

STAHL-KREISLÄUFE

STAHL-KREISLÄUFE

Stahl als Enabler der Kreislaufwirtschaft aus der
Perspektive der Haushalte in Deutschland

Dr. Frank Pothen

PD Dr. Christian Growitsch

Fraunhofer-Institut für Mikrostruktur von Werkstoffen und Systemen IMWS
in Halle (Saale)

Projektnummer: 414085

Projektpartner: Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung (ZEW)

Zusammenfassung

Stahl ist der wichtigste metallische Werkstoff der Weltwirtschaft. Er wird in den Wertschöpfungsketten nahezu aller Güter des Alltags benötigt, selbst wenn er im Endprodukt nicht enthalten ist. Als langlebiges, korrosionsbeständiges und unbegrenzt recycelbares Material ist Stahl prädestiniert als Werkstoff der Kreislaufwirtschaft. Diese Studie verknüpft diese Eigenschaften des Stahls: Sie analysiert die Rolle von Stahl als Enabler und Produkt der Kreislaufwirtschaft aus der Perspektive von Haushalten in Deutschland.

Die Studie führt den Indikator »Stahlintensität des Konsums« ein. Dieser quantifiziert den Stahleinsatz, der zur Fertigung des privaten Konsums notwendig ist, über die gesamten Wertschöpfungsketten hinweg. Zwischen 1995 und 2015 lag die Stahlintensität des Konsums in Deutschland bei durchschnittlich 179,3 kg pro Einwohner und Jahr. Somit wurden in jedem Jahr etwa 180 kg Stahl eingesetzt, um die Konsumgüter des Durchschnittsbürgers zu fertigen. Dies entspräche einer Stahlkugel mit einem Durchmesser von 35,2 cm. Werden Konsum- und Investitionstätigkeit der öffentlichen Hand hinzuaddiert, steigt die Stahlintensität des Konsums auf 237,3 kg. Die Verteilung der Stahlintensität des Konsums zwischen den Haushalten ist relativ gleichmäßig.

Mehr als die Hälfte der Stahlintensität des Konsums sind mit dem Kauf und Betrieb von Fahrzeugen sowie dem Wohnen (Immobilien) verbunden. Für die Fertigung eines durchschnittlichen Automobils wurden, entlang der Wertschöpfungskette, 1.605 kg Stahl eingesetzt. Auch in der Herstellung anderer Güter kommt Stahl zum Einsatz. Pro Einwohner und Jahr wurden zwischen 1995 und 2015 durchschnittlich 8,3 kg Stahl für die Nahrungsmittelherstellung sowie 1,8 kg für Produkte und Dienstleistungen zur Körperpflege benötigt.

In Deutschland gefertigter Stahl geht in immer globalere Wertschöpfungsketten ein. Im Jahr 1995 wurden 60,7% der deutschen Stahlproduktion zur Fertigung von Gütern eingesetzt, die ihre letzte Verwendung im Ausland fanden. Im Jahr 2015 ist dieser Wert auf 80,2% angestiegen.

Mit der Stahlintensität des Konsums deutscher Haushalte waren CO₂-Emissionen in Höhe von 276,4 kg pro Einwohner und Jahr verbunden. Gleichzeitig hat die Stahlindustrie durch den Einsatz kreislaufwirtschaftlicher Konzepte Emissionen vermieden und Ressourcen geschont. Durch das Recycling von Stahlschrotten wurden zwischen 2011 und 2015 pro Einwohner und Jahr Kohlenstoffdioxidemissionen in Höhe von 117,4 kg vermieden sowie Eisenerzinputs von 75,9 kg eingespart. Während die deutsche Stahlindustrie in diesem Zeitraum 23,7% der inländischen Stahlintensität des Konsums produziert hat, zeichnete sie für 28,0% der durch Recycling vermiedenen Umweltbelastungen verantwortlich. Sie vermied also durch den Einsatz von Stahlschrotten überproportional Emissionen und Rohstoffeinsätze. Darüber hinaus dient Stahl als Input in die Herstellung weiterer Werkstoffe wie Glas und Papier, wo er zu hohen Recyclingraten beiträgt.

Illustrative Simulationen deuten an, dass die Langlebigkeit des Werkstoffs Stahl durch eine verstärkte Wiederverwendung und Refabrikation stahlintensiver Produkte besser ausgenutzt werden könnte. So könnten zusätzliche Emissionseinsparungen erreicht werden. Weitere Forschung ist notwendig, um Technologien, Rahmenbedingungen und Geschäftsmodelle zu entwickeln, mit denen diese weiteren Potentiale der Kreislaufwirtschaft gehoben werden können.

Executive Summary

Steel is the most important metallic material of the world economy. It is required in the supply chain of virtually every good, even if it is not contained in the final product. Steel is long-lived, resistant against corrosion, and can be recycled infinitely. It is predestined as a material of the circular economy. This study connects these properties of the steel: Taking the perspective of households in Germany, it analyses steel's role as an enabling factor of the circular economy.

The study introduces the indicator »steel intensity of consumption«. It quantifies all steel inputs required to produce the consumption goods of households along the value chains. Between 1995 and 2015, Germany exhibited an average steel intensity of consumption of 179.3 kg per inhabitant per year. Thus, about 180 kg of steel were used every year to produce the average citizen's consumption bundle. This corresponds to a steel sphere with a diameter of 35.2 cm. Adding public consumption and investment increases the steel intensity of consumption to 237.3 kg. The results indicate a fairly equal distribution of the steel intensity of consumption.

More than half of the steel intensity of consumption can be attributed to the purchase and operation of vehicles as well as habitation. 1,605 kg of steel are required along the value chain to manufacture the average car. Steel is also used to manufacture other goods: Between 1995 and 2015, 8.3 kg of steel per inhabitant per year of steel were used produce food as well as 1.8 kg to make products and services for personal care.

German steel enters increasingly global value chains. In 1995, about 60.7% of German steel production was used to manufacture goods whose final demand took place abroad. This value increased to 80.2% in 2015.

CO₂ emissions of 276.4 kg per inhabitant per year were associated with German households' steel intensity of consumption. Employing circular economy concepts, the steel sector has simultaneously avoided emissions and saved resources. Between 2011 and 2015, recycling steel scrap has reduced carbon dioxide emissions by 117.4 kg and iron ore inputs by 75.9 kg per inhabitant per year. While the German steel sector has produced 23.7% of the domestic steel intensity of consumption, it was responsible for 28.0% of the environmental pressures avoided due to recycling. It has, thus, reduced emissions and raw material inputs more than proportionally. Serving as an input in the production of other materials such as glass and paper, it contributes to their high recycling rates.

Illustrative simulations indicate that steel's longevity can be utilized more effectively by augmenting reuse and remanufacturing of steel-intensive products. Thereby, additional emission reductions can be achieved. Further research is necessary to develop technologies, economic frameworks and business models which allow for utilizing these additional potentials of the circular economy.

Inhalt

1	Einleitung.....	6
2	Stahl in der Kreislaufwirtschaft	8
2.1	Was ist Stahl?	8
2.2	Wofür wird Stahl verwendet?	10
2.3	Was ist eine Kreislaufwirtschaft?	11
2.4	Welche Rolle hat Stahl in der Kreislaufwirtschaft?	12
3	Stahlintensität des Konsums.....	16
3.1	Methodik	16
3.2	Stahl in den Wertschöpfungsketten von Produkten	20
3.3	Stahlintensität des Konsums in Deutschland	24
3.4	Stahl aus Deutschland in globalen Wertschöpfungsketten.....	28
4	Stahlrecycling und Emissionen	30
4.1	Methodik	30
4.2	Stahlintensität des Konsums und CO ₂ -Emissionen	32
4.3	Vermiedene Umweltbelastungen durch Recycling	35
4.4	Emissionen nach dem Multi-Recycling-Ansatz	37
5	Wiederverwendung und Refabrikation von Stahl	39
5.1	Methodik	39
5.2	Refabrikation	39
5.3	Wiederverwendung.....	40
6	Fazit.....	42
7	Literaturverzeichnis	43

1 Einleitung

Mit einer jährlichen Produktion von mehr als 1,6 Milliarden Tonnen ist Stahl der wichtigste metallische Werkstoff der Weltwirtschaft. Allein in Deutschland werden pro Jahr mehr als 42 Millionen Tonnen (Mt) Rohstahl erzeugt. Damit ist die Bundesrepublik der größte Stahlhersteller in der Europäischen Union und liegt im weltweiten Vergleich auf dem siebten Platz.

Die Stahlindustrie in Deutschland beschäftigt etwa 120.000 Menschen und generiert eine Wertschöpfung von 9,2 Milliarden Euro (Statistisches Bundesamt 2018a).¹ Ihre volkswirtschaftliche Bedeutung geht jedoch noch darüber hinaus: Mit jedem Arbeitsplatz in der Stahlindustrie sind 5,5 weitere in den vorgelagerten Wertschöpfungsstufen verbunden (RWI 2015).

Stahl ist ein zentraler Werkstoff in industriellen Wertschöpfungsketten. In Maschinen, Gebäuden oder Fahrzeugen verbaut wird er in fast allen Produktionsprozessen benötigt. Darüber hinaus sind eine große Zahl von Arbeitsplätzen direkt oder indirekt mit der Stahlherstellung verbunden. Die Bedeutung von Stahl für den Alltag ist jedoch nicht auf den ersten Blick sichtbar. Große Teile der globalen Stahlproduktion werden zur Fertigung von Maschinen, Gebäuden und Infrastruktur eingesetzt. Diese werden in immer komplexeren internationalen Wertschöpfungsketten dazu genutzt, Güter herzustellen, die oft selbst keinen Stahl enthalten.

Stahl ist ein permanentes Material, das beliebig oft ohne Qualitätsverluste recycelt werden kann und aus dem langlebige Produkte gefertigt werden. Damit ist er prädestiniert als Werkstoff einer Kreislaufwirtschaft. Gleichzeitig entstehen etwa 7% der globalen CO₂-Emissionen in der Eisen- und Stahlherstellung. Dadurch wird Stahl zum Schlüsselwerkstoff der Kreislaufwirtschaft.

Auf der Pariser Klimaschutzkonferenz im Dezember 2015 hat sich die Weltgemeinschaft dazu verpflichtet, den Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur gegenüber dem vorindustriellen Niveau auf deutlich unter 2°C zu begrenzen. Auf der UN-Klimakonferenz 2018 im polnischen Katowice wurden weitere Maßnahmen zur Erreichung dieser Ziele beschlossen. Die Europäische Union strebt an, ihre Treibhausgasemissionen bis 2050 um 80 bis 95% gegenüber dem Jahr 1990 zu reduzieren. Gleichzeitig schätzt das International Resource Panel der Vereinten Nationen, dass sich die jährliche Inanspruchnahme von Rohstoffen von heute 90 Milliarden Tonnen bis 2050 verdoppeln könnte (IRP 2017).

Die Transformation der globalen Ökonomie in eine Kreislaufwirtschaft kann einen substantiellen Beitrag dazu leisten, den Klimawandel zu begrenzen sowie die Ressourcen des Planeten zu schonen. Die Kreislaufwirtschaft ist gekennzeichnet durch geschlossene Stoffkreisläufe, eine möglichst hochwertige Wiederverwertung von Produkten am Ende ihres Lebenszyklus sowie einen sparsamen Einsatz von Energie und Rohstoffen.

¹ In dieser Studie werden die Begriffe Sektoren, Industrien und Wirtschaftszweige synonym verwendet. Der Stahlsektor umfasst die Wirtschaftszweige Erzeugung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen (WZ08-24.1), Herstellung von Stahlrohren, Rohrform-, Rohrverschluss- und Rohrverbindungsstücken aus Stahl (WZ08-24.2) sowie sonstige erste Bearbeitung von Eisen und Stahl (WZ08-24.3).

Die vorliegende Studie verknüpft die Bedeutung von Stahl für den Alltag mit seinem Beitrag zur Kreislaufwirtschaft. Sie untersucht die Rolle von Stahl als Enabler und Produkt der Kreislaufwirtschaft aus der Perspektive von privaten Haushalten in Deutschland. Sie quantifiziert die Bedeutung des Werkstoffs Stahl für den Konsum und analysiert, welche Auswirkungen die Implementierung der Kreislaufwirtschaft im Stahlsektor bereits heute hat. Darüber hinaus illustriert sie, wie das Konzept der Kreislaufwirtschaft noch weitergehender implementiert werden kann. Dabei geht die Studie in drei Schritten vor.

Im ersten Schritt wird die »Stahlintensität des Konsums« als konsumbasierter Indikator für die Bedeutung von Stahl eingeführt. Sie quantifiziert die durch den Konsum eines Haushaltes oder einer Gruppe von Haushalten induzierte Stahlproduktion. In beiden Fällen wird der gesamte Stahlinput entlang der Wertschöpfungskette berücksichtigt. Dazu werden volkswirtschaftliche Input-Output-Tabellen, Daten zur weltweiten Stahlproduktion sowie Informationen über die Konsumausgaben von Haushalten aus der Einkommens- und Verbrauchsstichprobe (EVS) kombiniert. Die Stahlintensität des Konsums illustriert somit die Bedeutung von Stahl für den Alltag von Haushalten in Deutschland.

Ein konsumbasierter Ansatz ist hilfreich, um die Bedeutung des Werkstoffs Stahl für die Befriedigung von Konsumbedürfnissen zu bestimmen. Ein solcher stellt nicht den Input von Stahl in den Produktionsprozess in den Mittelpunkt, sondern seine Rolle für den Endkonsum. Mit der Stahlintensität des Konsums wird in dieser Studie ein Indikator entwickelt, der den Einsatz von Stahl entlang der gesamten Wertschöpfungskette aufzeichnet und damit den für die Fertigung von Produkten genutzten Stahl systematisch berechnet.

Der zweite Schritt quantifiziert die mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen Emissionen von Kohlenstoffdioxid (CO₂) sowie die durch die Verwendung von Stahlschrott vermiedenen CO₂-Emissionen und Rohstoffverbräuche. Dazu wird der Einsatz von Schrott in der Rohstahlproduktion in ausgewählten stahlproduzierten Ländern mit Daten zu vermiedenen Umweltbelastungen durch Recycling auf Basis von Lebenszyklusanalysen kombiniert. Diese Zahlen werden auf die Haushaltsebene umgelegt, wodurch die Verbindung von Stahlrecycling und dem privaten Konsum sichtbar werden.

Der dritte Schritt widmet sich den Auswirkungen einer verstärkten Refabrikation und Wiederverwendung von stahlintensiven Produkten. Dazu werden, auf Basis der vorhergehenden Schritte, illustrative Szenarien berechnet. Diese zeigen erste produkt-spezifische Potentiale auf und können als Grundlage für weitere wissenschaftliche Untersuchungen dienen.

Die vorliegende Studie ist wie folgt strukturiert. Kapitel 2 beschreibt den Werkstoff Stahl und skizziert seine Herstellung sowie seine Anwendungsfelder. Darüber hinaus konkretisiert es den Begriff der Kreislaufwirtschaft und illustriert, wie kreislaufwirtschaftliche Konzepte beim Stahl zum Einsatz kommen. In Kapitel 3 wird die Rolle von Stahl als Vorleistung entlang der Wertschöpfungskette dargestellt sowie die Stahlintensität des Konsums in Deutschland berechnet. Kapitel 4 zeigt, welche CO₂-Emissionen mit der Stahlintensität des Konsums verbunden sind und welche Umweltbelastungen durch den Einsatz von Schrotten vermieden werden. Das Kapitel 5 zeigt illustrative Szenarien zur Refabrikation und Wiederverwendung von Stahlprodukten. Kapitel 6 zieht ein Fazit.

2 Stahl in der Kreislaufwirtschaft

2.1 Was ist Stahl?

Bei Stahl handelt es sich gemäß DIN-Norm EN 10020 um einen Werkstoff, »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 kann sowohl kalt als auch warm umgeformt, gegossen, zerspant und geschweißt werden. Er ist hart, schlagzäh und robust gegenüber Korrosion. Durch die Zugabe von Legierungselementen wie Chrom, Nickel oder Molybdän sowie durch thermische und mechanische Bearbeitung können maßgeschneiderte Stähle für verschiedenste Anwendungen hergestellt werden. Diese Vielfalt findet in den ca. 3.500 Stahlsorten Ausdruck, die laut der World Steel Association mittlerweile produziert werden.

Im Jahr 2017 wurden weltweit 1.689 Mt Rohstahl hergestellt, etwa die Hälfte davon in der Volksrepublik China (831,7 Mt). Die deutsche Stahlproduktion lag bei 43,4 Mt (World Steel Association 2018c). Abbildung 1 zeigt die Entwicklung der globalen Rohstahlproduktion von 1950 bis 2017. Sie stieg in diesem Zeitraum von etwa 190 Mt auf fast 1.700 Mt. Allein zwischen 2002 und 2012 hat sich die Rohstahlproduktion von ca. 905 Mt auf 1.560 Mt fast verdoppelt. Dieser Anstieg ist in erster Linie auf eine starke Ausweitung der Produktion in China zurückzuführen.

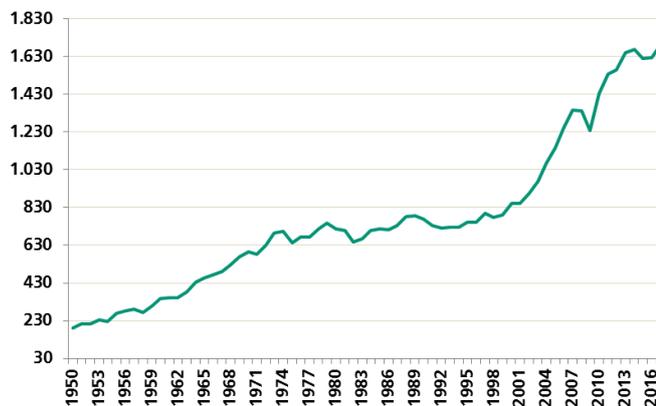


Abbildung 1: Globale Rohstahlproduktion von 1950 bis 2017 in Mt. Quelle: World Steel Association (2018c), eigene Darstellung

Stahl wird heute nahezu ausschließlich in zwei Produktionsverfahren hergestellt, die auch als Verfahrensrouten bezeichnet werden (World Steel Association 2017b): Der Hochofen-Route (auch Hochofen-Konverter-Route) und der Elektrostahlroute (auch Lichtbogenofen-Route). Im Folgenden werden die beiden Verfahrensrouten skizziert. Dabei stützt sich diese Studie stark auf Bartos et al. (2015), welche die in der Stahlherstellung eingesetzten Technologien im Detail darstellen.

In der Hochofenroute wird Stahl in zwei Schritten hergestellt. Zuerst werden Eisenerze im namensgebenden Hochofen in Roheisen umgewandelt. Hochöfen sind häufig ca. 35 Meter hohe Schachtöfen. Diese arbeiten kontinuierlich: Ein als Ofenreise bezeichnetes Produktionsintervall dauert etwa 20 Jahre. Bei den wirtschaftlich bedeutsamen Eisenerzen handelt es sich um Eisenoxide, also um Verbindungen von Eisen und Sauerstoff, die üblicherweise mit Hilfe eines kohlenstoffhaltigen Reduktionsmittels

voneinander getrennt werden. Als Reduktionsmittel wird in erster Linie Koks eingesetzt, der durch Verkoken, also durch Erhitzen unter Luftabschluss, aus Steinkohle hergestellt wird. In einer exothermen Reaktion verbindet sich der Kohlenstoff mit dem in den Erzen enthaltenen Sauerstoff im Hochofen zu CO_2 . Darüber hinaus bleibt ein Teil der unerwünschten Bestandteile des Erzes in der Schlacke zurück. Endprodukt im Hochofen ist Roheisen mit einem Kohlenstoffgehalt von ca. 4,0% bis 4,7%.

