO_2-Preise in einer Vielzahl von Ländern (OECD 2018). Nordhaus (2017) ermittelt für Emissionen in den Jahren 2015 und 2020 soziale Kosten der CO_2-Emissionen von 27 bzw. 33 Euro pro Tonne. Das UBA (2019b) empfiehlt die Nutzung deutlich höherer sozialer Kosten der CO_2-Emissionen von 180 Euro pro Tonne Kohlenstoffdioxid bei einer Zeitpräferenzrate von 1%.

[8] https://www.eex.com/de/marktdaten/umweltprodukte/spotmarkt/european-emission-allowances

Für die Quantifizierung des Schrottbonus, also den durch den Einsatz von Schrotten in der Stahlproduktion vermiedenen externen Effekte, sind die sozialen Kosten der CO_2-Emissionen von großer Bedeutung. Insbesondere hohe Werte implizieren, dass die Vermeidung von Treibhausgasen den Schrottbonus dominiert. Gleichzeitig zeigt Abbildung 15, dass die Bestimmung der sozialen Kosten der CO_2-Emissionen mit großen Unsicherheiten verbunden ist. Aus diesem Grund wird bei der Quantifizierung des Schrottbonus mit drei Szenarien gearbeitet. Im Szenario »Untere Referenz« werden soziale Kosten der CO_2-Emissionen von 30 Euro pro Tonne angesetzt. Im Szenario »Mittlere Referenz« werden soziale Kosten von 70 Euro pro Tonne Kohlenstoffdioxid unterstellt. In dem Szenario »Obere Referenz« werden dagegen 110 Euro pro Tonne angenommen.

3.3.3 Lokale Umweltbelastung

Durch den Einsatz von Schrott in der Stahlproduktion werden nicht nur Treibhausgasemissionen vermindert, sondern auch andere Umweltbelastungen vermieden. Er reduziert die Versauerung von Gewässern, vermindert den übermäßigen Düngereintrag (Eutrophierung) und vermeidet Sommersmog. Auch diese Wirkungen können monetarisiert, also in Geldeinheiten umgerechnet, werden. Dazu kann auf Ansätze zurückgegriffen werden, die im Rahmen von Ökobilanzen Anwendung finden (Pizzol et al. 2015).

Ansätze zur Monetarisierung dieser ökologischen Effekte unterscheiden sich methodisch von der Berechnung der sozialen Kosten der CO_2-Emissionen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die oben genannten Effekte lokaler und direkter auf Menschen und Ökosysteme wirken, während der Klimawandel langfristige und globale Auswirkungen haben wird. Nichts desto weniger berücksichtigen die Ansätze aus der Ökobilanz-Literatur auch den Klimawandel als Wirkungskategorie.[9]

Eine Vielzahl von Methoden kann eingesetzt werden, um die (vermiedenen) Umweltbelastungen in Euro umzurechnen. Dazu gehören unter anderem der Einsatz von Marktpreisen (wenn am Markt gehandelte Güter geschädigt werden), die Auswertung des Verhaltens privater Haushalte sowie verschiedene Befragungsmethoden (Ahlroth 2014). Im Gegensatz zur Berechnung der sozialen Kosten der CO_2-Emissionen, die üblicherweise die Auswirkungen von Treibhausgasemissionen auf den Konsum quantifizieren, werden dabei weitere Nutzenkategorien betrachtet.

Pizzol et al. (2015) untersuchen und vergleichen eine Vielzahl von Ansätzen zur Monetarisierung der Ergebnisse von Ökobilanzen. Diese Ansätze unterscheiden sich in ihren Ergebnissen zum Teil drastisch voneinander. Beispielweise liegt der höchste Schätzwert für die sozialen Kosten der Wirkungskategorie photochemische Oxidantienbildung (Sommersmog) um den Faktor 100 höher als der niedrigste.

[99] Die Wirkungen des Klimawandels werden zum Teil wiederum mit Hilfe der Literatur zu den sozialen Kosten von CO_2-Emissionen quantifiziert (bspw. Ahlroth und Finnveden 2011)

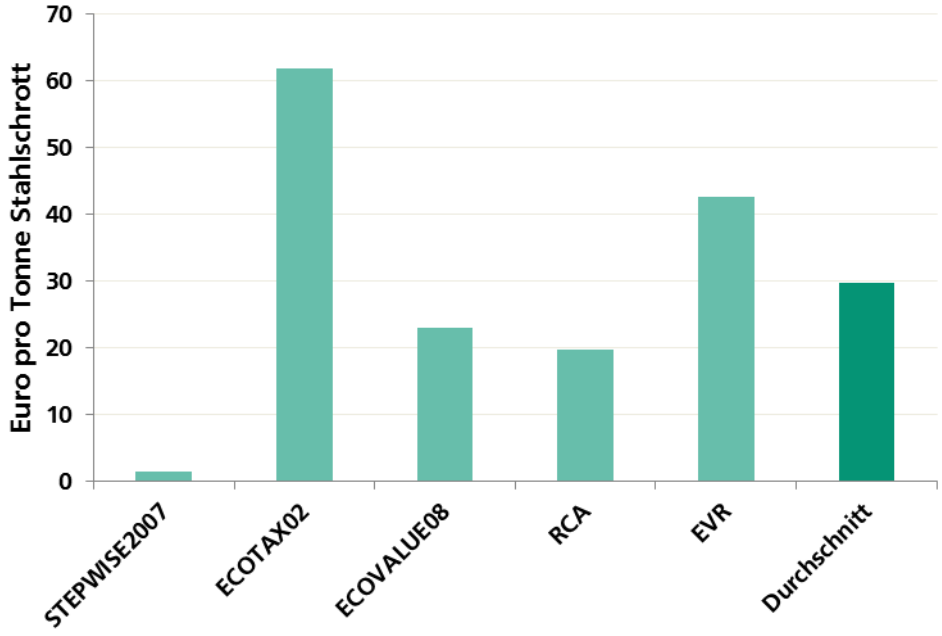


Abbildung 16: Vermiedene Kosten lokaler Umweltbelastungen durch den Einsatz von Kohlenstoffstahlschrotten nach Monetarisierungsansatz.
Quelle: Eigene Berechnungen nach World Steel Association (2019a), Pizzol et al. (2015)

Abbildung 16 stellt die sozialen Kosten lokaler Umweltbelastungen dar, die durch den Einsatz von einer Tonne Kohlenstoffstahlschrott in der Stahlproduktion eingespart werden. Sie zeigt die Ergebnisse auf Basis der fünf von Pizzol et al. (2015) untersuchten Ansätze, welche Kostenschätzungen für alle relevanten Wirkungskategorien bereitstellen. Außerdem zeigt Abbildung 16 den Durchschnitt der vier Ansätze. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden alle Zahlen in 2017er Euro konvertiert. Die Kostenschätzungen reichen von 1,40 Euro bis 61 Euro pro eingesetzter Tonne Schrott. Der Durchschnittswert liegt bei etwa 29 Euro. Im Folgenden wird dieser Durchschnitt zur Berechnung des Schrottbonus herangezogen. Da angenommen wird, dass der Einsatz von Edelstahlschrotten zur gleichen Vermeidung von lokalen Umweltbelastungen führt, ergeben sich ebenfalls vermiedene Umweltkosten in Höhe von etwa 29 Euro.

3.4 Schrottbonus: Höhe und Einordnung

Der Indikator Schrottbonus stellt die Wohlfahrtsgewinne durch vermiedene Umweltbelastungen dar, die mit dem Einsatz einer Tonne Schrott in der Stahlproduktion verbunden sind. Er wird berechnet, indem die in Unterkapitel 3.2 dargestellten vermiedenen Umweltbelastungen in Geldeinheiten umgerechnet werden. Für diese Umrechnungen wird auf Schätzungen der sozialen Kosten von CO_2-Emissionen sowie Schätzungen für die anderen relevanten Wirkungskategorien zurückgegriffen. Um der Unsicherheit bei der Bestimmung der sozialen Kosten von CO_2-Emissionen Rechnung zu tragen, werden drei Szenarien für den Schrottbonus berechnet. Im Szenario »Untere Referenz« wird jede eingesparte Tonne Kohlenstoffdioxid mit 30 Euro bewertet. Das Szenario »Mittlere Referenz« operiert mit einem Preis von 70 Euro pro Tonne CO_2-äquivalenten Treibhausgasen. Im Szenario »Obere Referenz« werden soziale Kosten von 110 Euro pro Tonne CO_2 angenommen. Darüber hinaus werden die vermiedenen sozialen Kosten der weiteren, lokalen Umweltbelastungen hinzuaddiert.