Das harte aber spröde und schwer zu bearbeitende Roheisen wird im zweiten Schritt der Hochofenroute in einem Konverter in Rohstahl umgewandelt. Dazu wird in dem als »Frischen« bezeichneten Prozess reiner Sauerstoff in das flüssige Roheisen eingeblasen, der sich mit den darin enthaltenen Verunreinigungen verbindet. Der im Roheisen enthaltene Kohlenstoff entweicht als Gas (CO_2), während andere Verunreinigungen (beispielsweise Silizium, Phosphor) in der Schlacke gebunden werden. Das Frischen ist ein exothermer Prozess, bei dem Temperaturen von bis zu 3.000°C erreicht werden. Zur Regelung der Temperaturen im Konverter wird Stahlschrott hinzugegeben. Somit wird auch in der Hochofenroute Stahl recycelt.

In der Elektrostahlroute wird elektrische Energie genutzt, um Stahl zu erzeugen. Dazu werden Lichtbogenöfen eingesetzt, in denen in erster Linie Schrotte eingeschmolzen werden.¹ Aufgrund hoher Kosten war die Elektrostahlroute zuerst hochwertigen Edeltählen vorbehalten. Kontinuierliche Effizienzsteigerungen haben jedoch dazu geführt, dass heute ca. 28,0% der globalen Stahlproduktion in Lichtbogenöfen erzeugt wird (World Steel Association 2018c). In Deutschland hatte die Elektrostahlroute im Jahr 2017 einen Anteil von 28,8% an der Stahlproduktion, im Vergleich zu 68,4% in den USA und 9,0% in China. Diese Zahlen spiegeln historische Entwicklungen, die Verfügbarkeit von Schrotten, aber auch Energiepreisunterschiede wider.

In der Hochofenroute wird Stahl in erster Linie aus Primärrohstoffen hergestellt, während in der Elektrostahlroute überwiegend Schrotte recycelt werden. Beide Verfahrensrouten ergänzen einander in der globalen Stahlproduktion. Aktuelle Studien deuten an, dass dies auch in Zukunft der Fall sein wird. Pauliuk et al. (2013a) schätzen, dass die weltweite Stahlnachfrage bis zum Jahr 2100 auf ca. 2.000 Mt pro Jahr ansteigen wird. Zwar wird in einigen Regionen, darunter auch Europa, das Schrottangebot die Stahlnachfrage übersteigen. Doch aufgrund fortgesetzten Wirtschafts- und Bevölkerungswachstums in Afrika und Asien wird weiterhin Stahl aus Primärrohstoffen benötigt. Es ist zu erwarten, dass der überwiegende Anteil des Stahls bis Mitte des Jahrhunderts in der Hochofenroute erzeugt wird (Oda et al. 2013). Bis mindestens zum Ende des Jahrhunderts werden sowohl die Hochofen- als auch die Elektrostahlroute eingesetzt (Pauliuk et al. 2013a).

Die wichtigsten in der Stahlproduktion eingesetzten Rohstoffe sind Eisenerz, Koks sowie Stahlschrott. Eisen (Elementsymbol Fe) ist das chemische Element mit der Ordnungszahl 26. Es ist, nach Sauerstoff, Silizium und Aluminium, das vierthäufigste Element in der Erdkruste. Wirtschaftliche Verwendung finden vor allem die sauerstoffhaltigen Eisenerze Magnetit (Fe_3O_4) und Hämatit (Fe_2O_3). Im Jahr 2017 wurden 2.400 Mt Eisenerz mit einem Eisengehalt von 1.500 Mt gefördert. Die Förderung fand insbesondere in Australien (880 Mt), Brasilien (440 Mt) und China (340 Mt) statt. Die Reserven von Eisenerz, also die Menge, die zu heutigen Preisen und mit heutiger Technologie wirtschaftlich gefördert werden könnte, liegt bei 170.000 Mt mit einem Eisengehalt von 83.000 Mt (USGS 2018).

¹ Neben Schrotten wird in Lichtbogenöfen auch Eisenschwamm (direct reduced iron) zu Stahl verarbeitet.

Koks ist ein hartes und poröses Kohleprodukt, das als Reduktionsmittel im Hochofen dient. Er wird durch Erhitzen unter Luftabschluss überwiegend aus schwefelarmer Steinkohle hergestellt. In diesem Prozess werden flüchtige Bestandteile der Kohle ausgetrieben. Im Jahr 2015 wurden weltweit 930,5 Mt Kohle verkocht, davon etwa zwei Drittel (606,4 Mt) in China (IEA 2017). Die globalen Steinkohlereserven belaufen sich auf 718 Milliarden Tonnen, davon allein 221 Milliarden Tonnen in den USA. In Europa verfügt Polen mit ca. 20 Milliarden Tonnen über die größten Steinkohlereserven (BP 2018). Allerdings weist nur ein Teil dieser Reserven die für die Koksherstellung notwendige Qualität auf. Diese Zahlen deuten an, dass die Erschöpfung der Rohstoffvorkommen weder bei Eisenerzen noch bei Koks ein dringendes Problem darstellt.

Stahlschrott ist der dritte wichtige Rohstoff der Stahlherstellung. Üblicherweise werden drei Arten von Schrotten unterschieden: Kreislaufschrött aus der Stahlherstellung selbst, Neuschrott aus der (stahlverarbeitenden) Industrie sowie Altschrott. Letzterer fällt am Ende der Lebenszeit von Produkten an und muss sortiert sowie aufbereitet werden, um den Ansprüchen der Stahlherstellung zu genügen (Yellishetty et al. 2011). In den sieben wichtigsten stahlproduzierenden Regionen China, EU-28, USA, Japan, Südkorea, Türkei und Russland wurden im Jahr 2015 insgesamt 555 Mt Schrott in der Stahlproduktion eingesetzt. Die Schrotteinsatzquote, das Verhältnis zwischen Schrottinput und Rohstahlproduktion, schwankt international erheblich. In der EU-28 lag sie im Jahr 2015 bei 54,5%, in den USA bei 71,7%, in China dagegen bei nur 10,4% (Bureau of International Recycling 2017).

2.2 Wofür wird Stahl verwendet?

Eine Vielzahl von Produkten wird aus Stahl gefertigt. Dazu gehören hochfeste Bleche in der Automobilfertigung, hitzeresistente Stähle im Kraftwerkskesseln oder nichtrostende Stähle in Kochtöpfen. Abbildung 2 stellt die Anteile der wichtigsten Anwendungsfelder für Stahl in Prozent der gesamten Stahlnutzung dar, weltweit (linke Seite) und in Deutschland (rechte Seite).

Auf globaler Ebene wird etwa die Hälfte der Stahlproduktion zur Errichtung von Gebäuden und Infrastruktur eingesetzt. 16% werden im Maschinenbau benötigt sowie weitere 13% im Automobilbau. In die Fertigung von Metallwaren wie Weißblechverpackungen gehen 11% der globalen Stahlproduktion ein. Die verbleibenden 10% teilen sich auf andere Anwendungen wie zum Beispiel den Schiffsbau oder die Herstellung von Haushaltsgeräten auf.

Die rechte Seite von Abbildung 2 zeigt die Anwendungsfelder von Stahl in Deutschland im Jahr 2015. Auch in der Bundesrepublik ist die Bauwirtschaft der mengenmäßig wichtigste Abnehmer von Stahl. Allerdings ist ihr Anteil deutlich kleiner als auf globaler Ebene. Etwa 35% der Stahlproduktion wird in Gebäuden und Infrastruktur verbaut. Die Automobilfertigung hat dagegen einen, im internationalen Vergleich, sehr großen Anteil von 26%. Für Metallwaren und im Maschinenbau werden 12% beziehungsweise 11% des in Deutschland erzeugten Stahls eingesetzt.

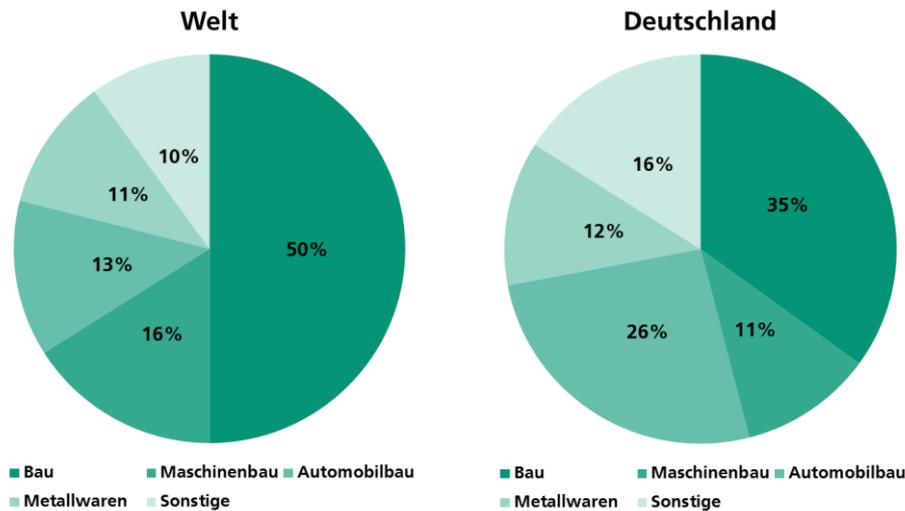


Abbildung 2: Anwendungsbereiche von Stahl im Jahr 2015 weltweit (links) und in Deutschland (rechts). Quelle: Wirtschaftsvereinigung Stahl, World Steel Association, eigene Darstellung

Abbildung 2 illustriert, dass ein großer Teil der Stahlproduktion zur Fertigung von Vorleistungsgütern eingesetzt wird. Während der in Verpackungen oder Automobilen enthaltene Stahl für Konsumenten wahrnehmbar ist, ist er in Maschinen, Gebäuden oder Infrastruktur nicht im Alltag erlebbar. Nichts desto weniger ist Stahl auch für die Herstellung vieler Produkte unverzichtbar, die ihn nicht selbst enthalten. Eine Tomate beinhaltet beispielsweise keinen Stahl. Allerdings bestehen sowohl Landmaschinen als auch die Treibhäuser, in denen Tomaten gezüchtet werden, teilweise aus Stahl. Auch in anderen Teilen der Wertschöpfungskette, beispielsweise im Transport und im Handel, dient Stahl mittelbar oder unmittelbar als Vorleistung.

2.3 Was ist eine Kreislaufwirtschaft?

Die wissenschaftliche Literatur kennt eine Vielzahl von Definitionen für den Begriff Kreislaufwirtschaft (Korhonen et al. 2018). Drei Kerncharakteristika, die den Definitionen gemein sind, können jedoch hervorgehoben werden.

Erstens werden Konsum- und Produktionsprozesse in Kreisläufen gedacht. Die Reststoffe in der Fertigung eines Gutes dienen als Rohstoffe in der Herstellung eines anderen. Produkte, die das Ende ihrer Lebensdauer erreichen, werden dem Kreislauf erneut zugeführt. Zweitens wird angestrebt, Güter mit möglichst geringen Veränderungen wieder in den Kreislauf zu integrieren. Beispielsweise lassen sich Energieverbräuche reduzieren, wenn Bauteile eines Automobils unverändert wiederverwendet werden anstatt sie vorher einzuschmelzen. Drittens wird angestrebt, den Energieverbrauch und den Rohstoffeinsatz in Produktionsprozessen zu reduzieren. Dadurch können wiederum Emissionen und Ressourcenverbräuche verringert werden.

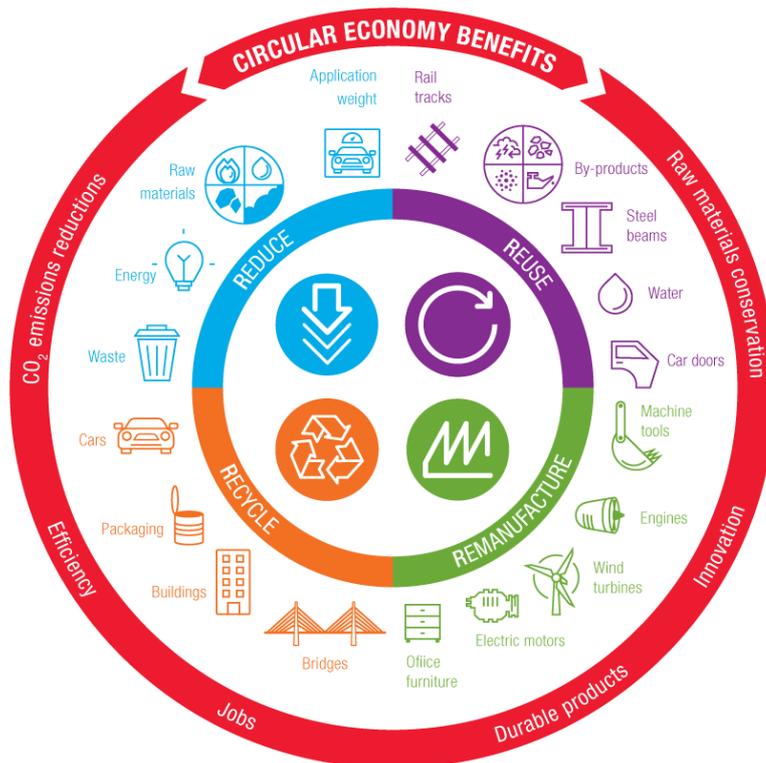


Abbildung 3: Das 4R-Konzept der Kreislaufwirtschaft. Quelle: World Steel Association

Diese Studie greift auf das 4R-Konzept der World Steel Association zurück, um die Idee der Kreislaufwirtschaft zu systematisieren. Das 4R-Konzept ist auf den Werkstoff Stahl zugeschnitten und bietet daher eine passende Grundlage für die weiteren Analysen. Abbildung 3 skizziert das 4R-Konzept graphisch. Im Folgenden werden die vier Aspekte des Konzepts definiert (World Steel Association 2016).

Reduce (Reduktion):

Verringerung der Mengen an Rohstoffen, Energie und anderen Ressourcen zur Stahlproduktion sowie des Gewichts des Stahls in Produkten.

Reuse (Wiederverwendung):

Wiederverwenden eines Objekts oder Materials, entweder für denselben oder einen ähnlichen Zweck, ohne die Form des Objekts oder Materials signifikant zu verändern.

Remanufacture (Refabrikation):

Wiederherstellen des neuwertigen Zustandes eines Stahlprodukts.

Recycle (Rezyklierung):

Einschmelzen des Stahlprodukts am Ende seiner Lebenszeit zur Produktion von neuem Stahl.

2.4 Welche Rolle hat Stahl in der Kreislaufwirtschaft?

Der Werkstoff Stahl wird traditionell in Kreisläufen genutzt. Dies geht über das Recycling von Stahlprodukten hinaus und umfasst alle vier Aspekte des 4R-Konzepts.

Auf der Inputseite hat der Stahlsektor in den vergangenen Jahren und Jahrzehnten den Bedarf an Energie, Material und Ressourcen pro gefertigter Tonne Stahl deutlich reduziert. In Deutschland konnte beispielsweise der Output von Walzstahl relativ zum

Einsatz von Eisenerzen von 65% im Jahr 1960 auf ca. 93% im Jahr 2016 gesteigert werden. Im gleichen Zeitraum wurde der Reduktionsmitteleinsatz von mehr als 800 kg pro Tonne Roheisen auf 502 kg reduziert. Zwischen 1983 und 2014 hat der Stahlsektor in Deutschland den Wasserverbrauch pro Tonne Rohstahl von 35,5 m³ auf 8,3 m³ gesenkt (Wirtschaftsvereinigung Stahl 2017). Abbildung 4 stellt den Energieverbrauch pro hergestellter Tonne Rohstahl in Deutschland zwischen 1960 und 2016 (1960 = 1) dar. Sie illustriert, dass der Energieeinsatz pro Tonne Rohstahl in diesem Zeitraum um etwa 40% verringert werden konnte.

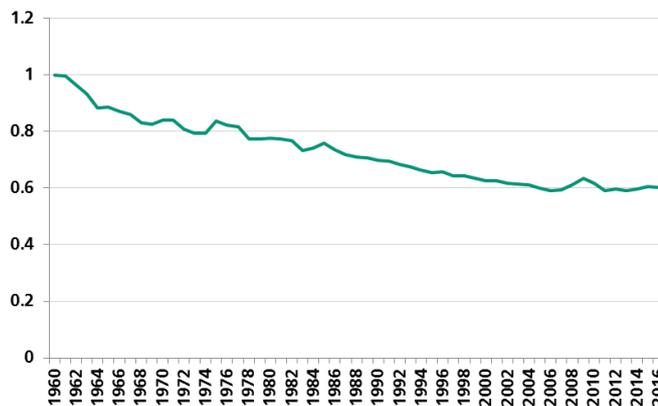


Abbildung 4: Entwicklung des Energieverbrauchs pro Tonne Rohstahl in Deutschland (1960 = 100).

Quelle: Wirtschaftsvereinigung Stahl, eigene Darstellung

Auf der Nutzungsseite können durch neuartige Stahlsorten Gewichtseinsparungen erzielt werden, durch die beispielsweise leichtere und damit treibstoffsparende Automobile gefertigt werden können. Moderne hochfeste Stahlsorten ermöglichen Gewichtseinsparungen von bis zu 40% gegenüber konventionellen Stählen (World Steel Association 2016).

Stahl gehört zu den am meisten rezyklierten Werkstoffen (Graedel et al. 2011). Bei den Schrotten, die in den Wertstoffkreislauf zurückkehren, werden drei Typen unterschieden: Kreislaufschrott fällt direkt in den Produktionsprozessen von Stahlwerken und Gießereien an. Seine Zusammensetzung ist genau bekannt und er ist frei von Verunreinigungen. Daher wird er nahezu vollständig rezykliert.

Als Neuschrott werden Schrotte der stahlverarbeitenden Industrie bezeichnet, zum Beispiel Späne oder Verschnittreste. Die Zusammensetzung des Neuschrotts ist bekannt, er enthält kaum Verunreinigungen und die Rückwärtslogistik zum Stahlwerk ist einfach. Darum wird auch Neuschrott zu fast 100% recycelt.

Der Anteil der Stahlprodukte, die am Ende ihrer Lebensdauer rezykliert werden (Altschrott), wird als (End-of-Life) Recyclingquote bezeichnet. Recyclingquoten können auf zwei Arten geschätzt werden. Zum einen empirisch, beispielsweise durch Unternehmensbefragungen. Zum anderen durch Modellrechnungen, in denen Stahlproduktion und Schrottinputs in die Stahlproduktion sowie Im- und Exporte im

Zeitablauf nachverfolgt werden (Davis et al. 2007). Die in der Literatur genannten Recyclingquoten liegen in der Regel zwischen 65% bis 85% (Oda et al. 2013).¹

Für einzelne stahlintensive Produkte sind die Recyclingquoten gut dokumentiert. Im Automobilbereich verpflichtet die europäische Richtlinie über Altfahrzeuge (2000/53/EG) die EU-Mitgliedsstaaten, Daten über die Verwertung von Altfahrzeugen zu sammeln (vgl. auch Europäische Kommission 2005). In Deutschland werden die Zahlen vom Umweltbundesamt (UBA) und dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) erhoben. Sie zeigen, dass zwischen 2005 und 2015 durchschnittlich 84,1% der Masse der Altfahrzeuge in Deutschland recycelt wurde. Weitere 5,5% wurden wiederverwendet (Eurostat 2018).

In der Bauwirtschaft eingesetzte Produkte wie Baustahlprofile und Stahlträger erreichen zum Teil noch höhere Recyclingquoten. Helmus und Randel (2015) dokumentieren, dass etwa 88% dieser Bauteile rezykliert und weitere ca. 11% wiederverwendet werden. Auch Verpackungsmaterialien aus Stahl werden in Deutschland mittlerweile zum ganz überwiegenden Teil recycelt. Weißblechverpackungen, die aus dünnem, elektrolytisch verzintem Stahlblech bestehen, erreichen Recyclingquoten von mehr als 90% (GVM 2017).

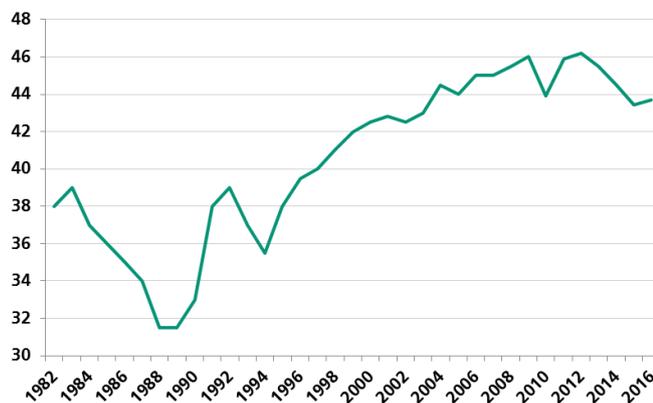


Abbildung 5: Schrotteinsatzquote in Deutschland in Prozent. Quelle: Wirtschaftsvereinigung Stahl (2017), eigene Darstellung

Abbildung 5 illustriert die Bedeutung des Recyclings aus der Perspektive der Stahlherstellung. Sie zeigt die Schrotteinsatzquote, also die Menge der eingesetzten Schrotte dividiert durch die gesamte Stahlproduktion, in Deutschland zwischen 1982 und 2016 in Prozent. Die Schrotteinsatzquote ist von 33% im Jahr 1990 auf 43,7% im Jahr 2016 angestiegen.

Durch Wiederverwendung (Reuse) und Refabrikation (Remanufacture) von Produkten können zusätzlich Energie eingespart und Ressourcen geschont werden. Cooper und Gutowski (2015) zeigen, dass durch Refabrikation von Produkten wie Fotokopierern, Reifen, Motoren und Mobiltelefonen Energieeinsparungen zwischen 50% und fast 100% erzielt werden können. Die Höhe dieser Einsparungen hängt vor allem davon ab,

¹ Diese Unterschiede können zum Teil durch eine statistische Grauzone erklärt werden. Hier sind beispielsweise aufgegebene Gebäude zu nennen, die zwar das Ende ihrer Lebenszeit erreicht haben, deren Bestandteile aber weder rezykliert noch entsorgt werden (Oda et al. 2013).

wie energieintensiv die Refabrikation selbst ist und ob zusätzliche Transportwege in Kauf genommen werden müssen.¹

Neben den bereits genannten Beispielen aus dem Automobil- und Bausektor sind die Wiederverwendung sowie die Refabrikation von Stahlprodukten weniger umfassend dokumentiert als das Recycling. Die Ellen MacArthur Foundation präsentiert eine Reihe von Fallstudien aus dem Fahrzeugbau, der Reifenfertigung sowie der Herstellung von Druckern und Kopierern (Ellen MacArthur Foundation 2015). Ein weiteres Beispiel ist das erneute Walzen von Stahlplatten aus demontierten Schiffen in Indien (Cooper und Gutowski 2015). Systematische Analysen des Marktes für Güter aus Refabrikation werden dadurch erschwert, dass diese weder in Produktions- noch in Handelsstatistiken explizit von neuen Gütern unterschieden werden. Darum bauen Marktstudien zur Refabrikation üblicherweise auf Unternehmensbefragungen auf.

Das European Remanufacturing Network schätzt das Marktvolumen für Refabrikation in Europa auf ca. 29,8 Milliarden Euro, wovon etwa ein Drittel auf Deutschland entfällt. Darüber hinaus sind etwa 192.000 Arbeitsplätze mit ihr verbunden. Mit einem Umsatz von 12,4 Milliarden Euro ist besonders der Luftfahrtsektor für die Refabrikation in Europa von großer Bedeutung (European Remanufacturing Network 2015). Vor allem bei langlebigen, in der Industrie genutzten Produkten kommt also die Refabrikation zum Einsatz.

Auf Basis von Literaturrecherchen und Experteninterviews schätzen Cooper und Allwood (2012), dass 27% der globalen Stahlproduktion wiederverwendet oder wiederaufgearbeitet werden könnte. Oftmals könnten bereits kleine Änderungen im Produktdesign die Refabrikation vereinfachen. Beispielsweise sind Defekte bei Waschmaschinen häufig auf verschlissene Lager zurückzuführen. Andere Bauteile, wie zum Beispiel das Gehäuse oder die Trommel, sind erheblich langlebiger. Wären die verschleißanfälligen Teile einfacher austauschbar, dann könnten die robusten Stahlkomponenten der Geräte länger genutzt und damit Energie und Ressourcen eingespart werden (Cooper et al. 2014). Verschiedenen Hindernisse, darunter die Rückwärtslogistik von ausgemusterten Gütern, zusätzlicher Entwicklungsaufwand, regulatorische Barrieren oder fehlende Nachfrage von Endkunden, stehen einer umfassenderen Refabrikation und Wiederverwendung von Gütern derzeit noch im Wege (Matsumoto et al. 2016; European Remanufacturing Network 2015; Ellen MacArthur Foundation 2015; Densley Tingley et al. 2017; Dunant et al. 2017).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass Stahl bereits in Kreisläufen genutzt wird. Dies wird insbesondere durch die Effizienzverbesserungen in der Stahlfertigung sowie die hohen Recycling- und Schrotteinsatzquoten deutlich. Die Potentiale des Werkstoffs Stahl bei der Wiederverwendung und Refabrikation von Produkten scheinen dagegen nicht ausgeschöpft.

¹ In Ausnahmefällen kann es energetisch vorteilhaft sein, Produkte nicht wiederzuverwenden oder wiederaufzuarbeiten. Falls der Energieverbrauch vor allem in der Nutzungsphase anfällt und die Energieeffizienz von neuen Produkten spürbar steigt, kann das Ersetzen eines alten durch ein neues Produkt zu einem insgesamt geringeren Energieverbrauch führen (Cooper und Gutowski 2015).

3 Stahlintensität des Konsums

Um die Bedeutung des Werkstoffs Stahl für den Alltag von Haushalten zu bestimmen, wird ein konsumbasierter Indikator benötigt. Daher wird in dieser Studie die »Stahlintensität des Konsums« eingeführt, die den Stahleinsatz zur Fertigung von Waren und Dienstleistungen entlang deren Wertschöpfungsketten aufzeichnet. Dieses Kapitel skizziert zu Beginn die Berechnung der Stahlintensität des Konsums. Dann präsentiert es die Bedeutung von Stahl als Vorleistung für ausgewählte Produkte sowie, darauf aufbauend, die Stahlintensität des Konsums in Deutschland. Darüber hinaus wird der Weg des in Deutschland gefertigten Stahls zu seinen Endkunden im In- und Ausland nachgezeichnet.¹

Ein der Stahlintensität des Konsums ähnlicher Indikator ist der Indirect Steel Trade (indirekter Stahlhandel) der World Steel Association (2015). Er basiert auf einer Kombination von Daten aus der internationalen Handelsstatistik mit Annahmen über den Stahlgehalt von Produkten. Erstere zeichnet beispielsweise die Menge der grenzüberschreitend gehandelten Waschmaschinen auf. Multipliziert man diese mit dem Stahlanteil von Waschmaschinen, erhält man den indirekten Handel mit Stahl für dieses Produkt. Im Gegensatz zur Stahlintensität des Konsums berücksichtigt der Indirect Steel Trade nur die in den Produkten enthaltenen Stahlmengen. Durch Kombination von Indirect Steel Trade mit der Stahlproduktion berechnet die World Steel Association einen weiteren Indikator, den True Steel Use (tatsächliche Stahlnutzung).² Dieser quantifiziert die Nutzung von Stahl zu Konsum- und Produktionszwecken. Beide Indikatoren messen die Nutzung von Stahl, allerdings an unterschiedlichen Positionen in der Wertschöpfungskette. Die Stahlintensität des Konsums bestimmt sie aus der Perspektive der letzten Verwendung. Der True Steel Use misst die Stahlnutzung zwischen der Stahlproduktion und dem Ende der Wertschöpfungskette.

3.1 Methodik

Der Stahleinsatz zur Fertigung eines Produkts kann auf zwei Arten geschätzt werden. Zum einen kann auf einen bottom-up-Ansatz zurückgegriffen werden. In diesem wird die Wertschöpfungskette eines Produktes schrittweise modelliert und die Stahlinputs in jedem Schritt aufgezeichnet. Zum Einsatz kommt ein solcher bottom-up-Ansatz beispielsweise in Lebenszyklusanalysen (Life Cycle Assessments; LCA). Im bereits genannten Beispiel der Tomate würde deren Weg vom Gewächshaus bis zum Händler schrittweise nachverfolgt und geschätzt, wie viel Stahl jeweils eingesetzt wird. Ein solcher bottom-up-Ansatz erlaubt es, Fertigungsprozesse von Produkten detailliert

¹ Konzeptionell ähnelt die Stahlintensität des Konsums konsumbasierten Fußabdruckindikatoren, die beispielsweise in der umweltökonomischen Literatur zum Einsatz kommen. Diese quantifizieren, wie die Inanspruchnahme von natürlichen Ressourcen oder Emissionen mit dem Konsum von Haushalten in Verbindung steht (Galli et al. 2012). Zu den konsumbasierten Indikatoren gehören der CO₂-Fußabdruck (Hertwich und Peters 2009), der Materialfußabdruck (Wiedmann et al. 2013; Pothen 2017; Pothen und Tovar Reaños 2018) sowie Luft- und Wasserfußabdrücke (Steen-Olsen et al. 2012). Im Gegensatz zu diesen Indikatoren misst die Stahlintensität des Konsums keine ökologischen Belastungen sondern die Bedeutung eines Werkstoffs für den Haushaltskonsum.

² Ein Vergleich zwischen True Steel Use und der Stahlintensität des Konsums inklusive der Investitionen zeigt, dass die Entwicklung beider Indikatoren miteinander korreliert ist. Im Durchschnitt über die Länder liegt der Korrelationskoeffizient bei 0,8.

abzubilden. Für die Schätzung der Stahlintensität der Konsums der deutschen Haushalte wäre ein bottom-up-Ansatz jedoch prohibitiv aufwendig. Daher werden im Unterkapitel 3.2 beispielhaft die Stahlbedarfe für die Produkte Tomaten und Windkraftanlagen dargestellt, die aus bottom-up-Ansätzen abgeleitet wurden.

Der zweite Weg zur Berechnung der Stahlintensität des Konsums ist ein top-down-Ansatz, der auf Globale Multi-Regionale Input-Output-Tabellen (GMRIO-Tabellen) zurückgreift. GMRIO-Tabellen erfassen einerseits Vorleistungsverflechtungen in der Weltwirtschaft und andererseits die letzte Verwendung von Gütern in monetären Einheiten. Die Letztverwendung wiederum umfasst den Konsum von Haushalten und der öffentlichen Hand sowie den Einsatz von Gütern für Investitionszwecke. GMRIO-Tabellen können entweder auf Produkt- oder Sektorbasis erstellt werden. Die in dieser Studie verwendeten GMRIO-Tabellen unterscheiden zwischen Produktgruppen. Deren Klassifikation orientiert sich an der Güterklassifikation in Verbindung mit den Wirtschaftszweigen in der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft (Statistical Classification of Products by Activity, CPA) in der Version 2002.

GMRIO-Tabellen werden von internationalen wissenschaftlichen Konsortien in mehrjährigen Forschungsprojekten erstellt. Sie basieren auf nationalen Input-Output-Tabellen, wie sie in Deutschland vom Statistischen Bundesamt veröffentlicht werden (Statistisches Bundesamt 2017). Die nationalen Input-Output-Tabellen werden mit Daten aus der internationalen Handelsstatistik verknüpft, um die grenzüberschreitenden Flüsse von Waren und Dienstleistungen abzubilden. In dieser Studie wird auf die Datenbank EXIOBASE 3 (Stadler et al. 2018) zurückgegriffen. Die EXIOBASE unterscheidet zwischen 200 Produktgruppen in 44 Ländern sowie fünf weiteren, mehrere Nationalstaaten umfassenden, Regionen zwischen 1995 und 2015.¹

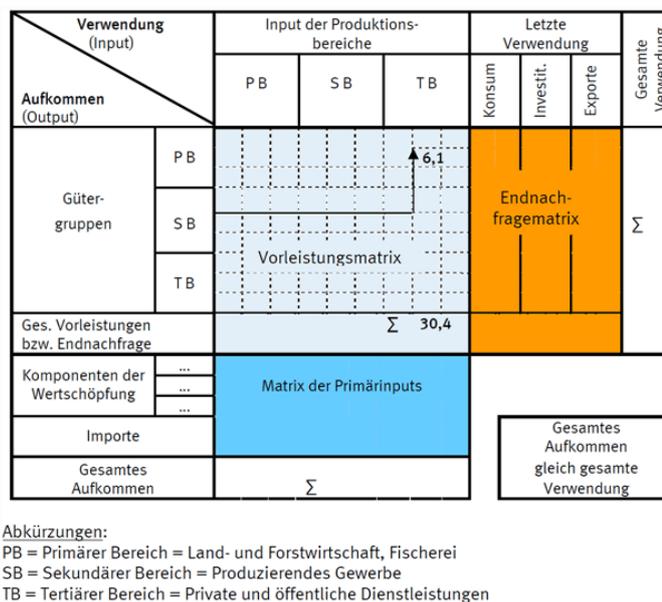


Abbildung 6: Vereinfachte Darstellung einer nationalen Input-Output-Tabelle. Quelle: Statistisches Bundesamt (2010)

¹ Die Autoren der Studie bedanken sich herzlich bei Richard Wood für die Bereitstellung der aktuellsten Version der EXIOBASE 3.

Abbildung 6 skizziert die Struktur einer (nationalen) Input-Output-Tabelle. Diese setzt sich aus drei Matrizen zusammen: Der Vorleistungsmatrix, der Endnachfragematrix sowie der Matrix der Primärintputs. Die drei Matrizen erfassen monetäre Flüsse über ein Jahr hinweg. Zeilen repräsentieren in einer Input-Output-Tabelle das Güteraufkommen (Output) während Spalten deren Verwendung (Input) entsprechen. Dabei gilt, dass das gesamte Aufkommen eines Gutes immer seiner Verwendung entspricht.

Die Vorleistungsmatrix (in Abbildung 6 hellblau unterlegt) zeichnet den Austausch von Waren und Dienstleistungen im Produktionsprozess auf. Sie quantifiziert, welche Werte von Stahl zur Fertigung von Gütern wie Automobilen, Maschinen oder Gebäuden direkt eingesetzt wurden. Der Pfeil in Abbildung 6 stellt beispielhaft dar, dass im Jahr 2006 Nahrungsmittel im Wert von 6,1 Milliarden Euro eingesetzt wurden, um Beherbergungs- und Gaststätten-Dienstleistungen bereitzustellen (Statistisches Bundesamt 2010).

Die Matrix der Primärintputs (dunkelblau) zeichnet zum einen die Wertschöpfung in der Produktion auf. Dazu gehören Löhne, Abschreibungen (Kapitalverzehr) oder Steuerzahlungen. Auch Güterimporte werden in der Matrix der Primärintputs aufgezeichnet. Die dritte Matrix einer IO-Tabelle ist die Endnachfragematrix (orange unterlegt). Sie beinhaltet die Werte von Gütern, die zu Konsumzwecken oder als Investitionsgüter eingesetzt wurden. Darüber hinaus werden Exporte ebenfalls als Endnachfrage kategorisiert.

GMRIO-Tabellen erweitern die in Abbildung 6 skizzierten nationalen Input-Output-Tabellen, indem Importe und Exporte explizit dargestellt werden. Somit wird nicht nur sichtbar, welche Werte von Stahl aus Deutschland exportiert wurden, sondern auch ob diese für die Fertigung von Automobilen in Frankreich oder zur Herstellung von Maschinen in Italien eingesetzt wurden.

Globale Multi-Regionale Input-Output-Tabellen erfassen direkte Vorleistungsverknüpfungen auf. Darüber hinaus dienen sie als Datengrundlage, um die Inputs in die Fertigung von Produkten über die gesamte Wertschöpfungskette hinweg zu berechnen. Die Matrix, welche alle zur Herstellung von Produkten entlang der gesamten Wertschöpfungskette eingesetzten Vorleistungen aufzeichnet, wird als Leontief-Inverse¹ bezeichnet. Sie quantifiziert beispielsweise, welcher Wert von Stahl notwendig ist, um ein Automobil im Wert von 25.000 Euro zu fertigen. Die Leontief-Inverse L wird wie folgt berechnet: $L = (E - A)^{-1}$. Dabei stellt A die Matrix der direkten Inputs und E die Einheitsmatrix dar. Erstere zeichnet auf, welcher Anteil der Gesamtausgaben in der Fertigung von Produkten für einzelne Vorleistungen ausgegeben werden. Letztere beinhaltet Einsen auf der Hauptdiagonalen und ansonsten Nullen. Sie stellt das Gegenstück der Ziffer 1 in der Matrixnotation dar.

Kombiniert man die Leontief-Inverse mit Daten zur Rohstahlherstellung, dann kann der Stahleinsatz zur Produktion von Gütern berechnet werden. Die in dieser Studie eingesetzten Daten zur Rohstahlproduktion stammen aus dem statistischen Jahrbuch der World Steel Association (World Steel Association 2017b). Multipliziert man die

¹ Die Leontief-Inverse ist nach dem russisch-amerikanischen Wirtschaftswissenschaftler und Nobelpreisträger Wassily Leontief benannt. Leontief, der 1928 an der heutigen Humboldt-Universität Berlin mit einer Arbeit unter dem Titel »Wirtschaft als Kreislauf« promoviert wurde, gilt als Vater der Input-Output-Rechnung (Lahiri 2000).

Konsumausgaben eines Haushalts mit den Stahlbedarfen der entsprechenden Güter in g pro Euro, ergibt sich die Stahlintensität des Konsums.

Stahlintensität des Konsums

Die Berechnung der Stahlintensität des Konsums kann wie folgt zusammengefasst werden: Zuerst wird bestimmt, wie viel Stahl pro Euro Umsatz in den Stahlsektoren hergestellt wird. Dieser Wert wird mit den Ausgaben für Stahl entlang der Wertschöpfungsketten der Konsumgüter multipliziert. Daraus ergibt sich, wie viel Stahl für die Fertigung der Konsumgüter eingesetzt wird (in g pro Euro). Im nächsten Schritt wird dieser Wert mit den Konsumausgaben der Haushalte multipliziert und aufsummiert. Um die Stahlintensität des Konsums des durchschnittlichen Einwohners zu erhalten, muss dieser Wert durch die Einwohnerzahl der Bundesrepublik geteilt werden.