Abbildung 17 stellt den Schrottbonus für Kohlenstoffstahlschrott in Euro pro t dar. Im Szenario »Untere Referenz« beträgt er 79 Euro. Davon entfallen 29 Euro auf lokale Umweltbelastungen. Durch den Einsatz einer Tonne Schrotts in der Kohlenstoffstahlproduktion werden also Umweltkosten von fast 80 Euro vermieden.

Der Schrottbonus für Kohlenstoffstahlschrott wird wie folgt berechnet. Durch den Einsatz einer Tonne Schrotts werden Treibhausgase im Umfang von 1,67 t CO_2 vermieden. Multipliziert man diese mit den sozialen Kosten der CO_2-Emissionen von 30 Euro pro Tonne CO_2 im Szenario »Untere Referenz«, dann werden Klimakosten von etwa 50 Euro eingespart. Durch die Reduktion lokaler Umweltbelastungen werden weitere soziale Kosten von etwa 29 Euro vermieden. Addiert man die Bestandteile, ergibt sich ein Schrottbonus von 79 Euro pro Tonne Schrotteinsatz.

Unterstellt man soziale Kosten der CO_2-Emissionen von 70 Euro, dann wächst der Schrottbonus auf 146 Euro. Im Szenario »Obere Referenz«, in dem soziale Kosten der CO_2-Emissionen von 110 Euro pro Tonne angenommen werden, erreicht der Schrottbonus für Kohlenstoffstahlschrott einen Wert von 213 Euro. Zum Vergleich: Stahlschrott der Sorte 1 (Stahlaltschrott, mind. 4 mm Stärke, Höchstabmessungen: 1,50 x 0,50 x 0,50 m) wies im Jahr 2018 einen durchschnittlichen Preis von 237 Euro pro Tonne auf.

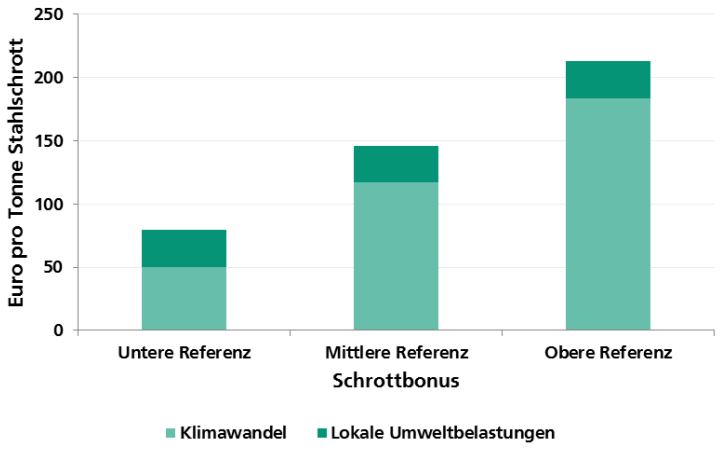


Abbildung 17: Schrottbonus in Euro pro Tonne Kohlenstoffstahl für drei Szenarien. Quelle: Eigene Berechnung

Durch den Einsatz von einer Tonne Edelstahlschrott bei der Herstellung neuen Edelstahls werden etwa 4,3 Tonnen CO_2 eingespart. Dadurch beläuft sich der Schrottbonus für (austenitischen) Edelstahlschrott auf 158 Euro pro Tonne im Szenario »Untere Referenz«, auf 330 Euro pro Tonne im Szenario »Mittlere Referenz« sowie 502 Euro pro Tonne im Szenario »Obere Referenz«.

Eine Reihe von Faktoren, welche die Höhe des Schrottbonus beeinflussen könnten, werden aufgrund fehlender Daten nicht betrachtet. Dazu gehören beispielsweise die Inanspruchnahme von Land und Wasser, aber auch soziale Aspekte wie die Arbeitsbedingungen im Bergbau.

Im Jahr 2018 hat die Stahlindustrie in der Europäischen Union etwa 93,8 Mio. t Schrott eingesetzt. Unterstellt man, es handele sich dabei allein um Kohlenstoffstahlschrott, dann beläuft sich der kumulierte Schrottbonus der deutschen Stahlrecyclingwirtschaft auf 7,4 Mrd. Euro im Szenario »Untere Referenz«. Im Szenario »Mittlere Referenz« beläuft er sich auf 13,7 Mrd. Euro und im Szenario »Obere Referenz« auf 20,0 Mrd. Euro.

4
Optionen zur Internalisierung des Schrottbonus

4.1
Grundlagen

Externe Effekte stellen eine Form von Marktversagen dar, da sozial und privat optimale Produktionsmengen auseinanderfallen, wie bereits in Unterkapitel 2.4 dargelegt. Die Ergebnisse in Unterkapitel 3.3 zeigen, dass bei den vermiedenen Umweltbelastungen durch Stahlschrotteinsatz die Reduzierung des Klimawandels dominiert. Darüber hinaus stellt die Klimapolitik die zentrale Herausforderung der globalen Umweltpolitik dar. Daher fokussiert dieses Kapitel auf die Klimapolitik. Andere Umweltbelastungen, speziell auf lokaler Ebene, werden nicht explizit diskutiert. Gleiches gilt für ökologische und soziale Fragestellungen, die aufgrund der Datenlage nicht quantitativ betrachtet werden können. Dazu gehören beispielsweise die Inanspruchnahme von Land oder Fragen der Arbeitsbedingungen im Bergbau. Nichts desto weniger sind die in diesem Kapitel getroffenen Aussagen, zumindest teilweise, auf andere Umweltbelastungen übertragbar.

Durch die Internalisierung externer Effekte, also ihre Integration in den Preismechanismus, kann die Erreichung der gesellschaftlich optimalen Mengen sichergestellt und somit ein Wohlfahrtsgewinn erreicht werden (Held 2018, S. 44f.). Die durch den Einsatz von Schrott in der Stahlproduktion vermiedenen externen Effekte können auf zwei Wegen in den Preismechanismus integriert werden. Entweder werden Maßnahmen ergriffen, die direkt auf den Stahlrecyclingsektor wirken. Oder es kommen Instrumente zum Einsatz, die indirekt auf die Stahlrecyclingwirtschaft wirken, indem sie Anreize für den Schrotteinsatz auf Nachfrageseite stärken. In beiden Fällen verändern sich die Relativpreise zu Gunsten des Schrotts und zu Ungunsten der Primärrohstoffe. Abbildung 18 illustriert beide Wege.

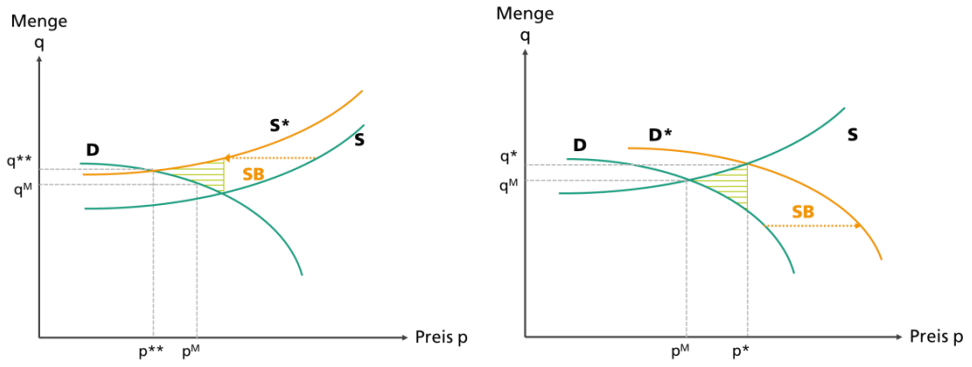


Abbildung 18: Internalisierung des Schrottbonus auf Angebotsseite (linkes Feld) und Nachfrageseite (rechtes Feld).
Quelle: eigene Darstellung

Der direkte Weg zur Internalisierung des Schrottbonus wird im linken Feld von Abbildung 18 gezeigt. Dort wird ein Instrument illustriert, dass das Schrottangebot günstiger gestaltet und somit die Angebotskurve von **S** nach **S*** verschiebt. Bei jedem Marktpreis **p** wird eine größere Schrottmenge **q** angeboten. Die Angebotskurve wird in der Abbildung um die Höhe des Schrottbonus verschoben, so dass die volkswirtschaftlich optimale Menge **q**** erreicht wird. Da das Schrottangebot erhöht

wird, liegt der Marktpreis bei **p**** und damit unter dem, der sich im indirekten Ansatz ergibt (**p***).[10] Der durch die Internalisierung des Schrottbonus erreichte Wohlfahrtsgewinn entspricht der hellgrün schraffierten Fläche.

Der indirekte Weg wird im rechten Feld von Abbildung 18 gezeigt und ist spiegelbildlich zu Abbildung 11 (Seite 21) zu verstehen. Wenn beispielsweise der Erz- und Kokseinsatz teuer wird, sinkt der relative Preis des Schrotts. Bei gleichem Schrottpreis wird mehr Schrott nachgefragt. Somit verschiebt sich die Nachfragekurve von **D** nach **D***. Im rechten Feld von Abbildung 18 wird die Nachfragekurve genau um den Schrottbonus (**SB**) verschoben. Somit wird zum Preis **p*** die volkswirtschaftlich optimale Schrottmenge **q*** eingesetzt. Die hellgrün schraffierte Fläche zeigt den durch die Internalisierung erreichten Wohlfahrtsgewinn. Zu beachten ist, dass auch eine zusätzliche Nachfrage von Endkunden nach Produkten aus recycelten Materialien die Nachfragekurve für Schrotte nach rechts verschiebt.

Bei der Darstellung in Abbildung 18 handelt es sich um eine deutlich vereinfachte Illustration der Wege zur Internalisierung des Schrottbonus. Die Determinanten von Schrottangebot und -nachfrage, wie bereits im Unterkapitel 2.4 diskutiert, werden nur grob abgebildet. Außerdem wird der Schrottmarkt in Isolation betrachtet. Falls der indirekte Ansatz mit einer Kostensteigerung für den Stahlsektor einhergeht, belastet dies seine Wettbewerbsfähigkeit. Wenn das Schrottangebot durch öffentliche Mittel unterstützt wird, müssen diese durch Steuern finanziert werden, welche ihrerseits Haushalte und Unternehmen belasten. Diese Effekte werden in Abbildung 18 nicht gezeigt, aber im Folgenden berücksichtigt.

Des Weiteren ist zu bedenken, dass ein Teil des Schrottbonus bereits durch bestehende klima- und umweltpolitische Instrumente internalisiert wird. Untersuchungen der OECD zu effektiven CO_2-Preisen deuten allerdings an, dass diese Internalisierung unvollständig ausfällt, insbesondere wenn man hohe soziale Kosten der Kohlenstoffdioxidemissionen zugrunde legt (OECD 2018). Dies betrifft besonders Entwicklungs- und Schwellenländer.

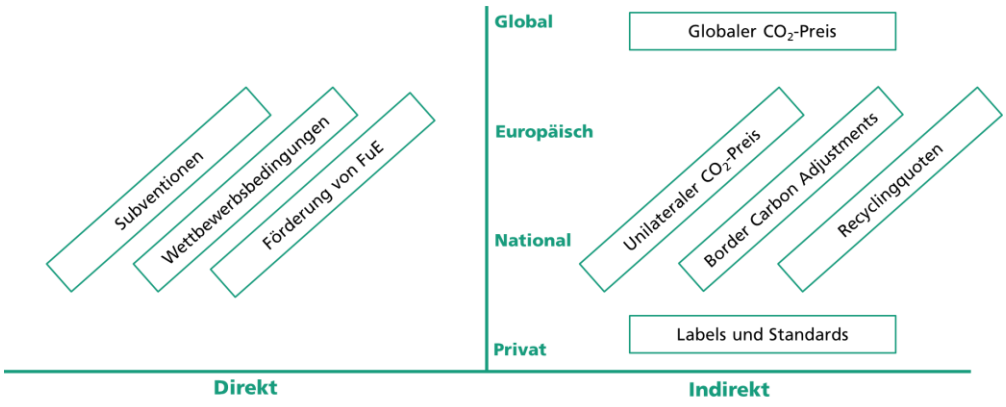


Abbildung 19: Instrumente zur Internalisierung des Schrottbonus.
Quelle: Eigene Darstellung

[10] Aus Sicht der Anbieter kann der Preis allerdings höher liegen, wenn der Schrottbonus entsprechend kompensiert wird.

Diverse Instrumente können zum Einsatz kommen, um den Schrottbonus zu internalisieren. Abbildung 19 stellt acht davon dar. Sie sind unterteilt nach direkt und indirekt auf die Stahlrecyclingwirtschaft wirkenden Instrumenten. Außerdem wird die institutionelle Ebene gezeigt, der sie zugeordnet werden können. Diese acht Optionen stellen keine abschließende Auflistung aller möglichen Instrument dar. Die ausgewählten Instrumente werden im Folgenden diskutiert und ihre Vor- sowie Nachteile dargestellt.

4.2 Instrumente

4.2.1 Globaler CO_2-Preis

Das erste Instrument ist ein weltweiter Preis auf die Freisetzung von Treibhhausgasen wie CO_2. Hauptsächliche Instrumente zur Bepreisung von Treibhausgasen sind einerseits Mengenlösungen über einen Emissionsrechtehandel oder Preislösungen über die Besteuerung von CO_2-Emissionen. Einige Wissenschaftler sehen klare Vorteile der Preislösung gegenüber der Mengenlösung, unter anderem weil die Einnahmen daraus für einzelne Nationalstaaten gut kalkulierbar und steuerbar sind. Die Einnahmen stehen dann zur Verfügung, um Wirtschaftswachstum anzukurbeln und somit auch Entwicklungsländer mit ins Boot zu holen (Cooper 2017). Darüber hinaus bringen globale Mengenbeschränkungen eine Reihe von Problemen, wie die Verhandlung einer globalen Emissionsgrenze und die nationale Verteilung der zulässigen Emissionen, mit sich und haben auch daher die in sie gesetzten Hoffnungen bisher nicht erfüllt (Cramton et al. 2017). MacKay et al. (2017) geben zu bedenken, dass bei einer globalen Preislösung die Steuern auf CO_2-Äquivalente nicht global einheitlich sein müssten, sondern auf Unterscheide zwischen den Ländern Rücksicht nehmen könnten. Die Autoren sprechen sich in diesem Fall jedoch für einen global festgelegten Mindestpreis aus.

Die globale Bepreisung von Treibhausgasemissionen hätte zur Folge, dass der Einsatz von Schrotten im Vergleich zum Einsatz von Primärrohstoffen günstiger würde, da bei der Verwendung von Stahlschrotten weniger CO_2 ausgestoßen wird als dies beim Einsatz von Erzen der Fall ist. Hier wird ein weiterer Vorteil einer globalen Treibhausgas-Bepreisung deutlich: Sie umfasst sämtliche Schritte der Stahlherstellung, beispielsweise auch den Bergbau und die Herstellung von Ferrolegierungen. Die Verschiebung der Nachfragekurve für Stahlschrotte (Abbildung 18) hängt in diesem Fall von der Höhe des Preises für CO_2 ab. Je höher der CO_2-Preis, desto größer der Vorteil der Stahlschrotte im Vergleich zu Primärrohstoffen und umso stärker verschiebt sich die Nachfragekurve für Stahlschrotte nach rechts.