Gleichung (1) stellt die Berechnung der Stahlintensität des Konsums mathematisch dar. Diese wird mit SIK bezeichnet und in kg pro Einwohner und Jahr ausgedrückt. n ist die Stahlintensität der Produktion. Diese wird mit der Leontief-Inversen L und dem Endkonsum der Haushalte y multipliziert. Daraus ergibt sich die Stahlintensität des Konsums aller Einwohner Deutschlands. Teilt man diesen Wert durch die Einwohnerzahl der Bundesrepublik p (Statistisches Bundesamt 2018c), erhält man die Stahlintensität des Konsums für den typischen Einwohner.

$$SIK = n' \cdot L \cdot y \cdot p^{-1} \quad (1)$$

Einen Sonderfall unter den Konsumausgaben stellen die Wohnungsmieten dar. Sowohl gezahlte als auch kalkulatorische Mieten für selbstgenutzte Wohnimmobilien werden in der Input-Output-Rechnung als Dienstleistungen des Grundstücks- und Wohnungswesens verbucht. Die Nutzung der Immobilien selbst wird statistisch nicht als Vorleistung sondern als Abschreibung erfasst (Eurostat 2013). Abschreibungen werden in der Leontief-Inversen jedoch nicht berücksichtigt. Somit würde der zuvor skizzierte Ansatz die Bedeutung des Werkstoffs Stahl für das Wohnen systematisch unterschätzen. Aus diesem Grund wird die Stahlintensität des Konsums für Wohnungsmieten um die Inanspruchnahme der Immobilien erhöht. Dabei wird unterstellt, dass die Stahlintensität der abgeschrieben Gebäude der im jeweiligen Jahr errichteten entspricht. Dies könnte zu einer Überschätzung führen, wenn neue Wohngebäude mehr Stahl enthalten als Altbauten.

Auf zwei methodische Schwächen des top-down-Ansatzes zur Berechnung des Stahlbedarfs für Produkte sei an dieser Stelle hingewiesen. Erstens unterstellt er eine proportionale Beziehung zwischen dem Wert eines Produktes und seinem Stahlinput. Zur Fertigung eines Automobils im Wert von 50.000 Euro wäre damit doppelt so viel Stahl notwendig wie zu der eines Autos im Wert von 25.000 Euro. Wenn der Preisunterschied jedoch von anderen Gründen, zum Beispiel einem arbeitsintensiveren Produktionsprozess, getrieben wird, dann überschätzt der top-down-Ansatz den Stahlbedarf für hochpreisige Produkte (Girod und Haan 2010). Input-Output-Tabellen in physischen Einheiten, welche dieses Problem abmildern könnten, sind allerdings nicht verfügbar.

Zweitens stützt sich die Berechnung der Stahlintensität des Konsums auf Flussgrößen wie Vorleistungskäufe und Rohstahlproduktion. Allerdings sind, gerade bei langlebigen Gütern wie Gebäuden oder Automobilen, auch die in einer Volkswirtschaft »gespeicherten« Stahlmengen von Bedeutung: Ein Automobil spendet seinem Besitzer nicht nur in dem Jahr Nutzen, in dem er es kauft, sondern über die gesamte Nutzungsphase. Aktuelle Forschungsergebnisse deuten allerdings an, dass die Stahlbestände in vielen entwickelten Volkswirtschaften, darunter in auch Deutschland, Sättigungsmengen von 11 bis 15 Tonnen pro Einwohner erreicht haben. In Deutschland wird diese Menge auf 11 bis 12 Tonne geschätzt (Pauliuk et al. 2013b).

Durch den konstanten Stahlbestand kann man davon ausgehen, dass der auf Flussgrößen basierende Schätzansatz nicht zu systematischen Verzerrungen führt.

3.2 Stahl in den Wertschöpfungsketten von Produkten

In diesem Unterkapitel wird die Rolle von Stahl als Vorleistung in der Güterproduktion herausgearbeitet. Dabei werden die Inputs des Werkstoffs sowohl direkt als auch entlang der gesamten Wertschöpfungskette betrachtet. Darüber hinaus wird der Stahlbedarf zur Fertigung ausgewählter Güter illustriert.

Tabelle 1 zeigt die Anteile von Stahl an den direkten Vorleistungen zur Fertigung ausgewählter Gütergruppen in Prozent. Diese werden auf Basis monetärer Werte berechnet. Ein Wert von 5,15 für Automobile im Jahr 1995 drückt beispielsweise aus, dass etwa 5,2% aller direkten Ausgaben für Vorleistungen in der Automobilfertigung auf Stahl entfielen. Der in anderen Vorprodukten enthaltene Stahl ist in Tabelle 1 nicht berücksichtigt. Darüber hinaus ist beachten, dass die Anteile auf Basis der jeweiligen Preise berechnet werden. Steigt beispielsweise der Stahlpreis stärker als der Preis des Produktes, in der Stahl eingesetzt wird, dann steigt hier kalkulatorisch der Stahlanteil an den Vorleistungen.

	1995	1999	2003	2007	2011	2015	Ø
Nahrungsmittel	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02
Wohnen	0,14	0,09	0,17	0,31	0,21	0,18	0,17
Elektrizität	0,10	0,00	0,05	0,02	0,00	0,00	0,03
TV-Geräte	2,51	1,94	1,12	1,32	1,06	0,81	1,42
Automobile	5,15	3,75	3,05	3,97	3,89	3,75	3,84
Papier	0,33	0,25	0,21	0,19	0,23	0,20	0,23
Glas	0,23	0,17	0,12	0,20	0,18	0,16	0,17

Tabelle 1: Anteil von Stahl an den direkten Vorleistungen ausgewählter Gütergruppen¹ in Prozent

Die in Tabelle 1 dargestellten Anteile von Stahl an den direkten Vorleistungen für ausgewählte Produktgruppen zeigen deutliche und in ihrer Struktur plausible Unterschiede. Für die Produktion von Nahrungsmitteln aber auch für das Wohnen, das in den Input-Output-Daten als Dienstleistung des Grundstücks- und Wohnungswesens verbucht wird, werden relativ geringe Stahlmengen direkt eingesetzt. Gerade in der Nahrungsmittelherstellung liegen die Anteile von Stahl an den direkten Vorleistungen deutlich unter einem Promille.

Auch in der Erzeugung und im Transport von Elektrizität spielt Stahl als direkter Input eine eher kleine Rolle. Von 1995 bis 2015 betrug sein Anteil an allen direkten Vorleistungen der Stromproduktion 0,03%. In Kraftwerken, sowohl konventionellen als auch erneuerbaren, werden große Stahlmengen verbaut. Auch in der Errichtung von Stromleitungen wird Stahl eingesetzt. Daher ist sein niedriger Anteil an den direkten

¹ Die in Tabelle 1 und Tabelle 2 gezeigten Produktgruppen entsprechen folgenden CPA-Codes. Nahrungsmittel: CPA 15.1-15.8; Wohnen: CPA 70; Elektrizität: CPA 40.1; TV-Geräte: CPA 32; Automobile: CPA 34; Papier: CPA 21.2; Glas: CPA 26.1.

Vorleistungen auf den ersten Blick überraschend. Allerdings ist davon auszugehen, dass der Stahleinsatz nicht direkt sondern indirekt, beispielsweise über den Bausektor, erfolgt.

In der Fertigung von TV-Geräten und Radios wie auch im Automobilbau spielt Stahl eine deutlich größere Rolle. Durchschnittlich zeichnet er für 1,4% bzw. 3,8% aller direkten Vorleistungen verantwortlich. Seit 1999 macht Stahl ungefähr 3% bis 4% der direkten Vorleistungen der Automobilherstellung aus. Dies ist in Einklang mit den Ergebnissen der Studie von RWI (2015), in der Werte zwischen 3,5% im Jahr 2007 und 3,8% im Jahr 2010 ermittelt wurden. Die Entwicklung des Anteils von Stahl an den (direkten und indirekten) Vorleistungen der Automobilherstellung wird im Folgenden genauer untersucht.

Tabelle 1 zeigt die Entwicklung des Anteils von Stahl an den direkten Vorleistungen in der Produktion von zwei Werkstoffen: Papier und Glas. Beiden weisen, ähnlich wie Stahl, sehr hohe Recyclingquoten auf. In der Fertigung der beiden Güter wird Stahl direkt eingesetzt, wenn auch nur in geringem Maße: Der Anteil von Stahl an den direkten Vorleistungen liegt im niedrigen Promillebereich.

Tabelle 2 zeigt den Anteil von Stahl als Vorleistung entlang der gesamten Wertschöpfungskette zwischen 1995 und 2015 in Prozent. Zur Berechnung dieses Indikators wird auf die Leontief-Inverse zurückgegriffen, welche alle mit der Fertigung eines Produktes verbundenen Vorleistungen quantifiziert.

	1995	1999	2003	2007	2011	2015	Ø
Nahrungsmittel	0,15	0,12	0,16	0,26	0,19	0,17	0,17
Wohnen	0,12	0,09	0,12	0,22	0,19	0,19	0,15
Elektrizität	0,30	0,28	0,33	0,55	0,48	0,47	0,39
TV-Geräte	1,27	1,05	0,85	1,31	1,15	0,99	1,08
Automobile	2,69	2,16	2,00	3,00	2,84	2,79	2,52
Papier	0,25	0,20	0,19	0,28	0,29	0,29	0,24
Glas	0,15	0,12	0,13	0,26	0,23	0,23	0,18

Tabelle 2: Anteile von Stahl an den gesamten Vorleistungen ausgewählter Gütergruppen entlang der Wertschöpfungskette in Prozent

Wird die gesamte Wertschöpfungskette betrachtet, dann steigt der Anteil von Stahl an den Vorleistungen in der Produktion von Nahrungsmitteln und Elektrizität deutlich an. In die Fertigung dieser Produkte geht Stahl also in erster Linie indirekt ein. Seine Bedeutung für das Wohnen bleibt dagegen weitgehend unverändert. Stahl wird für das Wohnen in ähnlichen Proportionen direkt und indirekt eingesetzt.

In der Herstellung von TV-Geräten und Radios sowie der von Automobilen liegt der Anteil des Stahls an den gesamten Vorleistungen unter dem der direkten Vorleistungen. Im Durchschnitt entfielen zwischen 1995 und 2015 3,8% aller direkten Vorleistungen des Automobilbaus auf Stahl, aber nur 2,5% der gesamten Vorleistungen. Zwar erhöht sich der Stahlinput in der Automobilproduktion, wenn die gesamte Wertschöpfungskette berücksichtigt wird. Aber die Anteile anderer Vorleistungen steigen überproportional an.

Eine bemerkenswerte Entwicklung im Automobilbau zeigt sich beim Vergleich der Anteile von Stahl an den direkten und den gesamten Vorleistungen entlang der

Wertschöpfungskette. Zwischen 1995 und 2002 fiel sein Anteil an den direkten Vorleistungen von 5,2% auf 2,9%. Danach lag er ungefähr zwischen 3% und 4%. Der Anteil von Stahl an allen Vorleistungen bewegte sich dagegen über die gesamte Periode hinweg ungefähr zwischen 2% und 3%. Dies deutet darauf hin, dass der Stahleinsatz in der Automobilfertigung sich seit mindestens Mitte der 1990er Jahre auf die Zulieferer verlagert hat.

Der Stahleinsatz zur Fertigung eines Automobils illustriert die Stahlintensität des Konsums für ein Produkt. Dazu wird die Stahlintensität der Automobilproduktion entlang der Wertschöpfungskette, ausgedrückt in g pro Euro, mit dem durchschnittlichen Preis von in Deutschland verkauften Neuwagen (Statista 2018) multipliziert.¹ Diese Berechnungen ergeben, dass für die Fertigung eines Automobils im Durchschnitt 1.605 kg Stahl entlang der Wertschöpfungskette eingesetzt wurden. Dieser Wert war über die Beobachtungsperiode hinweg relativ stabil. Zwar ist der Stahleinsatz in g pro Euro zwischen 1995 und 2015 von 102,0 g pro Euro auf 65,0 g pro Euro gefallen. Gleichzeitig ist der durchschnittliche Neupreis von Automobilen von 17.030 Euro auf 28.590 Euro gestiegen. Daher ist der Stahleinsatz entlang der Wertschöpfungskette der Automobilfertigung relativ stabil geblieben.

Abbildung 7 zeigt die Zusammensetzung des Stahleinsatzes in der Automobilfertigung nach den Produkten, durch die der Stahl beigetragen wird. Es handelt sich um Durchschnittswerte zwischen 1995 und 2015 in Prozent. Der für die Fertigung von Automobilen benötigte Stahl stammte zu 52,7% direkt aus der Stahlherstellung. Weitere 25,1% kamen aus der Produktgruppe Kraftwagen und Kraftwagenteile (CPA 34) hinzu, zu der auch die Automobilfertigung selbst gehört. Es handelt sich in erster Linie um Bauteile, die von Zulieferern bereitgestellt wurden. 9,6% des Stahls können der Produktgruppe Metallerzeugnisse (CPA 28) zugeordnet werden, unter der beispielsweise die Weiterverarbeitung von Stahl eingeordnet ist. Maschinen zeichnen für 3,9% des Stahleinsatzes in der Automobilfertigung verantwortlich. Für die Fertigung von sonstigen Vorleistungsgütern werden weitere 8,7% des Stahleinsatzes benötigt. Darunter fallen Geräte der Elektrizitätserzeugung und -verteilung (3,2%) sowie Gießereierzeugnisse (2,9%).

¹ Der Stahleinsatz zur Fertigung von Gütern entlang der Wertschöpfungskette wird auf Basis von GMRIO-Tabellen in Produzentenpreisen berechnet. Daher werden die jeweiligen Umsatzsteuersätze herangezogen, um Preise der Automobile in Nettopreise zu konvertieren.

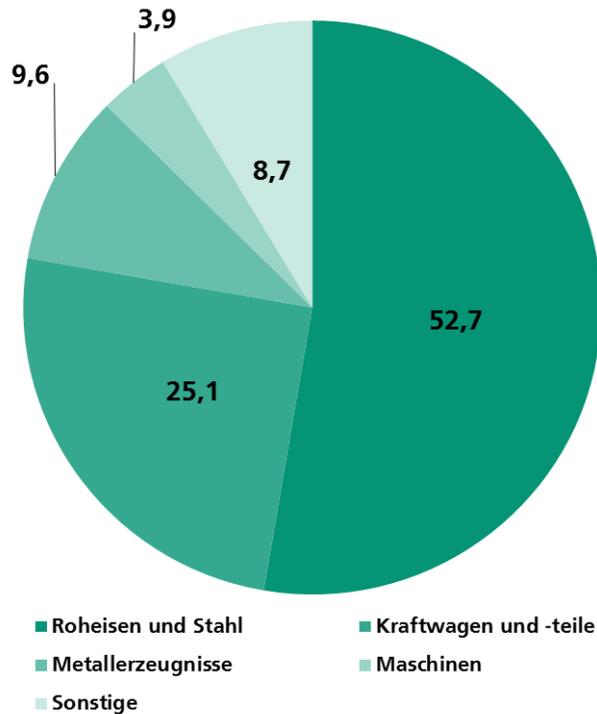


Abbildung 7: Zusammensetzung des Stahleinsatzes zur Produktion des durchschnittlichen Neuwagens entlang der Wertschöpfungskette zwischen 1995 und 2015 in Prozent

Alternativ kann der Stahleinsatz zur Produktion von Gütern auch auf Basis von bottom-up-Studien berechnet werden. Ein Beispiel für den Stahlbedarf in der Herstellung von Lebensmitteln präsentiert die Studie von Torrellas et al. (2012). Die Autoren untersuchen die Züchtung von Tomaten in hochwertigen Gewächshäusern im spanischen Almeria. Dabei berücksichtigen sie insbesondere den Stahl, der in den Gewächshäusern selber (Rahmen, Pfosten oder Ventilatoren) sowie in damit verbundener Ausrüstung (beispielsweise Pumpen) verbaut ist. Torrellas et al. (2012) schätzen, dass für ein Gewächshaus mit einer Fläche von einem Hektar etwa 77 Tonnen Stahl benötigt werden. Unterstellt man wie Torrellas et al. (2012) eine jährliche Ernte von 16,5 kg Tomaten pro Jahr und Quadratmeter sowie eine Lebensdauer des Gewächshauses von 15 Jahren, dann ergibt sich ein Stahleinsatz von etwa 31 Gramm pro kg Tomaten allein durch das Gewächshaus. Weiterer Stahlbedarf käme beispielsweise durch den Transport der Tomaten zu den Endkunden hinzu. Darüber hinaus berechnen Torrellas et al. (2012), dass die ökologischen Belastungen durch das Produkt sich um 6% verringern, wenn die Lebensdauer des Treibhauses um 5 Jahre steigt. Cellura et al. (2012) untersuchen die Stahlinputs in der Produktion von Tomaten und Kirschtomaten in Italien. Sie ermitteln Stahlbedarfe von 60,5 bzw. 141,2 g pro kg. Zum Vergleich: Multipliziert man den Stahleinsatz zur Produktion von Nahrungsmitteln von durchschnittlich 5,94 g pro Euro, der sich aus den Berechnungen der Studie ergibt, mit einem Preis von 5 Euro pro kg Tomaten, dann ergibt sich ein Stahlbedarf von 29,7 g pro kg Tomaten entlang der Wertschöpfungskette.

Eine Reihe von Studien untersucht den Materialeinsatz für die Fertigung von Windkraftanlagen (Martínez et al. 2009; Weinzettel et al. 2009; Guezuraga et al. 2012; Martínez et al. 2018). Diese betrachten allerdings in der Regel nur den direkt in der Anlage verbauten Stahl. Die Studien zeigen, dass große Mengen Stahl zum Bau einer Windkraftanlage notwendig sind und dass diese Mengen zwischen Standorten, Leistungsklassen und Technologien erheblich schwanken. Beispielsweise untersuchen Chipindula et al. (2018) verschiedene Typen von Onshore und Offshore-

Windkraftanlagen mit Standorten in Texas. Die notwendigen Stahlinputs reichen von 97 t für eine Onshore-Anlage mit einer Kapazität von einem Megawatt (MW) bis zu 2.644 t für 5MW Tiefwasser-Offshore-Anlage.

3.3 Stahlintensität des Konsums in Deutschland

Im vorangegangenen Unterkapitel wurde die Rolle von Stahl als Vorleistung in die Fertigung von Gütern entlang der Wertschöpfungskette analysiert. Im nächsten Schritt wird die Stahlintensität des Konsums der Haushalte in Deutschland eingehend beleuchtet.

Abbildung 8 stellt die Entwicklung die Stahlintensität des Konsums von Haushalten in Deutschland in kg pro Einwohner und Jahr zwischen 1995 und 2015 dar. Diese wird durch die durchgezogene Linie repräsentiert. Daten zur Einwohnerzahl Deutschlands stammen vom Statistischen Bundesamt (Statistisches Bundesamt 2018c). Die durchschnittliche Stahlintensität des Konsums lag in diesem Zeitraum bei 179,3 kg pro Einwohner und Jahr (gestrichelte Linie in Abbildung 8). Diese Menge entspräche einer Stahlkugel mit einem Durchmesser von 35,2 cm, also in etwa der Größe eines Medizinballs.

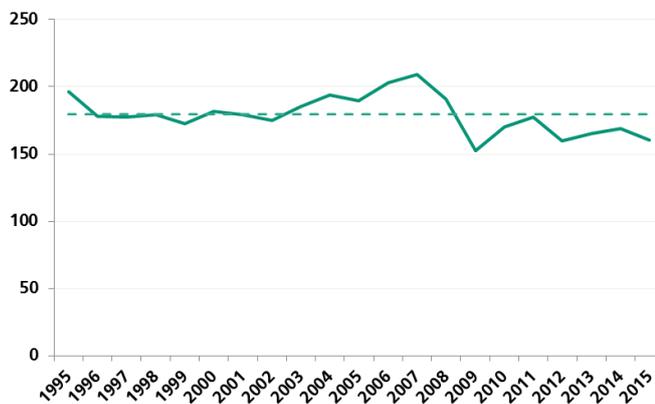


Abbildung 8: Stahlintensität des Konsums in Deutschland in kg pro Einwohner und Jahr von 1995 bis 2015 (durchgezogene Linie) sowie Durchschnittswert (gestrichelte Linie)

Im Vorfeld der globalen Finanzkrise ist die Stahlintensität des Konsums der deutschen Haushalte spürbar angestiegen. Im Jahr 2007 erreichte sie mit 209,0 kg pro Einwohner den höchsten Wert in der betrachteten Periode. Im Zuge der Krise sank sie auf 152,7 kg im Jahr 2009. Danach hat sich die Stahlintensität des Konsums wieder erholt, verblieb aber weiterhin unterhalb des Vorkrisenniveaus. Zwischen 2011 und 2015 lag die Stahlintensität des Konsums bei durchschnittlich 166,4 kg. Die Reduktion ist insbesondere auf eine gesunkene Nachfrage nach Automobilen zurückzuführen. So ist lag die Zahl der Neuzulassungen zwischen 1995 und 2007 bei durchschnittlich 3,4 Millionen. Zwischen 2011 und 2015 wurden weniger als 3,1 Millionen Neuwagen pro Jahr zugelassen. In den Jahren 2008 und 2010 lagen die Neuzulassungen bei etwa 3 Millionen. 2009 wurden, insbesondere aufgrund der Umweltprämie (»Abwrackprämie«), 3,8 Millionen Neuwagen zugelassen (Verband der Automobilindustrie 2018).