Vorteile

Eine globale Treibhausgasbepreisung erscheint als anreizkompatibelste und effizienteste Option zur Internalisierung der sozialen Kosten des Ausstoßes von Treibhausgasen im Rahmen einer globalen Klimapolitik (vgl. MacKay et al. 2017). Durch eine umfassende Bepreisung von CO_2 ließen sich die sozialen Kosten des Ausstoßes internalisieren und somit auch die positiven externen Effekte, wie in Kapitel 2.4 für Stahlschrotte diskutiert, über den Preismechanismus abbilden. Gleichzeitig können dabei alle Schritte der Wertschöpfungskette berücksichtigt werden.

Nachteile

Im Moment ist keine globale Lösung für die Bepreisung von Treibhausgasen in Sicht. Dadurch wird der kurz- und mittelfristige Blick auf andere (unilaterale) Maßnahmen zur Internalisierung der positiven Effekte des Einsatzes von Stahlschrotten gelenkt.

4.2.2 Unilateraler CO_2-Preis

Eine CO_2-Bepreisung auf nationaler oder europäischer Ebene ist eine weitere Möglichkeit zur Internalisierung der externen Effekte von Treibhausgasemissionen. Hierbei wirken die Marktmechanismen analog zur globalen Klimapolitik: Rohstoffe und Produktionsverfahren, deren Nutzung weniger Kohlenstoffdioxid freisetzt, werden gegenüber CO_2-intensiven Rohmaterialien und Verfahren bessergestellt.

Unilaterale Klimapolitik kann sowohl europäisch als auch national organsiert werden. Das Europäische Emissionshandelssystem (EU ETS) ist das zentrale klimapolitische Instrument der EU. Es umfasst mehr als 11.000 Anlagen in der Europäischen Union, Island, Lichtenstein und Norwegen sowie den Flugverkehr innerhalb und zwischen diesen Staaten. Es stellt ein cap-and-trade-System dar: Die Emissionsmenge wird begrenzt, der Preis bildet sich durch den Handel mit Emissionszertifikaten. Daneben können CO_2-Emissionen besteuert werden. Dieses Instrument wird beispielsweise in Großbritannien und Schweden bereits eingesetzt. Der Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung empfiehlt eine Bepreisung von Treibhausgasemissionen, die nicht vom EU ETS erfasst werden, ohne sich auf eines dieser Instrumente festzulegen (SVR 2019).

Durch eine unilaterale Klimapolitik verschiebt sich die Nachfragekurve für Stahlschrotte nach rechts, der Schrotteinsatz steigt. Eine unilaterale Treibhausgasbepreisung wirkt somit ebenfalls indirekt auf die Internalisierung des Schrottbonus.

Vorteile

Ein unilateraler CO_2-Preis ist, wie die Beispiele zeigen, sowohl auf nationaler als auch auf europäischer Ebene umsetzbar. Darüber hinaus kann er sein Ziel, die inländischen Emissionen zur reduzieren, effektiv und effizient erreichen.

Nachteile

Bei der Internalisierung des Schrottbonus ist die unilaterale CO_2-Bepreisung mit zwei zentralen Nachteilen gegenüber einer globalen Lösung verbunden: Erstens werden nur Emissionen erfasst, die im Inland anfallen. Treibhausgase, die in der Fertigung von importierten Vorprodukten frei werden, sind nicht berücksichtigt. Das betrifft beispielsweise den Erzabbau oder die Herstellung von Ferrolegierungen, die überwiegend außerhalb Europas stattfinden. Zweitens führt eine unilaterale Klimapolitik zu zusätzlichen Kosten für die inländische Industrie, die Unternehmen im internationalen Wettbewerb belasten. Somit besteht die Gefahr, dass der Einsatz von Stahlschrotten gegenüber dem Einsatz von Primärrohstoffen zwar bessergestellt wird, die inländische Stahlindustrie jedoch durch eine (nicht regulierte) ausländische Stahlindustrie bedroht und schlussendlich verdrängt wird. Somit würde die ungleiche Kostenbelastung zu Produktionsverlagerungen führen (Held 2018, S. 26). Dieser Effekt wird in der Literatur als »Carbon Leakage« bezeichnet.

4.2.3 Border Carbon Adjustments

Border Carbon Adjustments sind ein Instrument, das die Nachteile unilateraler Klimapolitik ausgleichen soll. Sie sollen energie- und wettbewerbsintensive Wirtschaftszweige vor Kostennachteilen durch Klimapolitik schützen und Carbon Leakage vermeiden. Dazu würden beim Import von Gütern die bei deren Herstellung freigesetzten Treibhausgase besteuert. Im Inland gezahlte CO_2-Preise würden zurückerstattet, wenn Güter exportiert werden. Dadurch sollen die zusätzliche Kostenbelastung der inländischen Industrie zumindest teilweise ausgeglichen und faire Wettbewerbsbedingungen hergestellt werden (»level playing field«).

In der volkswirtschaftlichen Forschung werden Border Carbon Adjustments sowohl theoretisch als auch quantitativ untersucht, oft im Vergleich zur kostenlosen Zuteilung von Emissionszertifikaten als weiterem Instrument zur Vermeidung von Carbon Leakage (Böhringer et al. 2016; Böhringer et al. 2012; Monjon und Quirion 2011).

Die Wirkungen von Border Carbon Adjustments auf den Schrottbonus sind indirekter Natur. CO_2-intensiv hergestellte Primärrohstoffe werden verteuert, dadurch steigt die Nachfrage nach Schrotten. Als handelspolitisches Instrument wären BCAs auf europäischer Ebene anzusiedeln.

Vorteile

Border Carbon Adjustments sind in der Lage, die Nachteile unilateraler Klimapolitik zumindest in Teilen auszugleichen. Zum einen werden auch Emissionen bepreist, die in importierten Vorprodukten enthalten sind. Zum anderen wird eine übermäßige Belastung von energieintensiven Unternehmen im internationalen Wettbewerb vermieden.

Nachteile

Border Carbon Adjustments wirken wie ein (emissionsabhängiger) Zoll. Ihre praktische Umsetzbarkeit ist politisch umstritten, da sie einen Vorwand für strategische Handelspolitik bieten und damit zu Einschränkungen des internationalen Warenaustauschs führen könnten. Darüber hinaus ist nicht abschließend geklärt, ob sie im Einklang mit den Regularien der WTO stehen.

Die genaue Ausgestaltung von Border Carbon Adjustments ist komplex. Beispielweise besteht eine Herausforderung darin, die in einem importierten Produkt enthaltenen Emissionen präzise zu quantifizieren. Darum müsste in der Praxis auf vereinfachte Berechnungsverfahren zurückgegriffen werden, deren Anreizwirkung zu untersuchen und zu diskutieren sind (Kuik und Hofkes 2010). Weitere Forschung erscheint notwendig, um Konzepte zur Ausgestaltung von BCAs zu entwickeln und ihre Vorteilhaftigkeit zu bewerten.

4.2.4 Labels und Standards

Labels, die den Anteil von recycelten Materialien in einem Produkt dokumentieren, signalisieren, dass dessen Hersteller auf zirkulär genutzte Rohstoffe zurückgreift. Passende Standards stellen sicher, dass diese Anteile nachvollziehbar und sachgemäß berechnet werden. Kunden mit einer Präferenz für Waren, die aus recycelten Werkstoffen gefertigt wurden, können somit gezielt angesprochen werden. Hersteller von Endprodukten können sich verpflichten, Mindestanteile von recycelten Werkstoffen in ihren Produkten einzusetzen. Somit besteht sowohl für Privatkunden als auch für

Konsumgüterproduzenten die Möglichkeit, Anreize für eine zirkuläre Nutzung von Rohstoffen zu setzen. Auch bei öffentlichen Ausschreibungen kann der Einsatz von recycelten Rohstoffen als Kriterium berücksichtigt werden. Auch hierfür sind allgemein akzeptierte Labels und Standards hilfreich.

Labels und Standards könnten die Nachfrage nach recycelten Werkstoffen und damit die Nachfrage nach Schrott erhöhen. Damit handelt es sich um ein indirekt auf die Stahlrecyclingwirtschaft wirkendes Instrument. Labels und Standards können auf private Initiative entwickelt und umgesetzt werden.

Vorteile

Angesichts des gestiegenen Umweltbewusstseins, sowohl der privaten Haushalte als auch der öffentlichen Hand, sind Abnehmer möglicherweise bereit, höhere Preise für Produkte einer zirkulären Wirtschaft zu bezahlen. Durch den Einsatz von Labels kann diese zusätzliche Zahlungsbereitschaft abgerufen werden. Somit würden die Konsumenten zumindest einen Teil der positiven externen Effekte freiwillig internalisieren.

Nachteile

Die Nutzung von Labels und Standards für Mindestanteile von rezyklierten Werkstoffen greift die Zahlungsbereitschaft von Kunden für nachhaltig produzierte Güter auf. Diese Kunden stellen damit freiwillig CO_2-Einsparungen bereit. Eine Internalisierung des Schrottbonus, die von den Präferenzen der Endkunden unabhängig ist, findet jedoch nicht statt.

4.2.5 Recyclingquoten

Recyclingquoten stellen ein Instrument dar, das die Nachfrage nach Schrotten erhöhen kann. Als Recyclingquote wird hier ein (gesetzlich festgelegter) minimaler Anteil von recyceltem Material in einem Werkstoff verstanden.[11] In der Stahlproduktion impliziert eine Recyclingquote einen Mindestanteil von Schrott im Rohstoffmix.

Die konkrete Ausgestaltung einer Recyclingquote kann auf vielfältige Weise erfolgen. Eine starre Vorgabe für alle Stahlhersteller wäre ökonomisch nicht sinnvoll, da der Schrotteinsatz nicht dort erfolgt, wo es zu den geringsten Kosten möglich ist. Alternativ könnte ein System mit handelbaren Recycling-Zertifikaten zum Einsatz kommen. Die Nachweispflicht für den Recyclinganteil könnte sowohl bei den Stahlherstellern angesiedelt werden als auch bei der stahlverarbeitenden Industrie. Vorbild für letztere Option sind die »Packaging Recovery Notes«, mit denen Unternehmen in Großbritannien nachweisen, dass eine ausreichende Menge von Verpackungsmaterialien recycelt wurde, um die vorgeschriebene Recyclingquote zu erreichen. Die Packaging Recovery Notes sind handelbar und werden auch für importierte Produkte sowie importierte Verpackungsmaterialien benötigt (vgl. Söderholm und Ekvall 2019).

Läge die Recyclingquote über dem Niveau, das ohne sie erreicht wird, würde sie zu einer steigenden Schrottnachfrage führen. Somit wirkt sie indirekt auf die

[11] Als Recyclingquote wird in anderen Zusammenhängen auch der Anteil von recyceltem Material an der Masse von Abfällen verstanden. Eine solche Definition liegt beispielsweise der Altfahrzeug-Richtlinie der Europäischen Union zugrunde (vgl. UBA und BMU 2019).

Internalisierung des Schrottbonus. Sie könnte europäisch oder national organisiert werden.

Vorteile

Eine Recyclingquote für den Werkstoff Stahl würde zu einer erhöhten Schrottnachfrage führen und damit den Schrottpreis erhöhen. Dies trüge zur Internalisierung des Schrottbonus bei.

Nachteile

Der wesentliche Nachteil einer Recyclingquote besteht darin, dass er nicht zielgerichtet an den in der Stahlherstellung freigesetzten Schadstoffen ansetzt. Als klimapolitisches Instrument bevorzugt die Recyclingquote den Schrotteinsatz gegenüber anderen Verfahren, mit denen der Stahlsektor seine Treibhausgasemissionen senken kann. Dies führt zu Ineffizienzen in der Treibhausgasvermeidung.

Bei der Ausgestaltung einer Recyclingquote bestünden ähnliche Herausforderungen wie bei unilateraler Klimapolitik. Eine Gleichbehandlung von inländischem und importiertem Stahl müsste durch die Ausgestaltung des Instruments sichergestellt werden.

4.2.6 Subventionen

Subventionen sind einseitige, in der Regel an Bedingungen geknüpfte, Übertragungen von Geld oder geldwerten Leistungen vom Staat an Unternehmen ohne marktmäßige Gegenleistung. Subventionen könnten zur Internalisierung des Schrottbonus gezahlt werden. Deren Höhe müsste dem Schrottbonus abzüglich der bereits anderweitig, beispielsweise durch das EU ETS, internalisierten externen Effekte entsprechen.

Alternativ könnten auch EU ETS-Zertifikate ausgegeben werden, deren Menge den durch den Schrotteinsatz außerhalb Europas eingesparten Treibhausgasemissionen entspricht. Dies entspräche einer geldwerten Leistung, die ebenfalls als Subvention wirkt. Ein solcher Ansatz ähnelt dem Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung (Clean Development Mechanism, CDM), mit dem durch Projekte zur Emissionseinsparung in Entwicklungsländern Emissionszertifikate im EU ETS erworben werden konnten.

Eine Subvention in Form von Zahlungen oder geldwerten Leistungen würde den Marktpreis für Schrotte senken. Die Angebotskurve auf dem Schrottmarkt würde sich verschieben und der Schrottbonus würde direkt internalisiert. Eine derartige Subvention könnten europäisch oder national eingeführt werden.

Vorteile

Durch eine Subvention könnte der Schrottbonus internalisiert werden. Das gilt unabhängig davon, ob sie als Zahlung oder geldwerte Leistung ausgestaltet ist.

Nachteile

Die Subventionierung des Schrotteinsatzes bevorzugt diesen gegenüber anderen Optionen zur Emissionsvermeidung in der Stahlherstellung. Eine solche Verzerrung würde zu Ineffizienzen in der Dekarbonisierung der Stahlproduktion führen.

Eine Subvention mittels Geldzahlungen impliziert, dass Steuern zu deren Finanzierung erhoben werden müssten. Eine zusätzliche Besteuerung würde Unternehmen und Haushalte belasten und damit Wohlfahrtsverluste auslösen. Eine Subvention über geldwerte Leistungen wäre mit anderweitigen Nebenwirkungen verbunden. Die Gutschrift von EU-ETS-Zertifikaten würde beispielweise die Wirksamkeit des Emissionshandels reduzieren, da zusätzliche Zertifikate in den Markt kämen. Darüber hinaus wäre zu hinterfragen, inwieweit Subventionen auf den Schrotteinsatz rechtlich umsetzbar wären.

4.2.7
Unterstützung von Forschung und Entwicklung

Die Attraktivität des Einsatzes von Stahlschrotten gegenüber dem Einsatz von Primärrohstoffen ließe sich durch verbesserte Technologie für die Sammlung, Sortierung und Verarbeitung von Schrotten erhöhen. Durch effiziente Technologien könnte das Schrottangebot gesteigert werden. Durch ein steigendes Schrottangebot würden die Schrottpreise fallen, wie auf der linken Seite von Abbildung 18 dargestellt.

Forschung und Entwicklung in der Stahlrecyclingwirtschaft hat, neben der Vermeidung von Treibhausgasen, weitere positive externe Effekte in Form von generiertem Wissen. Da Wissen nicht dauerhaft innerhalb des Unternehmens verbleibt, das es generiert hat, kann es auch von anderen Marktteilnehmern genutzt werden. Da dies einen klassischen Fall von positiven externen Effekten darstellt, bietet sich in diesem Bereich ebenfalls eine Internalisierung der (positiven) externen Effekte an. Ohne diese Internalisierung lägen die individuellen Investitionen in Forschung und Entwicklung unterhalb des sozialen Optimums.[12]

Als Instrumente zur Förderung sind Forschungs- und Entwicklungsprogramme oder die steuerliche Begünstigung dieser Anstrengungen denkbar. Bei der Ausgestaltung von Forschungs- und Entwicklungsprogrammen ist darauf zu achten, dass kleine und mittlere Unternehmen, von denen die Stahlrecyclingwirtschaft geprägt ist, daran partizipieren können.

Vorteile

Durch verbesserte Prozesse beim Sortieren und Aufbereiten von Schrotten kann deren Angebot gesteigert werden. Somit würde die eingesetzte Schrottmenge erhöht.