Über den betrachteten Zeitraum hinweg hat sich die Stahlintensität des Konsums der Haushalte in Deutschland relativ wenig verändert, mit Ausnahme der Jahre um die globale Finanzkrise herum. Diese relativ konstante Stahlintensität des Konsums ist im Einklang mit den Resultaten der Studie von Pauliuk et al. (2013b). Deren Ergebnisse legen nahe, dass die in der deutschen Volkswirtschaft gespeicherte Stahlmenge bei

etwa 11 bis 12 Tonnen pro Einwohner liegt. Dies deutet wiederum darauf hin, dass dem Werkstoff Stahl in Deutschland eine gleichbleibend hohe Bedeutung zukommt.

 Stahlintensität des Konsums

Abbildung 9 zeigt die Zusammensetzung der Stahlintensität des Konsums in Prozent. Dazu wurden die Gütergruppen in 44 Ausgabenkategorien zusammengefasst. Dabei werden die Mittelwerte über den Zeitraum von 1995 bis 2015 betrachtet. Mit zusammen 40,1% hatten der Kauf und der Betrieb von Fahrzeugen den mit Abstand größten Beitrag. Auch das Wohnen, also die Inanspruchnahme von Wohngebäuden, hatte einen großen Einfluss: Es trug 10,8% der Stahlintensität des Konsums bei. Weitere 5,3% der Stahlintensität des Konsums sind in den Wertschöpfungsketten der Möbelproduktion eingesetzt worden. Weiterhin gingen jeweils mehr als 4% der Stahlintensität des Konsums auf folgende Ausgabenkategorien zurück: Nahrungsmittel, Werkzeuge sowie elektronische Geräte wie TV-Geräte und Radios. Beispielsweise wurden pro Jahr und Einwohner durchschnittlich 8,3 kg Stahl in den Wertschöpfungsketten der Nahrungsmittelproduktion eingesetzt. Abbildung 9 zeigt, dass auch unerwartete Gütergruppen zur Stahlintensität des Konsums beitragen. So wurden zwischen 1995 und 2015 durchschnittlich etwa 1,8 kg Stahl pro Einwohner für die Fertigung von Körperpflegeprodukten eingesetzt. Weitere 770 g gingen in die Wertschöpfungsketten von Finanzdienstleistungen ein.

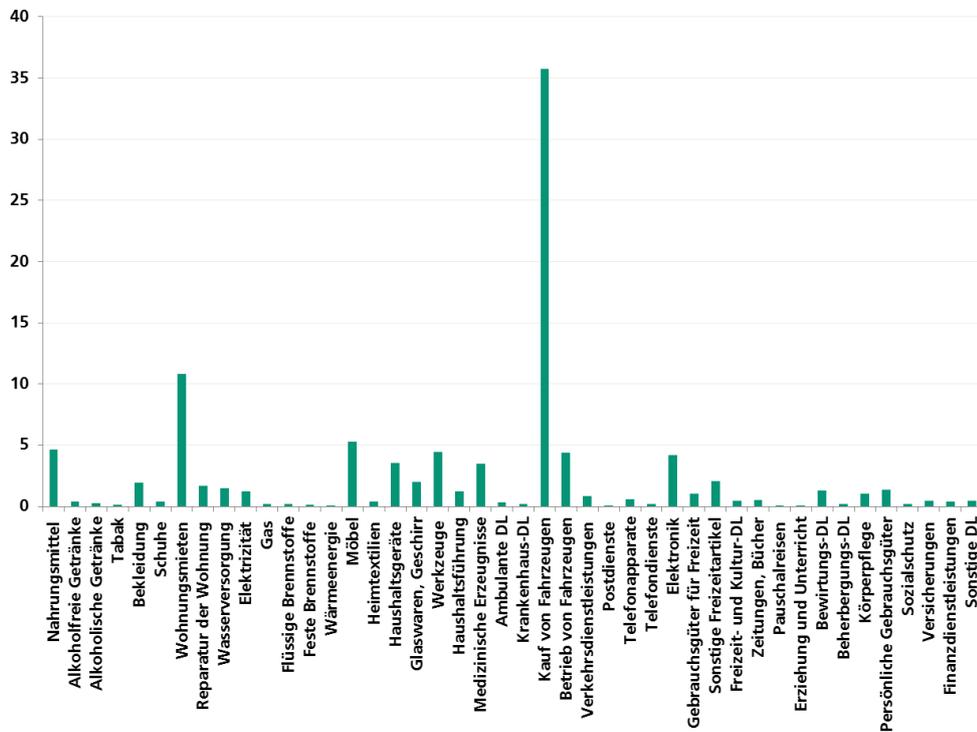


Abbildung 9: Anteile der Ausgabenkategorien an der Stahlintensität des Konsums im Durchschnitt von 1995 bis 2015 in Prozent

Bisher wurde die Stahlintensität des Konsums des typischen Einwohners in Deutschland betrachtet. Allerdings ist es möglich, auch die Verteilung der Stahlintensität des Konsums zwischen Haushalten zu beleuchten. Dazu wird der Stahleinsatz entlang der Wertschöpfungskette in g pro Euro mit den Konsumausgaben einzelner Haushalte kombiniert (Pothen und Tovar Reaños 2018). Der Stahleinsatz pro Euro wird im Rahmen dieser Studie quantifiziert, die Konsumausgaben von Haushalten stammen aus der Einkommens- und Verbrauchsstichprobe (EVS). In der EVS werden alle fünf Jahre unter der Federführung des Statistischen Bundesamtes etwa 60.000 private Haushalte befragt. Dabei werden Daten über die Ausstattung mit langlebigen Gebrauchsgütern,

die Einkommens-, Vermögens- und Schuldsituation sowie über Konsumausgaben erhoben. Die EVS erlaubt repräsentative Ergebnisse für nahezu alle Haushaltstypen (Statistisches Bundesamt 2018b).

Um die Verteilung der Stahlintensität des Konsums darstellen zu können, müssen Haushalte mit unterschiedlicher Bewohnerzahl vergleichbar gemacht werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Konsumausgaben zwar mit der Anzahl der Haushaltsmitglieder steigen, dass dieser Anstieg aber nicht proportional erfolgt. Beispielsweise benötigen alle Haushaltsmitglieder Nahrungsmittel, Haushaltsgeräte wie Waschmaschinen müssen jedoch nicht für jeden Bewohner des Haushalts neu beschafft werden. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, wird eine Äquivalenzskalierung durchgeführt (OECD 2005). In dieser Studie wird auf die Quadratwurzelskala zurückgegriffen. Dabei werden die Konsumausgaben des Haushalts durch die Quadratwurzel der Anzahl der Haushaltsmitglieder geteilt. Die Konsumausgaben eines Singlehaushalts werden nicht skaliert. Die Konsumausgaben eines Haushalts mit zwei Mitgliedern wird durch $\sqrt{2} \approx 1,4$ geteilt, um sie mit denen des Singlehaushalts vergleichbar zu machen. Die Ausgaben einer Familie mit einem Kind werden mit $\sqrt{3} \approx 1,7$ gewichtet, und so weiter.

Im Folgenden wird die Verteilung der Stahlintensität des Konsums in Deutschland auf Basis der EVS-Welle von 2008 illustriert. Es zeigt sich, dass die Stahlintensität des Konsums des durchschnittlichen Haushalts bei 343,6 kg lag. Pro Einwohner lag sie in diesem Jahr bei 191,0 kg. Dabei ist zu berücksichtigen, dass ein direkter Vergleich zwischen den Werten durch kleinere methodische Unterschiede in der Berechnung und die Äquivalenzskalierung erschwert wird. Der Median liegt bei 210,5 kg pro Haushalt. Die Hälfte der Haushalte weist eine Stahlintensität des Konsums von weniger als 210,5 kg auf.

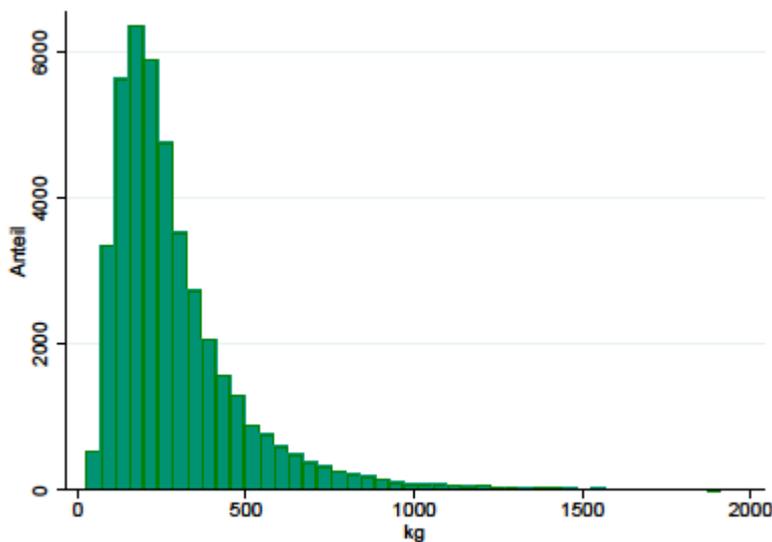


Abbildung 10: Verteilung der Stahlintensität des Konsums in Deutschland im Jahr 2008. Quelle: ZEW

Abbildung 10 illustriert die Verteilung der Stahlintensität des Konsums. Die Höhe der Säulen repräsentiert die Anzahl der Haushalte in der Stichprobe, die in eine Säule fällt. Die Abbildung zeigt, dass der ganz überwiegende Anteil der Haushalte eine Stahlintensität des Konsums von unter 500 kg aufweist. Dies ist bei 86,0% der Haushalte der Fall. Abbildung 10 zeigt darüber hinaus eine geringe Zahl von Ausreißern mit einer Stahlintensität des Konsums von mehr als einer Tonne. Diese entsteht

beispielsweise, wenn Haushalte ein Automobil kaufen, ohne die Ausgabe durch Leasing oder Finanzierung über mehrere Jahre zu verteilen.

Die Stahlintensität des Konsums der Haushalte in Deutschland quantifiziert, wie viel Stahl in einem Jahr produziert wurde, um deren Konsumbündel zu fertigen. Nicht berücksichtigt werden dabei die Konsum- und Investitionsausgaben der öffentlichen Hand. Bildung, innere Sicherheit sowie die Straßen- und Schieneninfrastruktur werden zwar nicht von den Bürgern konsumiert, kommen ihnen jedoch zugute. Auch andere nicht überwiegend staatlich finanzierte Organisationen stellen den Bürgern Waren und Dienstleistungen zur Verfügung, ohne dabei einen Erwerbszweck zu verfolgen. Zu diesen privaten Organisationen ohne Erwerbszweck gehören beispielsweise Sportvereine, Kirchen und Parteien. Auch bei der Herstellung dieser Güter kommt Stahl zum Einsatz.

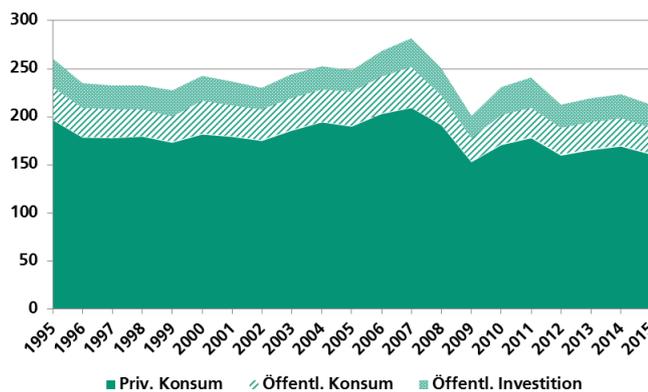


Abbildung 11: Stahlintensität des privaten Konsums, des öffentlichen Konsums sowie der öffentlichen Investitionen pro Einwohner und Jahr in kg

Abbildung 11 stellt die Stahlintensität des Konsums der deutschen Haushalte unter Berücksichtigung von öffentlicher Konsum- und Investitionstätigkeit in kg pro Einwohner und Jahr dar. Der Konsum von privaten Organisationen ohne Erwerbszweck wird unter öffentlichem Konsum subsumiert. Werden die öffentlichen Konsumausgaben berücksichtigt, dann steigt die Stahlintensität des Konsums in Deutschland um durchschnittlich 31,9 kg an. Durch öffentliche Investitionen, beispielsweise in Infrastrukturprojekte, kommen weitere 26,1 kg pro Einwohner und Jahr hinzu.¹ Somit erhöht sich die Stahlintensität des Konsums der Haushalte in Deutschland um 32,3%, wenn Konsum und Investitionen der öffentlichen Hand hinzugerechnet werden.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass der Werkstoff Stahl von großer Bedeutung für den Alltag der Menschen in Deutschland ist. Zwischen 1995 und 2015 wurden durchschnittlich 179,3 kg Stahl pro Jahr hergestellt, um den Konsum des Durchschnittsbürgers zu produzieren. Die Verteilung der Stahlintensität des Konsums ist relativ homogen. Addiert man auch den öffentlichen Konsum sowie die staatlichen Investitionen hinzu, erhöht sich die Stahlintensität des Konsums auf 237,3 kg. Insbesondere die Wertschöpfungsketten des Individualverkehrs und des Wohnens

¹ Zur Berechnung der mit öffentlichen Investitionsausgaben verbundenen Stahlproduktion werden die Anteile des Staates an den gesamten Bruttoanlageinvestitionen in Deutschland herangezogen (Statistisches Bundesamt 2018d). Dies impliziert, dass staatliche und private Investitionen sich aus den gleichen Gütern zusammensetzen.

bauen auf Stahl auf. Zusammen repräsentieren diese beiden Ausgabenkategorien mehr als die Hälfte der Stahlintensität des Konsums in Deutschland.

3.4 Stahl aus Deutschland in globalen Wertschöpfungsketten

Die in dieser Studie angewandte Methodik ermöglicht es nicht nur, die Stahlintensität des Konsums von Haushalten in Deutschland zu quantifizieren. Auch der Weg von in Deutschland erzeugtem Stahl durch die globalen Wertschöpfungsketten kann nachgezeichnet werden. Durch den Einsatz von GRMIO-Tabellen kann illustriert werden, in welchen Regionen der Welt der deutsche Stahl letztendlich zu Konsum- und Investitionszwecken eingesetzt wird. Dazu werden die Leontief-Inverse sowie die Rohstahlproduktion in Deutschland mit Daten zum Letztverbrauch von Gütern kombiniert, die ebenfalls in der EXIOBASE enthalten sind. Dabei werden sowohl Konsum als auch Investitionen berücksichtigt.

Tabelle 3 zeigt die letzte Verwendung von deutschem Stahl nach Regionen in Millionen Tonnen. Die Letztverwendung umfasst den Konsum von Gütern sowie sein Einsatz als Investitionsgut. Tabelle 3 kann wie folgt interpretiert werden: Ein Wert von 16,52 für Deutschland im Jahr 1995 bedeutet, dass in diesem Jahr 16,5 Millionen Tonnen deutschen Stahls für die Produktion von in Deutschland verbrauchten Konsum- und Investitionsgütern eingesetzt wurden.

	1995	1999	2003	2007	2011	2015	Ø
Deutschland	16,52	14,43	12,03	11,85	9,16	8,46	11,33
Frankreich	2,87	2,81	3,14	3,46	3,27	3,09	3,08
Italien	2,13	2,31	2,76	2,91	2,16	1,63	2,32
Großbritannien	1,53	1,94	2,14	2,15	1,48	1,78	1,86
USA	3,26	4,36	4,46	4,15	3,64	4,33	4,21
China	0,36	0,54	1,82	2,11	3,06	3,84	1,91
Rest d. Welt	15,38	15,67	18,45	21,92	21,51	19,55	19,01
Gesamt	42,05	42,06	44,81	48,55	44,28	42,68	43,72
EU	29,89	29,32	29,24	30,59	24,11	22,64	26,84
Nicht-EU	12,16	12,74	15,57	17,97	20,18	20,03	16,88

Tabelle 3: Letztverwendung von Stahl aus Deutschland nach Region in Mt

Tabelle 3 illustriert, dass der Stahlsektor in Deutschland Teil eines zunehmend globalen Wertschöpfungsnetzes ist. Während 1995 noch 39,3% (16,5 Mt) des in der Bundesrepublik hergestellten Stahls auch der Letztverwendung im Inland diente, waren es 2015 nur noch 19,8% (8,5 Mt).

Das zweitwichtigste Ziel der Wertschöpfungsketten der Stahlherstellung in Deutschland sind die USA. Zwischen 7,7% (im Jahr 1995) und 12,4% (2000) des deutschen Stahls fanden ihre letzte Verwendung in den Vereinigten Staaten. Im Mittel waren es über den betrachteten Zeitraum hinweg 4,2 Mt (9,6%). Durchschnittlich 3,1 Mt deutschen Stahls wurden zur Fertigung von Gütern eingesetzt, die in Frankreich konsumiert oder investiert wurden. 2,3 Mt fanden ihre Letztverwendung in Italien. Auf Großbritannien entfielen im Mittel etwa 1,9 Mt.

Insgesamt wurden zwischen 1995 und 2015 durchschnittlich 26,8 Mt deutschen Stahls für die Fertigung von Gütern eingesetzt, die ihre Letztverwendung in der EU (inklusive Deutschland) fanden. Allerdings ist der Anteil der Europäischen Union an der letzten Verwendung deutschen Stahls im Zeitablauf deutlich gefallen, von 71,1% im Jahr 1995 auf 53,1% im Jahr 2015.

Deutlich gestiegen ist dagegen die Bedeutung Chinas als letztes Ziel des deutschen Stahls. Im Jahr 1995 360.000 Tonnen Stahl aus Deutschland für die Produktion von in der Volksrepublik verwendeten Konsum- und Investitionsgütern eingesetzt (0,9%). Dieser Wert auf 3,8 Mt oder 9,0% im Jahr 2015 angestiegen. Die Letztverwendung von deutschem Stahl in China wird von Investitionsgütern dominiert. So dienten etwa 3,1 Mt (80,4%) im Jahr 2015 der Fertigung von Investitionsgütern, 750.000 Tonnen (19,6%) zur Produktion von Konsumgütern. Damit trägt in Deutschland hergestellter Stahl zum Aufbau von Infrastruktur und Produktionsanlagen in China bei.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Stahlindustrie in Deutschland Teil von immer globaleren Wertschöpfungsketten ist. Mittlerweile dient etwa 80% des in der Bundesrepublik erzeugten Stahls letztendlich zur Fertigung von Konsum- und Investitionsgütern für das Ausland.

4 Stahlrecycling und Emissionen

Kapitel 2 zeigt, dass alle vier Aspekte der Kreislaufwirtschaft – Reduce, Reuse, Remanufacture, Recycle – beim Werkstoff Stahl zum Einsatz kommen. Im Laufe der vergangenen Jahrzehnte hat der Stahlsektor Energie und Rohstoffe immer effizienter genutzt (Reduce). Bei vielen Produkten, dazu gehören Gebäude und Automobile aber auch Stahlverpackungen, werden sehr hohe Recyclingquoten erreicht. Darüber hinaus werden Produkte aus Stahl wiederverwendet (Reuse) und durch Refabrikation (Remanufacture) wiederaufgearbeitet.