Nachteile

Die Förderung von Forschung und Entwicklung in der Stahlrecyclingwirtschaft stärkt das Schrottangebot sowohl qualitativ als auch quantitativ. Sie gleicht mit Forschung und Entwicklung verbundene positive externe Effekte aus, internalisiert jedoch nicht zielgerichtet den Schrottbonus.

4.2.8
Verbesserung der Wettbewerbsbedingungen

[12] Licht und Schnell (1997) analysieren die Notwendigkeit der staatlichen Unterstützung von Forschung und Entwicklung bereits 1997 in ihrem Artikel ausführlich.

Eine weitere Option zur Steigerung des Schrottangebots besteht darin, die Wettbewerbsbedingungen der Stahlrecyclingwirtschaft zu verbessern. Dabei handelt es sich eigentlich nicht um ein Instrument, sondern um eine Vielzahl von Maßnahmen mit denen das Sammeln, Aufbereiten sowie der Transport von Schrotten vereinfacht werden kann. Beispielhaft können eine Verbesserung der Transportinfrastruktur, insbesondere der Schieneninfrastruktur, oder die Vereinfachung von Genehmigungsprozessen genannt werden.

Derartige Maßnahmen reduzieren die Kosten des Schrottangebots, Schrott als Rohstoff der Stahlherstellung wird günstiger. Somit würden sie zu einer Verschiebung der Angebotskurve führen. Maßnahmen zur Verbesserung der Wettbewerbsbedingungen der Stahlrecyclingwirtschaft können auf verschiedenen Ebenen, von der Europäischen Union bis zu Städten und Gemeinden, ergriffen werden.

Vorteile

Häufig handelt es sich bei den Instrumenten zur Verbesserung der Wettbewerbsbedingungen des Stahlrecyclingsektors um sogenannte »no-regret-Maßnahmen«. Sie führen unabhängig von ihren klima- und umweltpolitischen Wirkungen zu positiven volkswirtschaftlichen Effekten und sind somit sinnvoll.

Nachteile

Maßnahmen zur Verbesserung der Wettbewerbsbedingungen in der Stahlrecyclingwirtschaft vergrößern das Schrottangebot, tragen aber nicht unmittelbar zu Internalisierung des Schrottbonus bei.

4.3 Zusammenfassung

Insgesamt ist eine global abgestimmte Bepreisung von CO_2, also die Abbildung der externen Effekte über den Preismechanismus, anzustreben. Da dies kurz- und mittelfristig nicht zu erreichen ist, erscheint zur Internalisierung des Schrottbonus eine Kombination aus Maßnahmen sinnvoll. Diese sollten Teil einer europäischen Strategie zur Dekarbonisierung der Stahlproduktion sein. Einzelmaßnahmen scheinen nur bedingt geeignet, das Problem in seiner Gänze zu lösen.

Ein unilateraler (europäischer) CO_2-Preis kann die Emissionen von Treibhausgasen in seinem Geltungsbereich effektiv reduzieren. Darüber hinaus ist er effizient, er erreicht also die angestrebten Reduktionziele zu den niedrigsten Kosten. Im Falle unilateraler Klimapolitik entstehen jedoch zwei Herausforderungen. Zum einen werden Emissionen, die bei der Herstellung importierter Vorprodukte entstehen, nicht berücksichtig. Zum anderen entstehen energie- und wettbewerbsintensiven Wirtschaftszweigen, zu denen auch die Stahlindustrie gehört, Wettbewerbsnachteile. Ergänzende Maßnahmen, beispielsweise Border Carbon Adjustments, könnten diese Nachteile ausgleichen. Jedoch sind weitere Analysen notwendig, um die Auswahl und anreizkompatible Ausgestaltung derartiger Kompensationsmaßnahmen zu erarbeiten. Darüber hinaus wäre zu prüfen, ob ihr Nutzen die mit ihrer Einführung verbundenen Risiken übersteigt. Diese Analysen könnten auf bestehender ökonomischer Forschung aufbauen (Böhringer et al. 2012; Böhringer et al. 2016; Keen und Kotsogiannis 2014).

Eine Subventionierung des Schrotteinsatzes ist ökonomisch nicht sinnvoll. Sie bevorzugt ihn gegenüber anderen Ansätzen zur Vermeidung von Treibhausgasemissionen und führt zu Fehlallokationen in der Dekarbonisierung der Stahlproduktion. Aus ähnlichen

Gründen erscheint auch eine Recyclingquote nicht als Instrument zur Internalisierung des Schrottbonus geeignet.

Die Förderung von Forschung und Entwicklung ist ein zentraler Baustein der Klimapolitik. Sie sollte so ausgestaltet werden, dass auch die kreislaufwirtschaftliche Nutzung von Stahl gestärkt wird. Dazu sollten Förderprogramme technologieoffen ausgestaltet und besonders für kleine sowie mittlere Unternehmen zugänglich sein.

Darüber hinaus können Unternehmen selbst tätig werden, beispielsweise durch die Einführung von Recyclinglabels und -standards. Im Rahmen einer zunehmenden Bedeutung kreislaufwirtschaftlicher Konzepte erscheint ein solches Instrument geeignet, um Zahlungsbereitschaften umweltbewusster Kunden abzurufen.

Insgesamt erscheint eine europäische Dekarbonisierungsstrategie für den Stahlsektor notwendig. Eine anreizkompatible Dekarbonisierungsstrategie würde den Schrottbonus weitgehend internalisieren, den technischen Fortschritt beschleunigen und die Wettbewerbsfähigkeit von Stahl- und Stahlrecyclingwirtschaft sichern.

5
Fazit

In dieser Studie wird der Indikator »Schrottbonus« eingeführt und quantifiziert. Er bezeichnet die Klima- und Umweltkosten der Stahlherstellung, die durch den Einsatz einer Tonne Schrotts als Rohstoff vermieden werden. Darüber hinaus werden Instrumente zur Integration des Schrottbonus in den Preismechanismus analysiert. Die Ergebnisse der Studie lassen sich in fünf zentralen Botschaften zusammenfassen.

Die Stahlrecyclingwirtschaft stellt hochwertige und klimafreundliche Rohstoffe bereit

Mit jeder Tonne Schrott, die in der Herstellung von Kohlenstoffstahl eingesetzt wird, spart die Stahlindustrie gegenüber der Produktion aus Erzen durchschnittlich 1,67 t CO_2 ein. Bei Schrotten aus austenitischem rostfreiem Edelstahl steigt dieser Wert auf 4,3 t CO_2 pro Tonne Schrott. Dieser Anstieg ist insbesondere auf die Legierungselemente Chrom und Nickel zurückzuführen. Im Jahr 2018 hat die europäische Stahlindustrie etwa 93,8 Mio. t Schrott eingesetzt. Unterstellt man, es handele sich dabei um Kohlenstoffstahlschrott, wurden somit 157 Mio. t CO_2 eingespart. Dies entspricht ungefähr den Treibhausgasemissionen des Automobilverkehrs in Frankreich, Großbritannien und Belgien zusammengenommen. Die Stahlrecyclingwirtschaft, die Schrotte ankauft und aufbereitet, ihre Qualität sicherstellt und die Logistik übernimmt, schließt den Wertstoffkreislauf des Stahls. Sie wirkt somit als Enabler dieser Einsparungen.

Der Einsatz von Schrott in der Stahlherstellung führt zu Wohlfahrtsgewinnen

Der Indikator »Schrottbonus« quantifiziert die durch den Einsatz einer Tonne Schrott vermiedenen Umweltkosten. Dabei wird die gesamte Wertschöpfungskette der Stahlherstellung, von der Mine bis zum Stahlwerkstor, berücksichtigt. Je nach Annahme über die volkswirtschaftlichen Kosten des Klimawandels liegt der Schrottbonus zwischen 79 und 213 Euro pro Tonne Kohlenstoffstahlschrott sowie zwischen 158 und 502 Euro pro t Edelstahlschrott. Durch den Schrotteinsatz von 93,8 Mio. t in Europa wurden somit im Jahr 2018 Umweltkosten zwischen 7,4 und 20,0 Mrd. Euro eingespart.

Der Schrottbonus sollte Teil des Preismechanismus sein

Derzeit werden die Umweltbelastungen, die durch den Schrotteinsatz in der Stahlproduktion vermieden werden, unzureichend bepreist. Das gilt insbesondere in Entwicklungs- und Schwellenländern. Dadurch treffen Unternehmen und Konsumenten ineffiziente Entscheidungen, mit denen Wohlfahrtsverluste einhergehen. Aus diesem Grund erscheint es volkswirtschaftlich sinnvoll, den Schrottbonus in den Preismechanismus zu integrieren.

Die Internalisierung des Schrottbonus sollte Teil einer europäischen Dekarbonisierungsstrategie für den Stahlsektor sein

Mit dem Europäischen Emissionshandelssystem (EU ETS) besteht bereits ein Instrument, das Treibhausgasemissionen effektiv und effizient reduziert. Allerdings erscheint es sinnvoll, das EU ETS um weitere Maßnahmen zu ergänzen und eine europäische Dekarbonisierungsstrategie für den Stahlsektor zu entwickeln. Beispielsweise könnten flankierende Maßnahmen die Emissionen berücksichtigen, die bei der Fertigung importierter Vorleistungen entstehen, und Wettbewerbsnachteile der europäischen

Stahlindustrie ausgleichen. Es bedarf weiterer Analysen, um solche Maßnahmen auszuarbeiten. Darüber hinaus könnte eine gezielte Förderung von Forschung und Entwicklung das Schrottangebot stärken. Im Rahmen einer europäischen Dekarbonisierungsstrategie könnten die positiven ökologischen Wirkungen des Schrotteinsatzes abgegolten werden.

Fazit

Die Wettbewerbsbedingungen der Stahlrecyclingwirtschaft sollten verbessert werden

Auch in Abwesenheit einer europäischen Dekarbonisierungsstrategie für den Stahlsektor können die Wettbewerbsbedingungen der Stahlrecyclingwirtschaft verbessert werden. Beispielsweise könnte ein Ausbau der Schieneninfrastruktur den Transport von Schrotten einfacher und umweltfreundlicher gestalten. Die Straffung von Verwaltungs- und Genehmigungsprozessen könnte die Kosten der Stahlrecyclingwirtschaft und damit die Preise von Stahlschrotten senken. Somit könnten gleichzeitig Treibhausgasemissionen eingespart, zirkuläre Wirtschaftskonzepte gestärkt und Beschäftigung gesichert werden.

6
Literaturverzeichnis

Ahlroth, Sofia (2014): The use of valuation and weighting sets in environmental impact assessment. In: SI:Packaging Waste Recycling 85, S. 34–41. DOI: 10.1016/j.resconrec.2013.11.012.

Ahlroth, Sofia; Finnveden, Göran (2011): Ecovalue08–A new valuation set for environmental systems analysis tools. In: Journal of Cleaner Production 19 (17), S. 1994–2003.

Arens, Marlene; Worrell, Ernst; Eichhammer, Wolfgang; Hasanbeigi, Ali; Zhang, Qi (2017): Pathways to a low-carbon iron and steel industry in the medium-term – the case of Germany. In: Journal of Cleaner Production 163, S. 84–98.

Bartos, Ralf; Brockmann, Stefanie; Fandrich, Reinhard; Endemann, Gerhard; Heinzel, Sabine; Keul, Christoph et al. (2015): Stahlfibel. Düsseldorf: Verlag Stahleisen.

BCG; VDEh (2013): Steel's Contribution to a Low-Carbon Europe 2050. Technical and Economic Analysis of the Sector's CO2 Abatement Potential.

BDSV (2010): Stahlschrottsortenliste. Online verfügbar unter https://www.bdsv.org/fileadmin/service/gesetze_und_regelwerke/sortenliste_de.pdf, zuletzt aktualisiert am 01.01.2010, zuletzt geprüft am 29.07.2019.

BIR (2019): World Steel Recycling in Figures 2014-2018.

BMVI (2019): Verkehr in Zahlen 2018/2019. Durchschnittlicher Kraftstoffverbrauch von Pkw und Kombi. Flensburg: Kraftfahrt-Bundesamt.

Böhringer, Christoph; Balistreri, Edward J.; Rutherford, Thomas F. (2012): The role of border carbon adjustment in unilateral climate policy: Overview of an Energy Modeling Forum study (EMF 29). In: The Role of Border Carbon Adjustment in Unilateral Climate Policy: Results from EMF 29 34, S. S97-S110.

Böhringer, Christoph; Carbone, Jared C.; Rutherford, Thomas F. (2016): The Strategic Value of Carbon Tariffs. In: American Economic Journal: Economic Policy 8 (1), S. 28–51.

Chen, Wenying; Yin, Xiang; Ma, Ding (2014): A bottom-up analysis of China's iron and steel industrial energy consumption and CO2 emissions. In: Applied Energy 136, S. 1174–1183.

Cooper, Richard N. (2017): The Case for Pricing Greenhouse Gas Emissions. In: Peter Cramton, David J. C. MacKay, Axel Ockenfels und Steven Stoft (Hg.): Global Carbon Pricing. The Path to Climate Cooperation. Cambridge: The MIT Press, S. 91–98.

Cramton, Peter; Ockenfels, Axel; Stoft, Steven (2017): Global Carbon Pricing. In: Peter Cramton, David J. C. MacKay, Axel Ockenfels und Steven Stoft (Hg.): Global Carbon Pricing. The Path to Climate Cooperation. Cambridge: The MIT Press.

Damuth, Robert J. (2011): Estimating the Price Elasticity of Ferrous Scrap Supply.

DB Cargo (2017): Informationen für den sachgemäßen Umschlag und Transport von Schrott. Berlin: DB Mobility Logistics.

Ellen MacArthur Foundation; Stiftungsfonds für Umweltökonomie und Nachhaltigkeit; McKinsey Center for Business and Environment. (2015): Growth Within: a circular economy vision for a competitive Europe.

Eurostat (2019a): EU trade since 1988 by HS2,4,6 and CN8 [DS-645593], zuletzt aktualisiert am 16.07.2019, zuletzt geprüft am 30.07.2019.

Eurostat (2019b): Greenhouse gas emissions by source sector [env_air_gge]. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/env_air_gge_esms.htm, zuletzt aktualisiert am 11.06.2019, zuletzt geprüft am 08.08.2019.

Guinée, Jeroen B. (2002): Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards: Springern.

GVM (2017): Recycling-Bilanz für Verpackungen. Berichtsjahr 2016.

Hasanbeigi, Ali; Arens, Marlene; Cardenas, Jose Carlos Rojas; Price, Lynn; Triolo, Ryan (2016): Comparison of carbon dioxide emissions intensity of steel production in China, Germany, Mexico, and the United States. In: Resources, Conservation and Recycling 113, S. 127–139.

Haupt, Melanie; Vadenbo, Carl; Zeltner, Christoph; Hellweg, Stefanie (2017): Influence of Input-Scrap Quality on the Environmental Impact of Secondary Steel Production. In: Journal of Industrial Ecology 21 (2), S. 391–401.

Held, Benjamin (2018): Auswirkungen der Internalisierung externer Kosten des Konsums - Eine empirische Analyse der sozialen Verteilungswirkungen. Heidelberg.

Helmus, Manfred; Randel, Anne (2015): Sachstandsbericht zum Stahlrecycling im Bauwesen.

Hiebel, M. (2019): Persönliche Kommunikation.

Hiebel, M.; Nühlen, J. (2016): Technische, ökonomische, ökologische und gesellschaftliche Faktoren von Stahlschrott (Zukunft Stahlschrott). Oberhausen: Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT.

Hiebel, M.; Pflaum, Hartmut; Dresen, Boris (2010): Vergleichende CO2-Bilanzierung der Edelstahlverwertungsprozesse der Oryx Stainless Gruppe.