Dieses Kapitel stellt quantitative Erkenntnisse zur Bedeutung der Kreislaufwirtschaft für den Werkstoff Stahl bereit. Dazu wird untersucht, wie Recycling, der prominenteste Aspekt der Kreislaufwirtschaft, im Stahlsektor Emissionen und Rohstoffeinsatz reduziert. Zuerst werden die mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen CO₂-Emissionen geschätzt. Darauf aufbauend werden durch bestehende Schrotteinsatzquoten vermiedene CO₂-Emissionen und Rohstoffinputs berechnet und auf die Stahlintensität des Konsums umgelegt.

4.1 Methodik

Bei der Herstellung von Stahl werden Treibhausgase, insbesondere Kohlenstoffdioxid (CO₂), freigesetzt. In der Hochofenroute entstehen direkte Emissionen durch den Einsatz von kohlenstoffhaltigen Reduktionsmitteln. In der Elektrostahlroute fallen indirekte Emissionen an, wenn Strom aus fossil befeuerten Kraftwerken genutzt wird.

Um die mit der Stahlintensität des Konsums deutscher Haushalte verbundenen CO₂-Emissionen zu berechnen, wird auf Emissionsfaktoren zurückgegriffen. Diese quantifizieren, wie viel Kohlenstoffdioxid bei der Produktion einer Tonne Stahl freigesetzt wird. Die Emissionsfaktoren berücksichtigen sowohl die direkt im Stahlwerk entstehenden als auch indirekt mit der Stahlherstellung verbundenen Emissionen. Darüber hinaus können regional unterschiedliche Emissionsfaktoren eingesetzt werden.

Gleichung (2) stellt die Berechnung Stahlintensität des Konsums verbundenen CO₂-Emissionen dar. Sie erweitert die Formel zur Berechnung der Stahlintensität des Konsums um einen Vektor der Emissionsfaktoren \mathbf{f} , der die mit der Stahlfertigung verbundenen Emissionen aufzeichnet. m symbolisiert die mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen CO₂-Emissionen in kg pro Einwohner und Jahr dar. Weiterhin wird die Stahlintensität der Produktion \mathbf{n} , also der physische Stahloutput der Stahlsektoren pro Euro Umsatz, mit der Leontief-Inverse \mathbf{L} und dem Endkonsum der Haushalte \mathbf{y} multipliziert sowie durch die Einwohnerzahl geteilt p . Allerdings wird die Stahlintensität der Produktion zuerst (elementweise) mit den Emissionsfaktoren \mathbf{f} multipliziert, wodurch Emissionen anstelle von Stahlmengen berechnet werden.

$$m = (\mathbf{f}' \circ \mathbf{n}') \cdot \mathbf{L} \cdot \mathbf{y} \cdot p^{-1} \quad (2)$$

Die in dieser Studie genutzten Emissionsfaktoren basieren auf dem Konzept der Lebenszyklusanalyse. In Lebenszyklusanalysen wird der gesamte Lebensweg eines Produktes von der Förderung der Rohstoffe, über die Fertigung des Produktes und seine Nutzung bis hin zu seiner Entsorgung oder dem Recycling modelliert. Die in diesem Lebenszyklus eingesetzten Rohmaterialien sowie die entstehenden Emissionen werden in einer Sachbilanz (Life Cycle Inventory; LCI) aufgezeichnet. Die in der Sachbilanz aufgezeichneten Emissionen werden Wirkungskategorien wie dem Klimawandel oder dem Abbau der Ozonschicht zugeordnet, wodurch die

Umweltwirkungen des betrachteten Gutes berechnet werden können (Guinée 2002). Sachbilanzen für den Werkstoff Stahl, die zur Berechnung der Emissionsfaktoren dienen, werden von Verbänden, Unternehmen und der Wissenschaft erstellt. Wie in Sachbilanzen für Werkstoffe üblich wird die Herstellung der Produkte sowie ihre Nutzung nicht mitbetrachtet, da der Stahl und nicht das aus ihm gefertigte Produkt im Mittelpunkt der Analyse steht.

Die in den Sachbilanzen der Stahlherstellung ermittelten CO₂-Emissionen weisen eine große Bandbreite auf. Ihre Ergebnisse hängen von einer Reihe von Faktoren ab. Dazu gehören die betrachteten Technologien (Hochofenroute und Elektrostahlroute), die Zusammensetzung des Strommix, das Referenzjahr der Studie und nicht zuletzt methodische Entscheidungen bei der Erstellung der Sachbilanz.¹ Internationale Studien, die länder- und routenspezifische Sachbilanzen für die Stahlherstellung auf Basis einer einheitlichen Methodik erstellen, fehlen in der Literatur.² Aus diesem Grund wird in dieser Studie auf wenige, transparent darstellbare Emissionsfaktoren aus Schätzungen von Verbänden zurückgegriffen. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass diese mit nennenswerten Unsicherheiten verbunden sind.

	Europa	Rest der Welt
Hochofenroute	1.888	1.800 ³
Elektrostahlroute	455	

Tabelle 4: Emissionsfaktoren in kg pro Tonne Stahl

Tabelle 4 zeigt die zur Berechnung der mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen CO₂-Emissionen eingesetzten Emissionsfaktoren. Für den in der Europäischen Union gefertigten Stahl wird auf die Studie von Boston Consulting Group und VDEh (2013) zurückgegriffen, in der zwischen der Hochofen- und der Elektrostahlroute unterschieden wird. Für erstere werden CO₂-Emissionen von 1.888 kg pro Tonne Stahl ermittelt. Für die Elektrostahlroute werden 455 kg pro Tonne angesetzt. Außerhalb Europas wird auf Daten der World Steel Association (2018b) zurückgegriffen. Sie liegen im betrachteten Zeitraum bei etwa 1.800 kg pro Tonne Stahl. Zu beachten ist, dass es sich hierbei um ein gewichtetes Mittel aus Hochofen- und Elektrostahlroute handelt.

¹ Als Beispiel können drei Studien dienen, welche die CO₂-Emissionen aus der Herstellung von Stahl in der Hochofenroute in Deutschland berechnen. Neugebauer und Finkbeiner (2012) ermitteln Emissionen von 1.605 kg pro Tonne Warmbandstahl, wenn Gutschriften für Nebenprodukte berücksichtigt werden, sowie 1,838 kg ohne diese Gutschriften. Arens et al. (2017) errechnen Emissionen von 1.816 kg pro produzierter Tonne Stahl, Hasanbeigi et al. (2016) dagegen Emissionen von mehr als 2,200 kg pro Tonne Rohstahl.

² Die Emissionsinventare der World Steel Association (World Steel Association 2017a, 2018a) stellen die umfangreichste Datenbasis für Sachbilanzen für Stahl dar. Allerdings sind diese Emissionsinventare spezifisch für einzelne Produkte zusammengestellt, was ihre Skalierung auf die gesamte Stahlproduktion erschwert. Kim und Worrell (2002) analysieren die Entwicklung der CO₂-Emissionen in der Stahlherstellung in sieben Ländern, allerdings nur bis 1998. Hasanbeigi et al. (2016) schätzen die CO₂-Emissionen mit einer einheitlichen Methodik, jedoch nur für vier Länder.

³ Die Emissionsfaktoren der World Steel Association (2018b) schwanken zwischen 2005 und 2015 leicht, von 1,7 Tonnen CO₂ pro Tonne Stahl im Jahr 2005 bis zu 1,87 Tonnen im Jahr 2015. Von 2007 bis 2014 lag der Emissionsfaktor bei 1,8 Tonnen CO₂ pro Tonne Stahl. Verfahrensroutenspezifische Emissionsfaktoren wurden im Rahmen des Projektes von der World Steel Association bereitgestellt. Wir bedanken uns bei Henk Reimink dafür.

In Deutschland stammen etwa 70% der Stahlproduktion aus der Hochofenroute. Damit ergäbe sich ein Emissionsfaktor von 1.458 kg pro Tonne deutschen Stahls. Dieser Wert ist um etwa 340 kg niedriger als der weltweite Durchschnitt. Der Unterschied spiegelt wider, dass die Stahlherstellung in Deutschland überdurchschnittlich energie- und CO₂-effizient ist.¹

Durch das Recycling von Stahlschrotten werden Emissionen vermieden und der Rohstoffeinsatz reduziert. Broadbent (2016) berechnet, dass jede rezyklierte Tonne Stahlschrott Treibhausgasemissionen in Höhe von 1,5 Tonnen CO₂-Äquivalent vermeidet. Darüber hinaus werden 13,4 Megajoule Primärenergie und 1,4 Tonnen Eisenerz eingespart. Die durch das Recycling von Stahl vermiedenen Umweltbelastungen können auf ähnliche Weise auf die Stahlintensität des Konsums von Haushalten in Deutschland umgelegt werden, wie das freigesetzte Kohlenstoffdioxid. Dazu werden Vermeidungsfaktoren berechnet, welche die durch das Recycling von Stahlschrotten eingesparten Emissionen und Eisenerzinputs quantifizieren und wie die Emissionsfaktoren f in Gleichung (2) eingefügt werden.

Die Vermeidungsfaktoren werden berechnet, indem die Schrotteinsatzquoten in der Stahlherstellung mit den durch Recycling vermiedenen Umweltbelastungen multipliziert werden. Daten zu den Schrotteinsatzquoten werden vom Bureau of International Recycling (BIR) erhoben und veröffentlicht (Bureau of International Recycling 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017). Zur Quantifizierung der durch Recycling eingesparten Emissionen und Erzinputs werden Daten aus der »scrap LCI« der World Steel Association herangezogen. In dieser Sachbilanz für Schrotte werden die Einsparungen berechnet, indem eine Elektrostahlroute mit 100% Schrotteinsatz mit einer hypothetischen Hochofenroute ohne Schrottinputs verglichen wird (World Steel Association 2018a, 2017a). Die Daten aus der aktuellen Sachbilanz beziehen sich auf den Zeitraum von 2011 bis 2015. Darum werden die Einsparungen nur für diese Periode berechnet.

Mit der Berechnung der mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen Emissionen sowie der durch Recycling vermiedenen Umweltbelastungen sind methodische Unsicherheiten verbunden. Diese stammen insbesondere aus den Emissionsfaktoren. Aus diesem Grund müssen die Daten zur Freisetzung bzw. Vermeidung von CO₂ sowie zu eingesparten Erzinputs mit Vorsicht interpretiert werden.

4.2 Stahlintensität des Konsums und CO₂-Emissionen

Zwischen 1995 und 2015 war die Stahlintensität des Konsums von Haushalten in Deutschland im Durchschnitt mit CO₂-Emissionen in Höhe von 276,4 kg pro Einwohner und Jahr verbunden. Zwischen 2011 und 2015, also in der Periode, auf die sich die scrap LCI bezieht, lagen die Emissionen im Durchschnitt bei 262,8 kg. Zum Vergleich: Die Treibhausgasemissionen, die insgesamt mit dem Konsum von Haushalten in Deutschland verbunden sind, liegen bei 11,9 Tonnen CO₂-Äquivalent pro Einwohner und Jahr (Ivanova et al. 2015). Insgesamt wurden in der Herstellung des Stahls, der zur Fertigung der von Haushalten in Deutschland konsumierten Gütern diente, durchschnittlich 22,6 bzw. 21,3 Mt CO₂ pro Jahr freigesetzt wurden.

¹ Zum Vergleich können die Ergebnisse von Hasanbeigi et al. (2016) herangezogen werden. Vergleicht man deren Zahlen für China (2.148 kg CO₂ pro Tonne Rohstahl), das die globale Stahlherstellung dominiert, mit denen für Deutschland (1.708 kg), dann ergibt sich ein Unterschied von 440 kg. Berücksichtigt man, dass die Stahlfertigung in China auch im weltweiten Vergleich überdurchschnittlich CO₂-intensiv, erscheint der in dieser Studie gefundene Unterschied von ca. 340 kg plausibel.

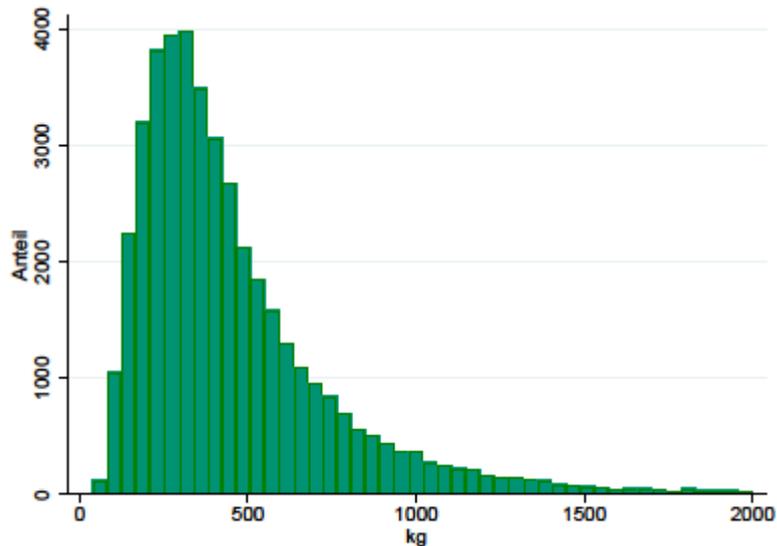


Abbildung 12: Verteilung der mit der Stahlintensität des Konsums in Deutschland verbundenen CO₂-Emissionen im Jahr 2008. Quelle: ZEW

Abbildung 12 stellt die Verteilung der mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen Kohlenstoffdioxidemissionen zwischen den Haushalten in Deutschland beispielhaft für das Jahr 2008 dar. Auch hier kommt die Quadratwurzelskala für die Äquivalenzskalierung zum Einsatz (vgl. Unterkapitel 3.3). Abbildung 12 zeigt, dass die Verteilung der CO₂-Emissionen der Verteilung der Stahlintensität des Konsums ähnelt. Der ganz überwiegende Anteil der Haushalte weist moderate Emissionen auf. Gleichzeitig gibt es eine geringe Zahl von Ausreißern, die insbesondere durch den Kauf von Automobilen erklärt werden kann. 66,7% der skalierten Haushalte weisen CO₂-Emissionen von weniger als 500 kg auf.

Stahl geht als Vorleistung in nahezu alle industriellen Wertschöpfungsketten ein. Oft überspannen diese Wertschöpfungsketten Länder und Kontinente. So hat Unterkapitel 3.4 gezeigt, wie Stahl aus Deutschland zur Fertigung von Gütern dient, die im Ausland zu Konsum- und Investitionszwecken eingesetzt werden. Auch der Stahl, aus dem sich die Stahlintensität des Konsums in Deutschland zusammensetzt, wurde nicht allein in der Bundesrepublik gefertigt. Somit wurden die mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen Kohlenstoffdioxidemissionen teilweise im Ausland freigesetzt. Im Folgenden wird daher die regionale Zusammensetzung der Stahlintensität des Konsums sowie der damit verbundene CO₂-Emissionen dargestellt.

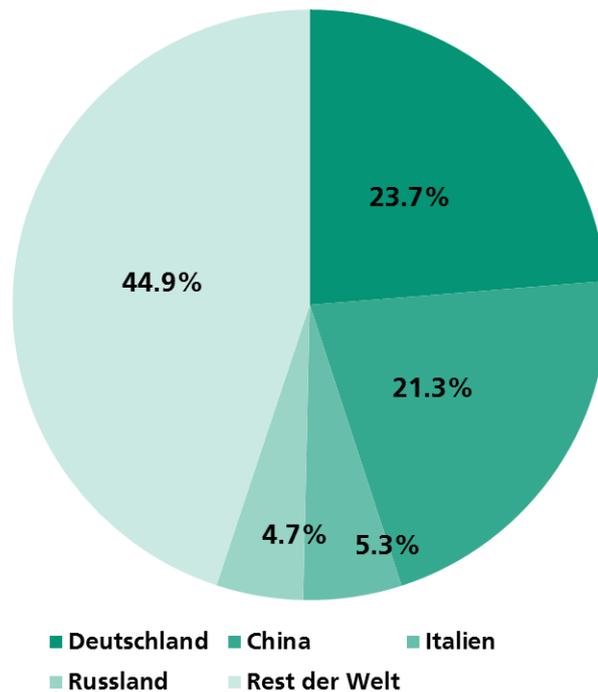


Abbildung 13: Regionale Zusammensetzung der Stahlintensität des Konsums (2011-2015)

Abbildung 13 zeigt die regionale Herkunft der Stahlintensität des Konsums in Deutschland zwischen 2011 und 2015 in Prozent. Der größte Anteil des Stahls, der zur Herstellung der Konsumgüter eingesetzt wurde, stammte in diesem Zeitraum aus der heimischen Stahlindustrie (23,7%). Weitere 21,3% wurden in China gefertigt. Aus Italien stammen 5,3% der Stahlintensität des Konsums, aus Russland 4,7%. Über den gesamten betrachteten Zeitraum (1995-2015) hinweg lag der Anteil Deutschlands bei 29,1% und der Chinas bei 12,0%. Diese Unterschiede erklären sich einerseits aus dem Aufstieg Chinas zum größten Stahlproduzenten der Welt sowie andererseits der Globalisierung der Wertschöpfungsketten.

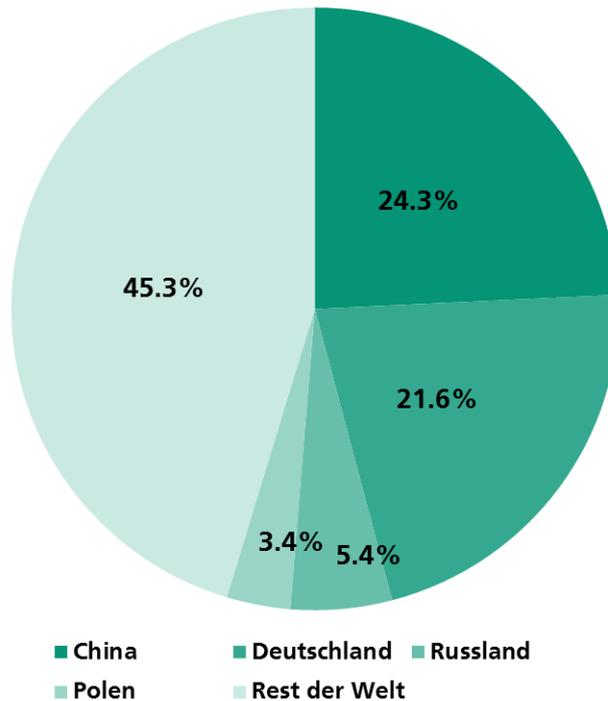


Abbildung 14: Regionale Zusammensetzung der mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen CO₂-Emissionen (2011-2015)

Abbildung 14 stellt die regionale Zusammensetzung der CO₂-Emissionen, die mit der Stahlintensität des Konsums in Deutschland verbunden sind, für den Zeitraum von 2011 bis 2015 in Prozent dar. Sie zeigt, dass die Stahlerzeugung in China mit 24,3% den größten Teil der mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen CO₂-Emissionen beiträgt. Auf die heimische Stahlindustrie entfallen 21,6%. Für den Zeitraum von 1995 bis 2015 weist die Stahlherstellung in Deutschland noch einen höheren Anteil (27,7%) auf als die chinesische (13,7%). In dieser Entwicklung spiegelt sich der deutlich gestiegene Anteil der Volksrepublik an der weltweiten Stahlproduktion sowie die zunehmend globalen Wertschöpfungsketten wider. Russland trägt zwischen 2011 und 2015 durchschnittlichen 5,4% der Emissionen bei. Eine Reihe von weiteren Staaten stellen jeweils etwa 3% der mit der Stahlintensität des Konsums deutscher Haushalte verbundenen Emissionen. Dazu gehören Polen, Österreich, Frankreich, Italien und Japan. Die Unterschiede zwischen der regionalen Zusammensetzung der Stahlintensität des Konsums (Abbildung 13) sowie der damit verbundenen Emissionen (Abbildung 14) lassen sich mit der niedrigeren CO₂-Intensität der Stahlfertigung in Europa erklären.

4.3 Vermiedene Umweltbelastungen durch Recycling

Durch den Einsatz von Schrotten in der Stahlherstellung, sowohl in der Hochofen- als auch in der Elektrostahlroute, werden Emissionen reduziert und Rohstoffe eingespart. Diese Reduktionen können der Stahlintensität des Konsums zugeordnet werden. Zwischen 2011 und 2015, also in dem Zeitraum auf den sich die scrap LCI der World Steel Association bezieht, wurden pro Einwohner und Jahr CO₂-Emissionen in Höhe von 117,4 kg eingespart. Zum Vergleich: Im vorhergehenden Unterkapitel wurden mit der Stahlintensität des Konsums verbundene Emissionen von durchschnittlich 262,8 kg pro Einwohner und Jahr ermittelt. Neben Kohlenstoffdioxid wurden auch andere Umweltbelastungen reduziert. Die Reduktion des Eisenerzeinsatz beispielsweise beläuft sich auf 75,9 kg pro Einwohnern und Jahr.

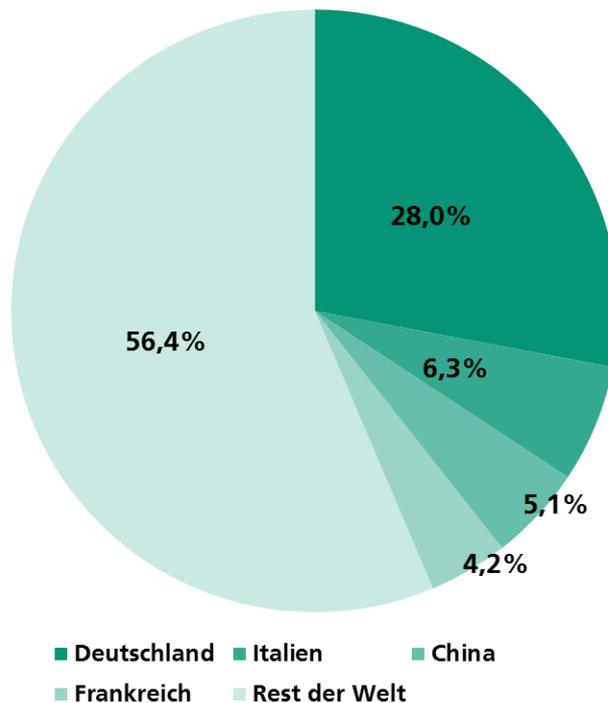


Abbildung 15: Regionale Zusammensetzung der mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen Reduktion von Umweltbelastungen durch Recycling

Abbildung 15 zeigt die regionale Zusammensetzung der mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen Vermeidung von Umweltbelastung durch Recycling. Sie stellt die durchschnittlichen Werte zwischen 2011 und 2015 in Prozent dar. Da auf Basis der scrap LCI der World Steel Association weltweit einheitliche Vermeidungsfaktoren angenommen werden, gelten die prozentualen Werte sowohl für die vermiedenen CO₂-Emissionen als auch für den reduzierten Eisenerzeinsatz.

In Abbildung 15 zeigen sich deutlich andere Anteile, als bei den mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen Emissionen (Abbildung 14). 28,0% der Reduktionen durch Recycling sind der deutschen Stahlindustrie zuzuordnen. Damit stellt der heimische Stahlsektor den größten Anteil der vermiedenen Umweltbelastungen, die mit der Stahlintensität des Konsums verbunden sind. China zeichnet dagegen nur für 5,1% der Reduktionen durch Recycling verantwortlich. Dies ist auf die niedrigen Schrotteinsatzquoten in der Volksrepublik zurückzuführen, die zwischen 2011 und 2015 von 13,0% auf 10,4% gefallen sind (Bureau of International Recycling 2016, 2017). 6,3% der durch Recycling vermiedenen Umweltbelastungen sind der italienischen Stahlindustrie zuzuordnen und 4,2% der französischen.

Unterkapitel 3.2 hat gezeigt, dass Stahl auch einen Beitrag in den Wertschöpfungsketten der Papier- und Glasherstellung leistet. Kreislaufwirtschaftliche Konzepte sind für diese Werkstoffe, ähnlich wie für den Stahl, bereits etabliert. So erreichte Papier im Jahr 2015 europaweit eine Recyclingquote von 71,5% (European Recovered Paper Council 2016). Für Glas ist auch die Wiederverwendung von Bedeutung. So können Mehrwegflaschen aus Glas bis zu 50 Mal wieder befüllt werden (Umweltbundesamt 2017). Stahl kommt in diesen Prozessen beispielsweise im LKW zum Transport von Altpapier und –glas zur Anwendung sowie in Sortier- und Reinigungsanlage, wo korrosionsresistente Spezialstähle eingesetzt werden. Somit unterstützt der Werkstoff Stahl auch kreislaufwirtschaftliche Prozesse bei anderen Werkstoffen.

4.4 Emissionen nach dem Multi-Recycling-Ansatz

Auf einen methodischen Punkt bei der Zuordnung von Emissionen zur Stahlherstellung sei Stelle hingewiesen: Zwar entstehen bei der Herstellung von Stahl aus Primärrohstoffen im Hochofen höhere Emissionen als beim Recycling im Lichtbogenofen. Gleichzeitig steht der erzeugte Stahl aber in Zukunft dem Recycling zur Verfügung. Somit kann die Herstellung von Werkstoffen aus Primärrohstoffen als Investition in den Materialbestand interpretiert werden. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, haben Neugebauer und Finkbeiner (2012) das Konzept des Multi-Recycling entwickelt.¹ Dieses betrachtet einen Werkstoff über mehrere Lebenszyklen, beginnend bei der Produktion aus Primärrohstoffen und darauf folgend über mehrere Recycling-Zyklen. Die über die Lebenszyklen entstehenden Emissionen werden gleichmäßig auf diese verteilt.

Methodisch kann der Multi-Recycling-Ansatz (Neugebauer und Finkbeiner 2012) wie folgt zusammengefasst werden.² Es wird unterstellt, dass die Primärproduktion von Stahl in der Hochofenroute stattfinden. Danach werden 5 weitere Lebenszyklen angenommen, in denen der Werkstoff in der Elektrostahlroute recycelt wird. Bei einer durchschnittlichen Lebensdauer der Stahlprodukte von etwa 16 Jahre überspannen die 6 Lebenszyklen damit etwa 100 Jahre. Materialverluste werden durch Primärmaterial ausgeglichen (Mengarelli et al. 2017), die Emissionsfaktoren der Stahlproduktion werden als unverändert angenommen.

Abbildung 16 illustriert, wie sich die Zuordnung von Emissionen nach dem Multi-Recycling-Ansatz (Neugebauer und Finkbeiner 2012; Mengarelli et al. 2017) auf die durchschnittlichen CO₂-Emissionen zwischen 1995 und 2015 auswirkt. Sie zeigt die Emissionen auf Basis der tatsächlichen Mischung der Verfahrensrouten (Technologie-Mix), einer hypothetischen Produktion allein in der Hochofenroute (nur Hochofen) bzw. allein in der Elektrostahlroute (Nur Elektroofen) sowie auf Basis des Multi-Recycling-Ansatz (Multi-Recycling). Alle Emissionen werden in kg pro Einwohner und Jahr ausgegeben.

¹ Die World Steel Association nutzt in ihren Lebenszyklusanalysen einen ähnlichen Ansatz, um durch Schrotteinsatz vermiedene Emissionen zu berücksichtigen (World Steel Association 2017a). Dazu werden einerseits negative Gutschriften für eingesetzte Schrott und andererseits positive Gutschriften für das Recycling des betrachteten Produkts eingeführt. Somit werden die Emissionen und Rohstoffinputs um das »Nettorecycling«.

² In dieser Studie wird der Multi-Recycling-Ansatz in der überarbeiteten Variante von Mengarelli et al. 2017 berechnet. Die nachfolgende Formel beschreibt diesen. $CO2_{MR}$ bezeichnet die CO₂-Emissionen pro Tonne Stahl im Multi-Recycling-Ansatz, $CO2_{HO}$ die Emissionen der Hochofenroute und $CO2_{EO}$ die der Elektrostahlroute. RR ist die Recyclingquote von Stahl. Der Materialverlust zwischen den Lebenszyklen wird über die Produktion aus Primärmaterial ausgeglichen. Es werden konstante Emissionsfaktoren, 6 Lebenszyklen sowie Materialverluste von 13% unterstellt (Neugebauer und Finkbeiner 2012).

$$CO2_{MR} = \frac{CO2_{HO} + 5 \cdot (RR \cdot CO2_{HO} + [1 - RR]CO2_{EO})}{6}$$

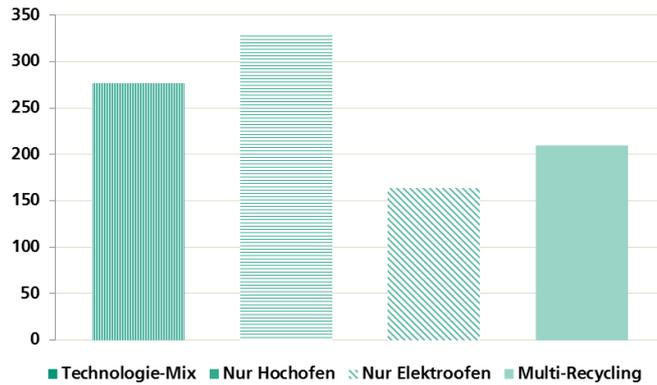


Abbildung 16: Mit der Stahlintensität des Konsums verbundene CO₂-Emissionen in kg pro Einwohner und Jahr

Die tatsächliche Zusammensetzung der Verfahrensrouten führt zwischen 1995 und 2015 zu mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen CO₂-Emissionen in Höhe von 276,4 kg pro Einwohner und Jahr. Wäre die gesamte für den Konsum deutscher Haushalte produzierte Stahlmenge in der Hochofenroute gefertigt worden, wären die Emissionen um 19,4% höher (330,2 kg pro Einwohner und Jahr). Bei einer Produktion allein in der Elektrostahlroute lägen sie bei 163,5 kg. Berechnet man die CO₂-Emissionen der Stahlproduktion auf Basis des Multi-Recycling-Ansatzes, liegen sie bei durchschnittlich 209,3 kg und damit ca. 24,3% niedriger bei der Zuordnung nach dem aktuellen Mix der Verfahrensrouten. Falls der Anteil von Stahl aus recycelten Schrotten an der Gesamtproduktion in Zukunft steigt, können die nach dem Multi-Recycling-Ansatz ermittelten Emissionen diejenigen aus dem Technologie-Mix berechneten übersteigen. Dies spiegelt die Nutzung des in der Vergangenheit produzierten Stahlbestandes in der Volkswirtschaft wider.

Kapitel 4.3 hat quantifiziert, wie Recycling die mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen CO₂-Emissionen und Eisenerzinputs reduziert. Dieses Kapitel illustriert, wie sich durch eine verstärkte Anwendung der kreislaufwirtschaftlichen Aspekte Refabrikation (Remanufacture) und Wiederverwendung (Reuse) weitere Nachhaltigkeitspotentiale heben lassen. Dazu wird mithilfe von illustrativen Szenarien untersucht, welche Effekte eine ausgeweitete Refabrikation von langlebigen Geräten im Haushalt sowie eine verstärkte Wiederverwendung von Stahlbauteilen im Wohnungsbau auf die Stahlintensität des Konsums und auf die CO₂-Emissionen hätten.

5.1 Methodik

Die Stahlintensität des Konsums von Haushalten in Deutschland sowie die damit verbundenen CO₂-Emissionen wurden in den Unterkapiteln 3.3 und 4.2 geschätzt. Das Konsumbündel der deutschen Haushalte ist aus den Daten der EXIOBASE bekannt. Auf Grundlage dieser Daten werden illustrative Szenarien für die Refabrikation und die Wiederverwendung von Stahlprodukten berechnet.

Die illustrativen Szenarien werden als eine Anpassung des Konsumbündels (Refabrikation, Unterkapitel 5.2) beziehungsweise als eine Veränderung der Stahlintensität von Produkten (Wiederverwendung, Unterkapitel 5.3) implementiert. In beiden Fällen handelt es sich um Partialbetrachtungen. Es wird dabei untersucht, wie sich die Stahlintensität des Konsums und die damit verbundenen CO₂-Emissionen verändern, ohne dass es zu Rückkopplungen entlang der globalen Wertschöpfungsketten kommt. Weitergehende Verhaltensanpassungen von Haushalten und Unternehmen, die beispielsweise durch Veränderungen des Stahlpreises ausgelöst würden, werden nicht betrachtet. Da die Szenarien Verhaltensänderungen des typischen Einwohners Deutschlands widerspiegeln und nicht solche aller Haushalte, erscheint diese Annahme unkritisch. Für die Berechnungen wird 2015 als Basisjahr herangezogen. Die CO₂-Emissionen werden auf Basis der mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen Kohlenstoffdioxidemissionen (vgl. Unterkapitel 4.2) berechnet.

5.2 Refabrikation

Unter Refabrikation wird das Wiederherstellen des neuwertigen Zustandes eines (Stahl-) Produktes verstanden. Cooper et al. (2014) nennen Waschmaschinen als Beispiel für ein Produkt, das durch einfache Veränderungen des Produktdesigns reparaturfreundlicher gestaltet und dessen Refabrikation damit vereinfacht werden könnte. Sie schätzen, dass Waschmaschinen typischerweise nach sechs Jahren entsorgt bzw. dem Recycling zugeführt werden. Grund dafür seien unzugängliche verschlissene Lager. Der Rahmen der Waschmaschine, für den die Autoren eine Lebensdauer von 18 Jahren angeben, wird daher deutlich kürzer genutzt, als dies technisch möglich sei. Ähnliche verhält es sich bei Kühlschränken. Diese werden üblicherweise entsorgt, wenn der Kompressor ausfällt. Die mögliche längere Lebensdauer der anderen Komponenten wird ebenfalls nicht ausgenutzt.

Um den Einfluss der Refabrikation von langlebigen Konsumgütern im Haushalt auf die Stahlintensität des Konsums sowie die damit verbundenen CO₂-Emissionen zu quantifizieren, wird unterstellt, dass sich durch verbesserte Refabrikation die (jährliche) Nachfrage nach diesen Gütern um 50% verringert. Dabei werden die Gütergruppen Maschinen für die Erzeugung und Nutzung von mechanischer Energie (CPA 29), zu der

insbesondere elektrische Haushaltsgeräte gehören, sowie Elektrizitätsverteilungs- oder -schalteneinrichtungen (CPA 31), zu der beispielsweise Batterien und Lampen zählen, berücksichtigt. Elektronische Geräte werden nicht betrachtet, da diese häufig aufgrund von technischem Fortschritt und nicht wegen des Ausfalls von Komponenten ausgetauscht werden. Automobile werden ebenfalls nicht berücksichtigt, da auch andere Anpassungen, beispielsweise beim Kraftstoffverbrauch und bei der Wartung, modelliert werden müssten.

Es wird angenommen, dass das reparaturfreundliche Produktdesign kostenneutral umgesetzt wird. Die aufzuwendenden Kosten der Reparatur sowie der damit verbundene Stahleinsatz wird als Teil der verringerten Nachfrage angenommen. Das durch die verringerte Nachfrage nach langlebigen Konsumgütern freiwerdende Einkommen wird proportional zur bisherigen Ausgabenstruktur verteilt. Dadurch wird wiederum neuer Stahlbedarf induziert.

Die Ausgaben des durchschnittlichen Einwohners für die betrachteten Gütergruppen sind relativ gering. Zusammen machen sie 52¹ Euro oder 0,32% der Konsumausgaben aus. Eine Reduktion der Nachfrage nach den Gütern führt somit zu Ersparnissen in Höhe von 26 Euro.

Der Effekt der Refabrikation langlebiger Konsumgüter in diesem illustrativen Szenario ist größer, als deren Anteil an den Konsumausgaben es vermuten ließe. Die Stahlintensität des Konsums des durchschnittlichen Einwohners sinkt um 1,4 kg pro Jahr. Dies entspricht 0,8% der Stahlintensität des Konsums zwischen 1995 und 2015. Der überproportionale Effekt ist darauf zurückzuführen, dass die Stahlintensität der Produktion der betrachteten Güter überdurchschnittlich hoch ist. Die fallende Nachfrage nach langlebigen Konsumgütern reduziert die Stahlintensität des Konsums um 1,6 kg, während die Verschiebung der Nachfrage sie wieder um 0,2 kg erhöht. Die mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen Kohlenstoffdioxidemissionen sinken um 2,2 kg pro Jahr. Somit deutet das Szenario an, dass die Refabrikation von langlebigen Konsumgütern zu moderaten Reduktionen der Stahlintensität des Konsums sowie der damit verbundenen CO₂-Emissionen führt.

5.3 Wiederverwendung

Unter Wiederverwendung wird im 4R-Konzept der Kreislaufwirtschaft verstanden, dass ein Objekt oder Material, entweder für denselben oder einen ähnlichen Zweck, wieder eingesetzt wird, ohne seine Form signifikant zu verändern. In der Literatur wird dabei häufig das Potential zur Wiederverwendung von Stahlkomponenten im Bausektor hervorgehoben (Cooper und Allwood 2012).

Dieses Unterkapitel greift das in der Literatur identifizierte Potential auf und untersucht eine verstärkte Wiederverwendung von Stahlteilen im Bausektor. Dazu wird angenommen, dass der durchschnittliche Einwohner Deutschlands in ein Haus zieht, welches in Teilen aus wiederverwendeten Stahlkomponenten besteht. Diese Annahme wird implementiert, indem die Stahlintensität des Wohnens sowie der Bauarbeiten (CPA 45) kalkulatorisch um 10% reduziert wird. Dabei wird unterstellt, dass der Einsatz von wiederverwendeten Stahlbauteilen kostenneutral geschieht. Somit entstehen in diesem illustrativen Szenario keine Verschiebungen der Konsumausgaben.

¹ Diese Werte werden auf Basis der GMRIO-Tabelle für 2015 der EXIOBASE berechnet. Darum handelt es sich um Nettoausgaben.

Auch in diesem Szenario wird eine Partialanalyse durchgeführt. Es wird angenommen, dass keine systematischen Veränderungen der globalen Wertschöpfungsketten durch den Einsatz von wiederverwendeten Stahlkomponenten im Bausektor auftreten. Des Weiteren wird angenommen, dass beim Transport der wiederverwendeten Teile nicht mehr Kohlenstoffdioxid emittiert wird, als beim Transport von neuen Stahlkomponenten.

Der durchschnittliche Einwohner der Bundesrepublik hat im Jahr 2015 netto 3.185 Euro für das Wohnen ausgegeben. Dies entspricht 19,6% seiner Konsumausgaben. Damit ist das Wohnen die wichtigste Ausgabenkategorie des durchschnittlichen Einwohners. Hierbei werden sowohl tatsächlich gezahlte als auch kalkulatorische Mieten für selbstgenutztes Wohneigentum berücksichtigt. Für Baudienstleistungen gab der durchschnittliche Einwohner weitere 66 Euro aus.