Hu, Chang-qing; Chen, Li-yun; Zhang, Chun-xia; Qi, Yuan-hong; Yin, Rui-yu (2006): Emission Mitigation of CO2 in Steel Industry: Current Status and Future Scenarios. In: Journal of Iron and Steel Research, International 13 (6), S. 38–52.

IEA (2019): World – Coal supply. IEA Coal Information Statistics (database), zuletzt geprüft am 26.07.2019.

International Nickel Study Group (2018): The World Nickel Factbook 2018.

ISSF (2019): Stainless Steel in Figures 2019.

Johnson, Jeremiah; Reck, B. K.; Wang, T.; Graedel, T. E. (2008): The energy benefit of stainless steel recycling. In: Energy Policy 36 (1), S. 181–192.

Keen, Michael; Kotsogiannis, Christos (2014): Coordinating climate and trade policies: Pareto efficiency and the role of border tax adjustments. In: Journal of International Economics 94 (1), S. 119–128.

Kuik, Onno; Hofkes, Marjan (2010): Border adjustment for European emissions trading: Competitiveness and carbon leakage. In: Energy Policy 38 (4), S. 1741–1748.

Licht, G.; Schnell, W. (1997): Externe Effekte, Finanzierungsrestriktionen und Forschungs- und Technologiepolitik. In: Blättel-Mink, B.; Renn, O. (Hg.): Zwischen Akteur und System. Die Organisierung von Innovation. VS Verlag für Sozialwissenschaften.

Lüning, Joachim (2019): Einteilung und Bedeutung des legierten Schrotts. BDSV Seminar Stahlrecycling. Mönchengladbach, 2019.

MacKay, D.; Cramton, P.; Ockenfels, A.; Stoft, Steven (2017): Price Carbon - I Will If You Will. In: Peter Cramton, David J. C. MacKay, Axel Ockenfels und Steven Stoft (Hg.): Global Carbon Pricing. The Path to Climate Cooperation. Cambridge: The MIT Press.

Mauss, Roland (2019): Persönliche Kommunikation.

Mengarelli, Marco; Neugebauer, Sabrina; Finkbeiner, Matthias; Germani, Michele; Buttol, Patrizia; Reale, Francesca (2017): End-of-life modelling in life cycle assessment—material or product-centred perspective? In: The International Journal of Life Cycle Assessment 22 (8), S. 1288–1301.

Mistry, Mark; Gediga, Johannes; Boonzaier, Shannon (2016): Life Cycle Assessment of Nickel Products. In: The International Journal of Life Cycle Assessment 21 (11), S. 1559–1572.

Monjon, Stéphanie; Quirion, Philippe (2011): Addressing leakage in the EU ETS: Border adjustment or output-based allocation? In: Ecological Economics 70 (11), S. 1957–1971.

Neugebauer, S.; Finkbeiner, M.; Volkhausen, W.; Mecke, S.; Endemann, G. (2013): Umweltbewertung von Stahl – neue Ökobilanz berücksichtigt Multirecycling des Werkstoffs. In: Stahl und Eisen (7), S. 49–55.

Neugebauer, Sabrina; Finkbeiner, Matthias (2012): Ökobilanz nach ISO 14040/44 für das Multirecycling von Stahl.

Nordhaus, William (2014): Estimates of the Social Cost of Carbon: Concepts and Results from the DICE-2013R Model and Alternative Approaches. In: Journal of the Association of Environmental and Resource Economists 1 (1/2), S. 273–312.

Nordhaus, William D. (2017): Revisiting the Social Cost of Carbon. In: Proceedings of the National Academy of Sciences 114 (7), S. 1518.

OECD (2018): Effective Carbon Rates 2018. Pricing Carbon Emissions Through Taxes and Emissions Trading. Paris: OECD Publishing.

Pauliuk, Stefan; Wang, Tao; Müller, Daniel B. (2013): Steel all over the world: Estimating in-use stocks of iron for 200 countries. In: Resources, Conservation and Recycling 71, S. 22–30.

Pizzol, Massimo; Weidema, Bo; Brandão, Miguel; Osset, Philippe (2015): Monetary valuation in Life Cycle Assessment: a review. In: Journal of Cleaner Production 86, S. 170–179.

PWC (2019): The road to circularity. Why a circular economy is becoming the new normal.

Reck, B. K.; Chambon, M.; Hashimoto, S.; Graedel, T. E. (2010). Global stainless steel cycle exemplifies China's rise to metal dominance. Environmental Science & Technology, 44(10), 3940-3946.

Reuter, Markus A.; van Schaik, Antoinette; Gediga, Johannes (2015): Simulation-based Design for Resource Efficiency of Metal Production and Recycling Systems: Cases - Copper Production and Recycling, e-Waste (LED Lamps) and Nickel Pig Iron. In: The International Journal of Life Cycle Assessment 20 (5), S. 671–693.

Rojas-Cardenas, Jose C.; Hasanbeigi, Ali; Sheinbaum-Pardo, Claudia; Price, Lynn (2017): Energy efficiency in the Mexican iron and steel industry from an international perspective. In: Journal of Cleaner Production 158, S. 335–348.

SVR (2019): Aufbruch zu einer neuen Klimapolitik. Wiesbaden.

Team Stainless; Yale University (2019): Comprehensive Multilevel Cycle of Stainless Steel in 2015. Final Report to Team Stainless.

Tol, Richard S. J. (2009): The Economic Effects of Climate Change. In: Journal of Economic Perspectives 23 (2), S. 29–51.

Tol, Richard S. J. (2018): The Economic Impacts of Climate Change. In: Review of Environmental Economics and Policy 12 (1), S. 4–25.

U.S. Geological Survey (2018): 2015 Minerals Yearbook. Chromium (16).

U.S. Geological Survey (2019a): Mineral Commodity Summaries Chromium. February 2019.

U.S. Geological Survey (2019b): Mineral Commodity Summaries Iron Ore. February 2019.

UBA (2018): Vergleich der durchschnittlichen Emissionen einzelner Verkehrsmittel im Güterverkehr. Bezugsjahr 2017, zuletzt aktualisiert am 13.11.2018, zuletzt geprüft am 08.08.2019.

UBA (2019): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 - 2018. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

UBA; BMU (2019): Jahresbericht über die Altfahrzeug-Verwertungsquoten in Deutschland im Jahr 2017.

UBA (2019): Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten. Kostensätze Stand 02/2019. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Wieners, Claudia Elisabeth (2018): God does not play DICE – but Bill Nordhaus does! What can models tell us about the economics of climate change? Online verfügbar unter https://blogs.egu.eu/divisions/cl/2018/12/03/god-does-not-play-dice-but-bill-nordhaus-does-what-can-models-tell-us-about-the-economics-of-climate-change/, zuletzt aktualisiert am 03.12.2018, zuletzt geprüft am 13.08.2019.

Wood Mackenzie (2019): Tsingshan Indonesia shakes up stainless steel markets in South East Asia. Online verfügbar unter https://www.woodmac.com/press-releases/tsingshan-indonesia-shakes-up-stainless-steel-markets-in-south-east-asia/, zuletzt aktualisiert am 15.06.2019, zuletzt geprüft am 24.07.2019.

World Steel Association (2017a): Life Cycle Inventory Methodology Report for Steel Products.

World Steel Association (2017b): Sustainability Indicator Reporting Guide 2017. Brüssel, Belgien.

World Steel Association (2019a): LCI Data for Steel Products. 2018 Data Release.

World Steel Association (2019b): World Steel in Figures 2019.

WV Stahl (2017): Fakten zur Stahlindustrie in Deutschland 2017. Düsseldorf: WV Stahl.

WV Stahl (2018): Anteil am Stahlbedarf in Deutschland (2017) in Prozent.

Yellishetty, Mohan; Mudd, Gavin M.; Ranjith, P. G.; Tharumarajah, A. (2011): Environmental life-cycle comparisons of steel production and recycling: sustainability issues, problems and prospects. In: Environmental Science & Policy 14 (6), S. 650–663.

Zink, Trevor; Geyer, Roland; Startz, Richard (2016): A Market-Based Framework for Quantifying Displaced Production from Recycling or Reuse. In: Journal of Industrial Ecology 20 (4), S. 719–729.