Reduziert sich die Stahlintensität des Wohnens und Bauens durch eine verstärkte Wiederverwendung von Stahlbauteilen um 10%, dann fällt die Stahlintensität des Konsums des durchschnittlichen Einwohners um 2,2 kg pro Jahr. Dies entspricht 1,2% der Stahlintensität des Konsums zwischen 1995 und 2015 oder 1,4% der Stahlintensität des Konsums im Jahr 2015. Es werden CO₂-Emissionen in Höhe von 3,5 kg vermieden.

Die in diesem illustrativen Szenario berechneten Veränderungen erscheinen gering, insbesondere vor dem Hintergrund der hohen Ausgaben für das Wohnen. Außerdem wird der mit der Inanspruchnahme der Wohngebäude verbundene Stahlbedarf explizit berücksichtigt. Allerdings ist zu bedenken, dass der in Wohngebäuden verbaute Stahl über Jahrzehnte hinweg genutzt wird. Dadurch ist der Stahleinsatz auf ein einzelnes Jahr gerechnet moderat. Er lag zwischen 1995 und 2015 im Durchschnitt bei 19,2 kg.

Sowohl bei der Interpretation dieses Szenarios als auch bei der des vorhergehenden ist deren illustrative Natur zu bedenken. Es handelt sich in beiden Fällen partialanalytische Szenarien, die keine technische oder politische Entwicklung widerspiegeln. Nichts desto weniger deuten die illustrativen Szenarien an, dass eine systematische Analyse der ökonomischen Potentiale für eine Ausweitung der Refabrikation und Wiederverwendung von Stahlprodukten wichtige Erkenntnisse liefern könnte.

6 Fazit

.....
Fazit
.....

Stahl ist von grundlegender Bedeutung für den Alltag. Der in dieser Studie eingeführte Indikator »Stahlintensität des Konsums« quantifiziert die Stahlmenge, die hergestellt wird, um das Konsumbündel eines Haushalts oder einer Gruppe von Haushalten zu fertigen. Dabei wird die gesamte Wertschöpfungskette berücksichtigt. Somit wird auch der Stahleinsatz in der Herstellung von Gütern berücksichtigt, die selbst keinen Stahl enthalten. Die Stahlintensität des Konsums in Deutschland lag zwischen 1995 und 2015 bei durchschnittlich 179,3 kg pro Einwohner und Jahr. Dies entspräche einer Stahlkugel mit einem Durchmesser von etwa 35,2 cm. Berücksichtigt man öffentliche Konsum- und Investitionstätigkeit, beispielsweise Bildung, innere Sicherheit sowie Straßen- und Schieneninfrastruktur, dann steigt die Stahlintensität des Konsums um 32,3% auf 237,3 kg pro Einwohner und Jahr. Die Verteilung der Stahlintensität des Konsums zwischen Haushalten ist relativ gleichmäßig. Etwa 86,0% der Haushalte weisen eine Stahlintensität des Konsums von unter 500 kg auf.

Stahl ist Teil nahezu aller industrieller Wertschöpfungsketten. Der Kauf und Betrieb von Automobilen sowie das Wohnen haben den größten Anteil an der Stahlintensität des Konsums in Deutschland. Zusammen machen sie etwa die Hälfte der durch den Konsum ausgelösten Stahlherstellung aus. Für die Fertigung des durchschnittlichen Automobils in Deutschland wurden zwischen 1995 und 2015 etwa 1.605 kg Stahl eingesetzt. Auch für die Fertigung von Produkten, in denen er nicht enthalten ist, wird Stahl benötigt. Beispielsweise wurden von 1995 bis 2015 pro Einwohner und Jahr durchschnittlich 8,3 kg Stahl zur Herstellung von Nahrungsmitteln eingesetzt.

Stahl ist ein globaler Werkstoff. Im Jahr 1995 dienten etwa 60,7% der Stahlproduktion in Deutschland der Fertigung von Gütern, die im Ausland zu Konsum- oder Investitionszwecken eingesetzt wurden. Im Jahr 2015 ist dieser Anteil auf 80,2% gestiegen. Gleichzeitig wurden im Durchschnitt 70,9% der Stahlintensität des Konsums in der Bundesrepublik im Ausland hergestellt.

Stahl ist ein Werkstoff der Kreislaufwirtschaft. Von 1995 bis 2015 waren durchschnittlich CO₂-Emissionen von 276,4 kg pro Einwohner und Jahr mit der Stahlintensität des Konsums verbunden. Durch das Recycling von Stahlschrotten wurden zwischen 2011 und 2015 durchschnittlich 117,4 kg CO₂ und 75,9 kg Eisenerz pro Einwohner und Jahr eingespart. Dies entspräche 44,7% der in diesem Zeitraum mit der Stahlintensität des Konsums verbundenen Kohlenstoffdioxidemissionen. Mit 28,0% fand der größte Anteil dieser Vermeidung in Deutschland statt. Darüber hinaus spielt Stahl auch in den Wertschöpfungsketten von Glas und Papier eine Rolle, zwei weiteren Werkstoffen mit hohen Recyclingraten. Maschinen und Anlagen aus Stahl tragen dazu bei, dass diese Stoffe recycelt oder wiederverwendet werden. Somit wirkt Stahl auch als Enabler der Kreislaufwirtschaft bei anderen Werkstoffen. Illustrative Simulationen deuten darüber hinausgehende Potentiale durch eine verstärkte Refabrikation und Wiederverwendung von stahlintensiven Gütern an. Beispielhaften Berechnungen für die Refabrikation von langlebigen Konsumgütern und für die Wiederverwendung von Stahl im Bausektor deuten auf moderate Reduktionen der Stahlintensität des Konsums sowie der damit verbundenen Emissionen hin. Allerdings ist weitere Forschung notwendig, um die ökonomischen Potentiale von Wiederverwendung und Refabrikation systematisch herauszuarbeiten.

- 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. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.12.097.
- Bartos, Ralf; Brockmann, Stefanie; Fandrich, Reinhard; Endemann, Gerhard; Heinzl, Sabine; Keul, Christoph et al. (2015): *Stahlfibel*. Düsseldorf: Verlag Stahleisen.
- Boston Consulting Group; VDEh (2013): *Steel's Contribution to a Low-Carbon Europe 2050. Technical and Economic Analysis of the Sector's CO2 Abatement Potential*.
- BP (2018): *Statistical Review of World Energy 2018*. London.
- Broadbent, Clare (2016): Steel's recyclability: demonstrating the benefits of recycling steel to achieve a circular economy. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21 (11), S. 1658–1665. DOI: 10.1007/s11367-016-1081-1.
- Bureau of International Recycling (2012): *World Steel Recycling in Figures 2007-2011*.
- Bureau of International Recycling (2013): *World Steel Recycling in Figures 2008-2012*.
- Bureau of International Recycling (2014): *World Steel Recycling in Figures 2009-2013*.
- Bureau of International Recycling (2015): *World Steel Recycling in Figures 2010-2014*.
- Bureau of International Recycling (2016): *World Steel Recycling in Figures 2011-2015*.
- Bureau of International Recycling (2017): *World Steel Recycling in Figures 2012-2016*.
- Cellura, Maurizio; Longo, Sonia; Mistretta, Marina (2012): Life Cycle Assessment (LCA) of protected crops: an Italian case study. In: *Working towards a more sustainable agri-food industry: Main findings from the Food LCA 2010 conference in Bari, Italy 28*, S. 56–62. DOI: 10.1016/j.jclepro.2011.10.021.
- Chipindula, Jesuina; Botlaguduru, S. Venkata; Du, Hongbo; Kommalapati, R. Raghava; Huque, Ziaul (2018): Life Cycle Environmental Impact of Onshore and Offshore Wind Farms in Texas (*Sustainability*, 10).
- Cooper, Daniel R.; Allwood, Julian M. (2012): Reusing Steel and Aluminum Components at End of Product Life. In: *Environ. Sci. Technol.* 46 (18), S. 10334–10340. DOI: 10.1021/es301093a.
- Cooper, Daniel R.; Gutowski, Timothy G. (2015): The Environmental Impacts of Reuse: A Review. In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (1), S. 38–56. DOI: 10.1111/jiec.12388.
- Cooper, Daniel R.; Skelton, Alexandra C.H.; Moynihan, Muir C.; Allwood, Julian M. (2014): Component level strategies for exploiting the lifespan of steel in products. In: *Resources, Conservation and Recycling* 84, S. 24–34. DOI: 10.1016/j.resconrec.2013.11.014.
- Davis, J.; Geyer, R.; Ley, J.; He, J.; Clift, R.; Kwan, A. et al. (2007): Time-dependent material flow analysis of iron and steel in the UK: Part 2. Scrap generation and recycling. In: *Resources, Conservation and Recycling* 51 (1), S. 118–140. DOI: 10.1016/j.resconrec.2006.08.007.
- Densley Tingley, Danielle; Cooper, Simone; Cullen, Jonathan (2017): Understanding and overcoming the barriers to structural steel reuse, a UK perspective. In: *Journal of Cleaner Production* 148, S. 642–652. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.02.006.

- Dunant, Cyrille F.; Drewniok, Michał P.; Sansom, Michael; Corbey, Simon; Allwood, Julian M.; Cullen, Jonathan M. (2017): Real and perceived barriers to steel reuse across the UK construction value chain. In: *Resources, Conservation and Recycling* 126, S. 118–131. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.07.036.
- Ellen MacArthur Foundation (2015): Towards a Circular Economy: Business rationale for an accelerated transition.
- Europäische Kommission (2005): Entscheidung der Kommission zur Festlegung der Einzelheiten für die Kontrolle der Einhaltung der Zielvorgaben für Wiederverwendung/Verwertung und Wiederverwendung/Recycling gemäß der Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Altfahrzeuge. 2005/293/EC.
- European Recovered Paper Council (2016): Paper Recycling Monitoring Report 2015. Final Report of the 2011-2015 period.
- European Remanufacturing Network (2015): Remanufacturing Market Study.
- Eurostat (2013): European System of Accounts 2010. Luxemburg.
- Eurostat (2018): Altfahrzeuge nach Abfallbewirtschaftungsmaßnahmen - ausführliche Daten (env_waselv), zuletzt aktualisiert am 16.01.2018.
- Galli, Alessandro; Wiedmann, Thomas; Erwin, Ertug; Knoblauch, Doris; Ewing, Brad; Giljum, Stefan (2012): Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a "Footprint Family" of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet. In: *The State of the Art in Ecological Footprint: Theory and Applications* 16, S. 100–112. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.06.017.
- Girod, Bastien; Haan, Peter de (2010): More or Better? A Model for Changes in Household Greenhouse Gas Emissions due to Higher Income. In: *Journal of Industrial Ecology* 14 (1), S. 31–49. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2009.00202.x.
- Graedel, T. E.; Allwood, Julian; Birat, Jean-Pierre; Buchert, Matthias; Hagelüken, Christian; Reck, Barbara K. et al. (2011): What Do We Know About Metal Recycling Rates? In: *Journal of Industrial Ecology* 15 (3), S. 355–366. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2011.00342.x.
- Guezuraga, Begoña; Zauner, Rudolf; Pölz, Werner (2012): Life cycle assessment of two different 2 MW class wind turbines. In: *Renewable Energy* 37 (1), S. 37–44. DOI: 10.1016/j.renene.2011.05.008.
- Guinée, Jeroen B. (2002): Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards: Springer.
- 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. DOI: 10.1016/j.resconrec.2016.06.008.
- Helmus, Manfred; Randel, Anne (2015): Sachstandsbericht zum Stahlrecycling im Bauwesen.
- Hertwich, Edgar G.; Peters, Glen P. (2009): Carbon Footprint of Nations: A Global, Trade-Linked Analysis. In: *Environ. Sci. Technol.* 43 (16), S. 6414–6420. DOI: 10.1021/es803496a.
- IEA (2017): Coal Information 2017. Paris: IEA Publications.
- IRP (2017): Assessing global resource use: A systems approach to resource efficiency and pollution reduction. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme.

Ivanova, Diana; Stadler, Konstantin; Steen-Olsen, Kjartan; Wood, Richard; Vita, Gibran; Tukker, Arnold; Hertwich, Edgar G. (2015): Environmental Impact Assessment of Household Consumption. In: *Journal of Industrial Ecology* 20 (3), S. 526–536. DOI: 10.1111/jiec.12371.

Kim, Yeonbae; Worrell, Ernst (2002): International comparison of CO₂ emission trends in the iron and steel industry. In: *Energy Policy* 30 (10), S. 827–838. DOI: 10.1016/S0301-4215(01)00130-6.

Korhonen, Jouni; Honkasalo, Antero; Seppälä, Jyri (2018): Circular Economy: The Concept and its Limitations. In: *Ecological Economics* 143, S. 37–46. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2017.06.041.

Lahiri, Sajal (2000): Professor Wassily W. Leontief, 1905-1999. In: *The Economic Journal* 110 (467), S. F695-F707.

Martínez, E.; Latorre-Biel, J. I.; Jiménez, E.; Sanz, F.; Blanco, J. (2018): Life cycle assessment of a wind farm repowering process. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 93, S. 260–271. DOI: 10.1016/j.rser.2018.05.044.

Martínez, E.; Sanz, F.; Pellegrini, S.; Jiménez, E.; Blanco, J. (2009): Life cycle assessment of a multi-megawatt wind turbine. In: *Renewable Energy* 34 (3), S. 667–673. DOI: 10.1016/j.renene.2008.05.020.

Matsumoto, Mitsutaka; Yang, Shanshan; Martinsen, Kristian; Kainuma, Yasutaka (2016): Trends and research challenges in remanufacturing. In: *International Journal of Precision Engineering and Manufacturing-Green Technology* 3 (1), S. 129–142. DOI: 10.1007/s40684-016-0016-4.

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. DOI: 10.1007/s11367-016-1237-z.

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

Oda, Junichiro; Akimoto, Keigo; Tomoda, Toshimasa (2013): Long-term global availability of steel scrap. In: *Resources, Conservation and Recycling* 81, S. 81–91. DOI: 10.1016/j.resconrec.2013.10.002.

OECD (2005): What are Equivalence Scales? Online verfügbar unter <http://www.oecd.org/eco/growth/OECD-Note-EquivalenceScales.pdf>, zuletzt geprüft am 10.12.2018.

Pauliuk, Stefan; Milford, Rachel L.; Müller, Daniel B.; Allwood, Julian M. (2013a): The Steel Scrap Age. In: *Environmental Science and Technology* 47 (7), S. 3448–3454. DOI: 10.1021/es303149z.

Pauliuk, Stefan; Wang, Tao; Müller, Daniel B. (2013b): Steel all over the world: Estimating in-use stocks of iron for 200 countries. In: *Resources, Conservation and Recycling* 71, S. 22–30. DOI: 10.1016/j.resconrec.2012.11.008.

Pothen, Frank (2017): A structural decomposition of global Raw Material Consumption. In: *Ecological Economics* 141, S. 154–165. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2017.05.032.

Pothen, Frank; Tovar Reaños, Miguel Angel (2018): The Distribution of Material Footprints in Germany. In: *Ecological Economics* 153, S. 237–251. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2018.06.001.

RWI (2015): Die volkswirtschaftliche Bedeutung der Stahlindustrie – Eine Aktualisierung im Lichte neuer Daten.

Stadler, Konstantin; Wood, Richard; Bulavskaya, Tatyana; Södersten, Carl-Johan; Simas, Moana; Schmidt, Sarah et al. (2018): EXIOBASE 3: Developing a Time Series of Detailed Environmentally Extended Multi-Regional Input-Output Tables. In: *Journal of Industrial Ecology* 22 (3), S. 502–515. DOI: 10.1111/jiec.12715.

Statista (2018): Entwicklung der durchschnittlichen Neuwagenpreise in den Jahren 1995 bis 2017 in Deutschland (in Euro), zuletzt geprüft am 20.12.2018.

Statistisches Bundesamt (2010): Input-Output-Rechnung im Überblick. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt,

Statistisches Bundesamt (2017): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen. Input-Output-Rechnung 2014 (Revision 2014, Stand: August 2017). Fachserie 18 Reihe 2. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Statistisches Bundesamt (2018a): Beschäftigte, Umsatz, Produktionswert und Wertschöpfung der Unternehmen im Verarbeitenden Gewerbe: Deutschland, Jahre, Wirtschaftszweige (WZ2008 2-4-Steller Hierarchie), zuletzt geprüft am 03.09.2018.

Statistisches Bundesamt (2018b): Einkommens- und Verbrauchsstichprobe (EVS). Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesellschaftStaat/EinkommenKonsumLebensbedingungen/Methoden/Einkommens_Verbrauchsstichprobe.html, zuletzt geprüft am 10.12.2018.

Statistisches Bundesamt (2018c): Fortschreibung des Bevölkerungsstandes. Genesis-Online, Tabelle 12411-0001, zuletzt geprüft am 02.10.2018.

Statistisches Bundesamt (2018d): VGR des Bundes - Bruttoanlageinvestitionen des Staates und der nichtstaatlichen Sektoren (nominal/preisbereinigt): Deutschland, Jahre. Genesis-online, Tabelle 81000-0025, zuletzt geprüft am 30.11.2018.

Steen-Olsen, Kjartan; Weinzettel, Jan; Cranston, Gemma; Ercin, A. Ertug; Hertwich, Edgar G. (2012): Carbon, Land, and Water Footprint Accounts for the European Union: Consumption, Production, and Displacements through International Trade. In: *Environ. Sci. Technol.* 46 (20), S. 10883–10891. DOI: 10.1021/es301949t.

Torrellas, Marta; Antón, Assumpció; López, Juan Carlos; Baeza, Esteban José; Parra, Jerónimo Pérez; Muñoz, Pere; Montero, Juan Ignacio (2012): LCA of a tomato crop in a multi-tunnel greenhouse in Almeria. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17 (7), S. 863–875. DOI: 10.1007/s11367-012-0409-8.

Umweltbundesamt (2017): Mehrwegflaschen. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/umwelttipps-fuer-den-alltag/essen-trinken/mehrwegflaschen>, zuletzt aktualisiert am 24.08.2017, zuletzt geprüft am 18.12.2017.

USGS (2018): Mineral Commodity Summaries Iron Ore 2017. Online verfügbar unter https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron_ore/mcs-2018-feore.pdf.

Verband der Automobilindustrie (2018): Neuzulassungen. Online verfügbar unter <https://www.vda.de/de/services/zahlen-und-daten/jahreszahlen/neuzulassungen.html>, zuletzt aktualisiert am 12.04.2018, zuletzt geprüft am 10.12.2018.

Weinzettel, Jan; Reenaas, Marte; Solli, Christian; Hertwich, Edgar G. (2009): Life cycle assessment of a floating offshore wind turbine. In: *Renewable Energy* 34 (3), S. 742–747. DOI: 10.1016/j.renene.2008.04.004.

Wiedmann, Thomas O.; Schandl, Heinz; Lenzen, Manfred; Moran, Daniel; Suh, Sangwon; West, James; Kanemoto, Keiichiro (2013): The material footprint of nations. In: *Proc Natl Acad Sci USA*. DOI: 10.1073/pnas.1220362110.

Wirtschaftsvereinigung Stahl (2017): Stahl und Nachhaltigkeit. Eine Bestandsaufnahme in Deutschland. Düsseldorf.

World Steel Association (2015): Indirect Trade in Steel. Brüssel, Belgien.

.....
Fazit
.....

World Steel Association (2016): Steel - The Permanent Material in the Circular Economy. Brüssel, Belgien.

World Steel Association (2017a): Life cycle inventory methodology report for steel products.

World Steel Association (2017b): Steel Statistical Yearbook 2017. Brüssel, Belgien.

World Steel Association (2018a): Life Cycle Inventory Study. May 2018.

World Steel Association (2018b): Sustainability Indicators 2003 - 2017.

World Steel Association (2018c): World Steel in Figures 2018. Brüssel, Belgien.

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. DOI: 10.1016/j.envsci.2011.04.008.